

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشکده علوم زمین  
رشته زمین‌شناسی گرایش زیست‌محیطی  
پایان‌نامه کارشناسی ارشد

بررسی زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک‌های اطراف سد باطله فرآوری معدن  
سرب و روی ایرانکوه – جنوب غرب اصفهان

نگارنده: مهسا رخ بر

استاد راهنما:

دکتر افشین قشلاقی

استاد مشاور:

دکتر گیتی فرقانی

شهریور ۱۳۹۵

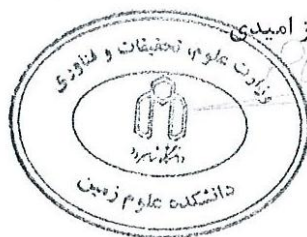
فرم شماره ۷: صورتجلسه دفاع از پایان نامه تحصیلی دوره کارشناسی ارشد

با تأییدات خداوند متعال و با استعانت از حضرت ولی عصر (عج) ارزبایی جلسه دفاع از پایان نامه کارشناسی ارشد خانم مهسا رخ بر به شماره دانشجویی ۹۲۰۶۷۹۴ رشته زمین شناسی گرایش زیست محیطی تحت عنوان بررسی زیست دسترس پذیری فلزات سنگین در خاک‌های اطراف سد باطله فرآوری معدن سرب و روی ایرانکوه - جنوب غرب اصفهان که در تاریخ ۱۳۹۵/۶/۱۳ با حضور هیأت محترم داوران در دانشگاه صنعتی شاهرود برگزار گردید به شرح ذیل اعلام می‌گردد:

قبول (با درجه عالی)	امتیاز (۱۹-۲۰)	<input checked="" type="checkbox"/>	دفاع مجدد	<input type="checkbox"/>	مردود	<input type="checkbox"/>
---------------------	----------------	-------------------------------------	-----------	--------------------------	-------	--------------------------

- ۱- عالی (۱۹-۲۰)      ۲- بسیار خوب (۱۸-۱۷/۹۹)  
 ۳- خوب (۱۶-۱۷/۹۹)      ۴- قابل قبول (۱۴-۱۵/۹۹)  
 ۵- نمره کمتر از ۱۴ غیر قابل قبول

عضو هیأت داوران	نام و نام خانوادگی	مرتبه علمی	امضاء
۱- استاد راهنمای اول	دکتر افشین قشلاقی	استادیار	
۲- استاد راهنمای دوم			
۳- استاد مشاور	دکتر گیتی فرقانی	استادیار	
۴- نماینده شورای تحصیلات تکمیلی	دکتر مسعود علی پور	استادیار	
۵- استاد ممتحن اول	دکتر هادی جعفری	استادیار	
۶- استاد ممتحن دوم	دکتر فرج الله فردوست	استادیار	



با نام و یاد یگانه بخشایش گر او که در گذران مسیر زندگی و کسب دانش، همواره حضورش را در  
قلب خویش و در بطن کارهایم حس کردم.

به نام بزرگ پدر، برای تمام لحظات خوب و امیدوارکننده که صدای گرمش را همانا و دست  
حلمش بر شانه هایم بود.

به نام آرامش بخش مادر، در سپاس برای عمرش که به از خود گذشتگی و بزرگواری و تربیت  
سپری شد و مهرش گرما بخش قلبم بود.

به نام ارجمند استاد، آموزگار و یاری دهنده بی دریغ سال های تحصیل و نوشتن رساله پایانی  
پیش رو.

و به نام نامی دوست و همراه، برای تمام لحظاتی که در کنارم از بار غربت بردل و جانم  
کاست و آرام بخش زندگی ام بود.

تقديم

شما

## سپاسگزاری

خدای را بسی شاکرم که از روی کرم، پدر و مادری فداکار نصیبم ساخته تا در سایه درخت پربار وجودشان بیاسایم و از ریشه آن‌ها شاخ و برگ گیرم و از سایه وجودشان در راه کسب علم و دانش تلاش نمایم. والدینی که بوسه بر دستانشان می‌زنم و بودنشان تاج افتخاری است بر سرم و نامشان دلیلی است برای بودنم، چرا که این دو وجود، پس از پروردگار، مایه هستی‌ام بوده‌اند دستم را گرفتند و راه رفتن را در این وادی زندگی پر از فراز و نشیب به من آموختند.

بسی شایسته است از استاد راهنمای فرهیخته و فرزانه‌ام جناب آقای دکتر افشین قشلاقی و استاد مشاور بزرگوارم سرکار خانم دکتر گیتی فرقانی، آموزگارانی که برایم، علم، زندگی و راه و رسم انسان بودن را معنا کردند تقدیر و تشکر نمایم.

همچنین از همه دوستان عزیزی که همراه و یاری‌رسان من در انجام این پژوهش بودند، به ویژه جناب آقای مهندس شریفی صمیمانه قدردانی می‌کنم. باشد که این خردترین، بخشی از همراهی و زحماتشان را سپاس گوید.

در نهایت بر خود لازم می‌دانم از مرکز تحقیقات فرآوری مواد معدنی ایران به دلیل حمایت مالی از این پایان‌نامه که بدون مساعدت این مجموعه، مطالعه‌ی حاضر به نتیجه مطلوب نمی‌رسید کمال تشکر و قدردانی را داشته باشم.

مزداگر می‌طلبی طاعت استاد بهر

سعی نابوده در این راه به جایی نرسی

## تعهدنامه

اینجانب مهسا رخ بر دانشجوی دوره‌ی کارشناسی ارشد رشته‌ی زمین‌شناسی زیست‌محیطی دانشکده‌ی علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده‌ی پایان‌نامه با عنوان "بررسی زیست‌دسترس پذیری فلزات سنگین در خاک‌های اطراف سد باطله فرآوری معدن سرب و روی ایرانکوه - جنوب غرب اصفهان"، تحت راهنمایی دکتر افشین قشلاقی 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 هیچ‌جا ارائه نشده است.
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد و مقالات بر گرفته از این پایان‌نامه با نام «دانشگاه صنعتی شاهرود» و یا "Shahrood University of Technology" به چاپ خواهد رسید.
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به‌دست آمدن نتایج اصلی پایان‌نامه تأثیرگذار بوده‌اند، در مقالات مستخرج از پایان‌نامه رعایت می‌گردد.
- در تمام مراحل انجام این پایان‌نامه، در مواردی که از موجود زنده (یا بافت‌های آن‌ها) استفاده شده است، ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است.
- در تمام 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

- تمام حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه‌های رایانه‌ای، نرم‌افزارها و تجهیزات ساخته شده) 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

معدن سرب و روی ایرانکوه در جنوب غرب اصفهان یکی از معادن بزرگ سرب و روی کشور است که به علت بهره‌برداری طولانی مدت، پتانسیل آلودگی خاک و گیاهان اطراف خود را دارا می‌باشد. به منظور بررسی زیست‌دسترس پذیری فلزات سنگین در خاک‌های اطراف سدهای باطله فرآوری این معدن، تعداد ۳۱ نمونه خاک و ۷ نمونه گیاه (ریحان) از زمین‌های کشاورزی برداشت شد و پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک و غلظت فلزات سنگین در آن‌ها اندازه‌گیری گردید. بر اساس نتایج به دست آمده اکثر نمونه‌ها دارای بافت لومی رسی ماسه‌ای و لومی ماسه‌ای هستند. میانگین مقادیر pH، OM، CEC و  $\text{CaCO}_3$  به ترتیب ۷/۸۲، ۱/۷۶، ۱۰/۷۶ Meq/100 gr و ۴۳/۹۲٪ به دست آمد. بررسی تغییرات مکانی غلظت فلزات نشان داد که غلظت بالایی از فلزات Zn، Pb و Cd در نزدیکی سدهای باطله فرآوری معدن ایرانکوه وجود دارد. ضرایب همبستگی محاسبه شده بیانگر همبستگی بالای فلزات Zn، Pb و Cd با بخش ریز دانه خاک است. همچنین محاسبه ضریب غنی شدگی و ضریب زمین‌انباشت نشان‌دهنده آلودگی شدید خاک منطقه به فلزات Zn، Pb و Cd است. نتایج استخراج تک‌مرحله‌ای نشان داد که غلظت زیست‌دسترس‌پذیر فلزات در خاک به درصد کربنات کلسیم خاک وابسته است. با این حال سهم غلظت زیست‌دسترس‌پذیر از غلظت کل برای فلز Cd (۴٪ تا ۶۰٪) نسبت به فلزات Zn (۱٪ تا ۲۲٪) و Pb (۱٪ تا ۱۸٪) بیشتر است. تعیین غلظت فلزات در گیاهان (ریحان) نشان داد که غلظت فلزات در بخش‌های مختلف گیاهان به صورت ساقه > برگ > ریشه و از نظر فلزی نیز در بخش‌های مختلف گیاه به صورت  $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cd}$  تغییر می‌کند و مقایسه غلظت فلزات در بخش‌های خوراکی گیاه با مقدار حد مجاز فلزات در سبزیجات نشان‌دهنده بالاتر بودن غلظت Cd و Pb نسبت به غلظت مجاز است. محاسبه ضریب انتقال فلزات نشان داد که Cd دارای دسترس‌پذیری بالا و Zn و Pb دارای دسترس‌پذیری متوسط هستند. همچنین محاسبه شاخص ارزیابی خطر سلامت، احتمال خطر از نظر مصرف روزانه سبزیجات کشت شده در اطراف سدهای باطله را نشان می‌دهد.

**واژه‌های کلیدی:** معدن سرب و روی ایرانکوه، زیست‌دسترس‌پذیری، فلزات سنگین، سد باطله فرآوری، استخراج تک‌مرحله‌ای



## فهرست مقاله‌های برگرفته از پایان نامه:

- استفاده از روش استخراج تک‌مرحله‌ای برای تعیین دسترس‌پذیری عناصر در خاک‌های اطراف معدن سرب و روی ایرانکوه، کارگاه آموزشی و سی و چهارمین گردهمایی و دومین کنگره بین‌المللی تخصصی علوم زمین، اسفند ۱۳۹۴

- بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک و گیاهان اطراف سد باطله فرآوری معدن سرب و روی ایرانکوه، کارگاه آموزشی و سی و چهارمین گردهمایی و دومین کنگره بین‌المللی تخصصی علوم زمین، اسفند ۱۳۹۴

- زیست‌دسترس‌پذیری و غلظت فلزات سنگین در خاک‌ها و گیاهان اطراف سد باطله معدن ایرانکوه، نشریه زمین‌شناسی مهندسی، دانشگاه خوارزمی، ۱۳۹۵

### فصل اول: کلیات

- ۱-۱- مقدمه..... ۲
- ۲-۱- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه..... ۳
- ۳-۱- آب و هوای منطقه مورد مطالعه..... ۴
- ۴-۱- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه..... ۵
- ۵-۱- کانی‌شناسی سنگ معدن اصلی ایرانکوه..... ۷
- ۶-۱- عملیات استخراج و کانه‌آرایی سنگ معدن در معدن ایرانکوه..... ۷
- ۷-۱- اهداف پژوهش..... ۸
- ۸-۱- ضرورت انجام پژوهش..... ۹
- ۹-۱- روش انجام پژوهش..... ۱۱

### فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

- ۱-۲- مقدمه..... ۱۴
- ۲-۲- تعریف خاک و آلودگی خاک..... ۱۴
- ۳-۲- فلزات سنگین..... ۱۴
- ۱-۳-۲- منابع طبیعی ورود فلزات سنگین به محیط..... ۱۵
- ۲-۳-۲- منابع انسانزاد ورود فلزات سنگین به محیط..... ۱۶
- ۴-۲- اثرات زیست‌محیطی معدن‌کاری..... ۱۶
- ۵-۲- باطله‌های حاصل از معدن‌کاری..... ۱۸
- ۱-۵-۲- سنگ‌های باطله..... ۱۹
- ۲-۵-۲- باطله‌های فرآوری و کانه‌آرایی..... ۲۰

- ۲۰-۶- اثرات زیست‌محیطی باطله‌های معدن‌کاری.....
- ۲۱-۷- آلودگی خاک به فلزات سنگین.....
- ۲۲-۸- شکل و نحوه رخداد فلزات سنگین در خاک.....
- ۲۲-۱-۸-۲- یون‌های آزاد و انحلال‌پذیر در خاک.....
- ۲۳-۲-۸-۲- یون‌های قابل جذب و تبادل‌پذیر.....
- ۲۳-۳-۸-۲- کمپلکس با ماده آلی.....
- ۲۳-۴-۸-۲- رسوب با کربنات‌ها، فسفات‌ها و ترکیب‌های سولفیدی.....
- ۲۴-۵-۸-۲- متصل به اکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز.....
- ۲۴-۶-۸-۲- تثبیت در شبکه کانی‌ها.....
- ۲۴-۹- زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک و عوامل مؤثر بر آن.....
- ۲۶-۱-۹-۲- زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک‌های مناطق معدنی.....
- ۲۷-۱۰-۲- اثر بر گیاهان.....
- ۲۸-۱۱-۲- مروری بر مطالعات پیشین.....

## فصل سوم: روش تحقیق

- ۳۴-۱-۳- مقدمه.....
- ۳۴-۲-۳- نمونه‌برداری از خاک و گیاه.....
- ۳۷-۳-۳- آماده‌سازی نمونه‌ها در آزمایشگاه.....
- ۳۷-۴-۳- اندازه‌گیری پارامترهای کیفی نمونه‌های خاک.....
- ۳۸-۱-۴-۳- دانه‌بندی و بافت.....
- ۳۹-۲-۴-۳- اندازه‌گیری pH نمونه‌های خاک.....
- ۴۰-۳-۴-۳- اندازه‌گیری مقدار ماده آلی نمونه‌های خاک.....

- ۴۲-۴-۳-۴- اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) نمونه‌های خاک.....
- ۴۳-۴-۳-۵- اندازه‌گیری درصد کربنات کلسیم نمونه‌های خاک.....
- ۴۵-۳-۵- آنالیز XRD نمونه‌های خاک.....
- ۴۶-۳-۶- تجزیه‌های شیمیایی.....
- ۴۶-۳-۶-۱- تعیین غلظت کل عناصر در نمونه‌های خاک.....
- ۴۶-۳-۶-۲- تعیین غلظت فلزات در نمونه‌های گیاهی.....
- ۴۶-۳-۷- تعیین میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات در خاک.....
- ۵۰-۳-۸- ارزیابی آلودگی فلزی در نمونه‌های خاک.....
- ۵۰-۳-۸-۱- مقایسه با غلظت‌های مرجع جهانی.....
- ۵۰-۳-۸-۲- محاسبه شاخص‌های ژئوشیمیایی.....
- ۵۰-۳-۸-۲-۱- ضریب غنی‌شدگی.....
- ۵۲-۳-۸-۲-۲- ضریب زمین‌انباشت.....
- ۵۲-۳-۸-۲-۳- ضریب انتقال عناصر.....
- ۵۳-۳-۹- تحلیل آماری داده‌ها.....
- ۵۴-۳-۹-۱- ضریب همبستگی.....
- ۵۴-۳-۱۰-۱- ارزیابی آلودگی فلزی در نمونه‌های گیاه.....
- ۵۴-۳-۱۰-۱-۱- مقایسه با غلظت مجاز فلزات در سبزیجات.....
- ۵۵-۳-۱۰-۲- شاخص ارزیابی خطر سلامت.....

### فصل چهارم: تحلیل داده‌ها

- ۵۸-۴-۱- مقدمه.....
- ۵۸-۴-۲- بررسی پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های خاک.....

- ۵۸..... ۱-۲-۴- بافت نمونه‌های خاک
- ۶۱..... ۲-۲-۴- pH نمونه‌های خاک
- ۶۲..... ۳-۲-۴- میزان ماده آلی نمونه‌های خاک
- ۶۴..... ۴-۲-۴- ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) نمونه‌های خاک
- ۶۷..... ۵-۲-۴- درصد کربنات کلسیم نمونه‌های خاک
- ۶۸..... ۳-۳-۴- غلظت کل و ژئوشیمی فلزات سنگین در نمونه‌های خاک
- ۶۸..... ۱-۳-۴- توزیع سطحی فلزات در نمونه‌های خاک
- ۷۳..... ۲-۳-۴- آمار توصیفی داده‌های غلظت فلزات در خاک
- ۷۶..... ۴-۴- رابطه آماری بین فلزات با یکدیگر و با پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک
- ۷۹..... ۵-۴- ارزیابی کمی شدت آلودگی خاک به فلزات سنگین
- ۷۹..... ۱-۵-۴- ضریب غنی شدگی
- ۸۰..... ۲-۵-۴- شاخص زمین‌انباشت
- ۸۲..... ۶-۴- تعیین زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک
- ۸۳..... ۱-۶-۴- تأثیر پارامترهای خاک بر میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین
- ۸۶..... ۲-۶-۴- بررسی رابطه آماری بین غلظت کل و زیست‌دسترس‌پذیر فلزات در خاک
- ۸۷..... ۷-۴- غلظت فلزات سنگین در گیاهان منطقه
- ۸۹..... ۸-۴- ضریب انتقال فلزات
- ۸۹..... ۹-۴- ارزیابی خطر سلامت

### فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها

- ۹۲..... ۱-۵- مقدمه
- ۹۲..... ۲-۵- نتایج

۳-۵- پیشنهادهایی برای مطالعات آینده.....۹۷

## فهرست منابع

منابع فارسی ..... ۱۰۰

منابع لاتین ..... ۱۰۱

## فهرست شکل‌ها

### صفحه

- شکل ۱-۱- نقشه راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه..... ۴
- شکل ۱-۲- نقشه زمین‌شناسی و موقعیت منطقه مورد مطالعه (برگرفته از نقشه ۱:۲۵۰۰۰۰ اصفهان با کمی تغییرات)..... ۶
- شکل ۱-۳- نمایی از زمین‌های کشاورزی مجاور سد باطله فرآوری..... ۱۰
- شکل ۱-۲- تولید باطله و مواد زاید در مراحل اصلی فرآیند معدن‌کاری..... ۱۹
- شکل ۱-۳- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک و گیاه در منطقه مورد مطالعه..... ۳۵
- شکل ۲-۳- اندازه‌گیری pH نمونه‌های خاک در آزمایشگاه..... ۴۰
- شکل ۳-۳- اندازه‌گیری مقدار ماده آلی نمونه‌های خاک در آزمایشگاه..... ۴۲
- شکل ۳-۴- اندازه‌گیری درصد کربنات کلسیم نمونه‌های خاک در آزمایشگاه..... ۴۵
- شکل ۳-۵- مراحل مختلف روش استخراج تک‌مرحله‌ای به روش لیندسی و نورول (۱۹۷۸)..... ۴۸
- شکل ۳-۶- مراحل مختلف انجام آزمایش استخراج تک‌مرحله‌ای..... ۴۹
- بر روی نمونه‌های خاک در آزمایشگاه
- شکل ۱-۴- موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی مثلث دانه‌بندی خاک..... ۶۰
- شکل ۲-۴- توزیع عناصر Zn، Cd، Pb، Cr، Ni و Cu در نمونه‌های خاک مورد مطالعه..... ۷۰
- شکل ۳-۴- مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک مورد مطالعه..... ۷۴
- با میانگین خاک جهانی، میانگین پوسته‌ای و شیل میانگین
- شکل ۴-۴- میانگین ضرایب غنی‌شدگی فلزات مورد مطالعه در نمونه‌های خاک..... ۸۰
- شکل ۴-۵- نمودار جعبه‌ای ضرایب زمین‌انباشت فلزات در نمونه‌های خاک..... ۸۱
- شکل ۴-۶- سهم غلظت دسترس‌پذیر فلز Zn، Cd و Pb از غلظت کل آن در نمونه‌های خاک مورد مطالعه..... ۸۴
- شکل ۴-۷- میانگین غلظت فلزات مورد مطالعه در بخش‌های مختلف گیاه ریحان..... ۸۸

## فهرست جدول‌ها

## صفحه

جدول ۱-۲- اثرات مراحل مختلف معدن‌کاری بر محیط زیست.....	۱۷
جدول ۲-۲- رایج‌ترین روش‌های استخراج تک‌مرحله‌ای (برگرفته از Rauret, 1998).....	۲۶
جدول ۱-۳- مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک و گیاه در منطقه مورد مطالعه.....	۳۶
جدول ۲-۳- مقادیر مرتبط با مولاریته و حجم محلول‌های مورد استفاده در اندازه‌گیری درصد کربنات نمونه‌های خاک.....	۴۵
جدول ۳-۳- رده‌بندی ساترلند بر مبنای مقادیر ضریب غنی‌شدگی.....	۵۱
جدول ۴-۳- شدت آلودگی در نمونه‌های خاک بر اساس شاخص زمین‌انباشت.....	۵۲
جدول ۵-۳- بازه ضرایب انتقال عناصر به گیاه.....	۵۳
جدول ۱-۴- بافت نمونه‌های خاک بر اساس رده‌بندی USDA.....	۵۹
جدول ۲-۴- مقادیر pH در نمونه‌های خاک.....	۶۱
جدول ۳-۴- درصد ماده آلی نمونه‌های خاک مورد مطالعه.....	۶۳
جدول ۴-۴- رده‌بندی کیفی CEC خاک.....	۶۵
جدول ۵-۴- مقادیر CEC در نمونه‌های خاک.....	۶۵
جدول ۶-۴- نتایج حاصل از پراش پرتو ایکس (XRD) بر روی نمونه‌های خاک.....	۶۶
جدول ۷-۴- کربنات کلسیم در نمونه‌های خاک مورد مطالعه.....	۶۷
جدول ۸-۴- غلظت کل فلزات در نمونه‌های خاک مورد مطالعه (مقادیر بر حسب ppm).....	۶۹
جدول ۹-۴- آمار توصیفی غلظت فلزات در خاک‌های مورد مطالعه.....	۷۳
جدول ۱۰-۴- ضرایب همبستگی بین فلزات با یکدیگر و فلزات با برخی پارامترهای خاک.....	۷۸
جدول ۱۱-۴- آمار توصیفی ضرایب غنی‌شدگی فلزات در نمونه‌های خاک.....	۷۹
جدول ۱۲-۴- زیست‌دسترس‌پذیری فلزات Pb، Zn و Cd در نمونه‌های خاک مورد مطالعه (مقادیر بر حسب ppm).....	۸۲



- جدول ۴-۱۳- همبستگی بین غلظت زیست‌دسترس‌پذیر فلزات با پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک در نمونه‌های مورد مطالعه..... ۸۳
- جدول ۴-۱۴- همبستگی بین غلظت کل و محتوای زیست‌دسترس‌پذیر فلزات (Cd و Zn ،Pb) در نمونه خاک‌های مورد مطالعه..... ۸۶
- جدول ۴-۱۵- غلظت فلزات مورد مطالعه در قسمت‌های مختلف گیاه (بر حسب ppm DW)..... ۸۷
- جدول ۴-۱۶- مقایسه میانگین غلظت فلزات در گیاه ریحان با غلظت مجاز در سبزیجات (مقادیر بر حسب ppm DW)..... ۸۸
- جدول ۴-۱۷- ضرایب انتقال فلزات از خاک به گیاه در نمونه‌های مورد مطالعه..... ۸۹
- جدول ۴-۱۸- میزان جذب روزانه فلزات سنگین به بدن هر فرد (mg/person/day)..... ۹۰
- جدول ۴-۱۹- ارزیابی خطر سلامتی..... ۹۰



# فصل اول

## کلیات

آلودگی محیط زیست، از جمله آلودگی خاک، یکی از عوارض مهم بر هم خوردن تعادل و توازن طبیعت است (Mico *et al.* 2006). امروزه به طور گسترده‌ای مشخص شده است که سمناکی و قابلیت تحرک فلزات سنگین بیشتر به اشکال شیمیایی خاص و حالت پیوند آن‌ها بستگی دارد. در نتیجه تعیین میزان زیست‌دسترس‌پذیری<sup>۱</sup> و تحرک فلزات به درک رفتار ژئوشیمیایی و سرنوشت آن‌ها کمک بسیاری می‌کند. یکی از مهم‌ترین انواع آلودگی‌های خاک، آلودگی به فلزات سنگین است. در حقیقت خاک یکی از اولین محیط‌های دریافت‌کننده آلاینده‌های فلزی از منابع انسان‌زاد و طبیعی است. معدن‌کاری و صنایع وابسته به آن، از منابع بالقوه ورود فلزات به محیط خاک محسوب می‌شوند. ذخایر معدنی و کانسارها منابعی هستند که غلظت‌هایی از یک یا چند فلز در آن‌ها به حدی است که استخراج آن‌ها را سودآور کرده است. بازتاب حضور این گونه رخدادها، غلظت بالای عناصر کانسنگ‌ساز در شیمی خاک و سایر محیط‌های مجاور این ذخایر است. اگرچه احتمال غنی‌شدگی عناصر مختلف در نزدیکی نهشته‌های معدنی به طور طبیعی وجود دارد، اما فعالیت‌های معدن‌کاری و استخراج کانسنگ، بر شدت این غنی‌شدگی می‌افزاید (Young, 2013).

معدن‌کاری، فرآوری یا کانه‌آرایی ماده معدنی<sup>۲</sup> و همچنین ذوب<sup>۳</sup> کانسنگ، یکی از جدی‌ترین منابع آلودگی خاک به حساب می‌آید. در فعالیت‌های معدن‌کاری، باطله‌هایی<sup>۴</sup> که ایجاد می‌شوند و یا نرمة‌های ناشی از فرآوری مواد معدنی به طور معمول دارای غلظت بالایی از فلزات هستند. فلزات موجود در این مواد باطله به وسیله فرآیندهای مختلفی مانند هوازدگی، آبشویی و حمل ذرات وارد محیط اطراف شده و باعث آلودگی شدید محیط به انواع فلزات و بر هم خوردن شرایط فیزیکوشیمیایی آن می‌شوند. فلزات از هر راهی که وارد محیط خاک شوند با اجزای تشکیل‌دهنده آن (کانی‌های رسی،

---

1- Bioavailability  
 2- Mineral processing  
 3- Smelting  
 4- Tailings

هیدرواکسیدهای آهن و منگنز، مواد آلی و غیره) پیوند ایجاد کرده و یا به شکل تبادل پذیر<sup>۱</sup> در محیط خاک باقی می‌مانند. شکل‌های پیوندی فلزات، تحرک پذیری و دسترس پذیری آن‌ها را در خاک کنترل می‌کنند (Ye et al. 2002). به همین علت امروزه در بسیاری از مطالعات مربوط به ژئوشیمی زیست‌محیطی، علاوه بر تعیین غلظت کل فلزات در خاک، محتوای زیست‌دسترس پذیر آن‌ها را نیز اندازه‌گیری می‌کنند تا از این طریق اثرات زیست‌محیطی تمرکز فلزات در خاک، دقیق‌تر و کامل‌تر مورد ارزیابی قرار گیرد.

معدن ایرانکوه واقع در جنوب غرب اصفهان، از بزرگترین معادن سرب و روی کشور است. بهره‌برداری از این کانسار از چهل و پنج سال پیش آغاز شده است. این معدن دارای کارخانه فرآوری فعالی است که در آن کانسنگ‌های سرب و روی توسط روش شیمیایی فلوتاسیون تغلیظ می‌شود. باطله‌های حاصل از بهره‌برداری و فرآوری سرب و روی در محوطه اطراف معدن دور ریخته می‌شوند که می‌توانند منبع بالقوه‌ای برای آلودگی محیط‌های مجاور باشند. هدف کلی از انجام این پژوهش، اندازه‌گیری غلظت کل و زیست‌دسترس پذیر فلزات سنگین در خاک و همچنین ارزیابی آلودگی خاک و گیاهان در زمین‌های کشاورزی اطراف این سدهای باطله است.

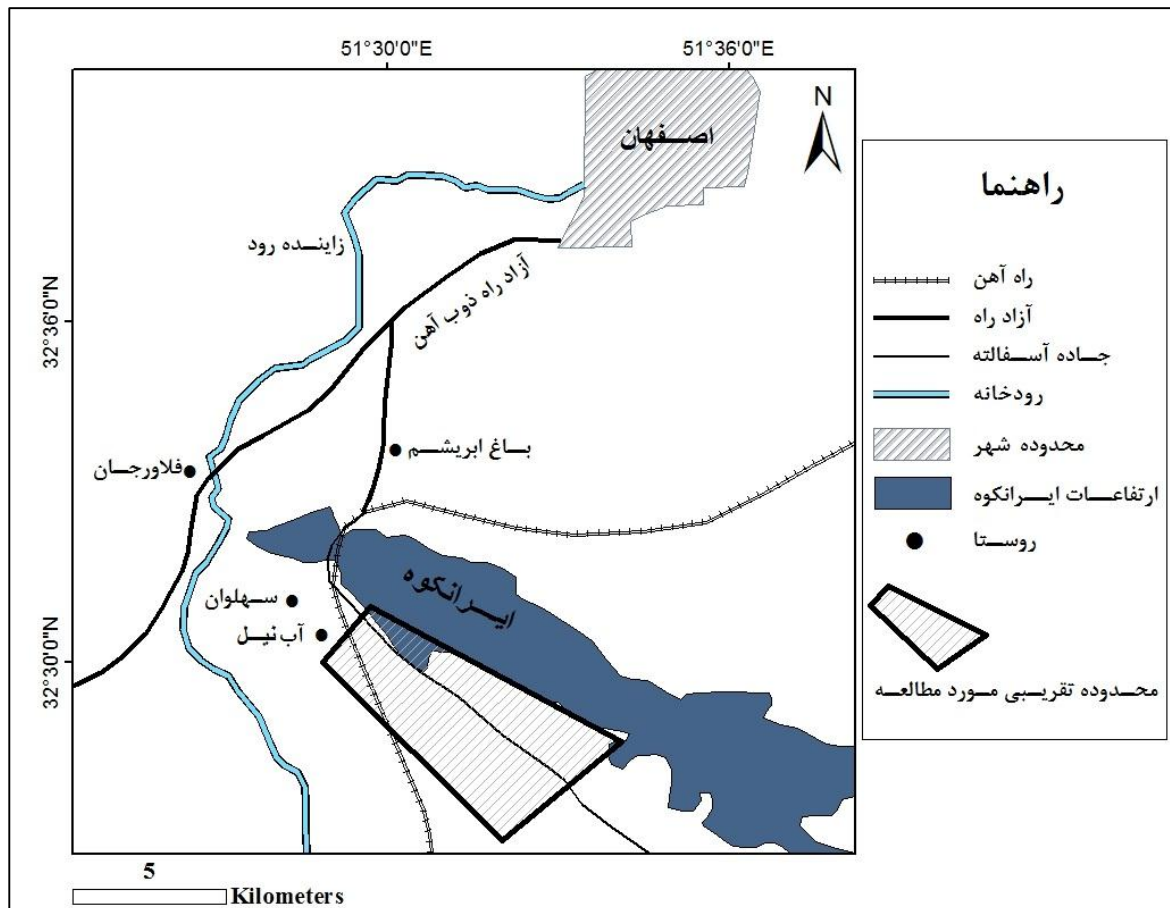
## ۱-۲- موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه

معدن سرب و روی ایرانکوه در ۲۰ کیلومتری جنوب غرب اصفهان و در مختصات جغرافیایی  $51^{\circ}28'$  تا  $51^{\circ}35'$  طول شرقی و  $32^{\circ}26'$  تا  $32^{\circ}32'$  عرض شمالی قرار دارد. این محدوده به طور کلی طولی معادل ۲۵ کیلومتر و عرضی معادل ۳ کیلومتر را در بر می‌گیرد. برای رسیدن به معدن ایرانکوه باید از ۱۲ کیلومتر آزاد راه ذوب آهن، وارد جاده آسفالتی پیربکران شد و پس از طی نمودن ۸

---

1- Exchangeable

کیلومتر و عبور از گردنه آب‌نیل وارد جاده فرعی مجتمع معدنی ایرانکوه گردید. نزدیک‌ترین آبادی به کارخانه روستای آب‌نیل است که در ۲ کیلومتری آن قرار دارد (شکل ۱-۱).



شکل ۱-۱- نقشه راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه

### ۱-۳- آب و هوای منطقه مورد مطالعه

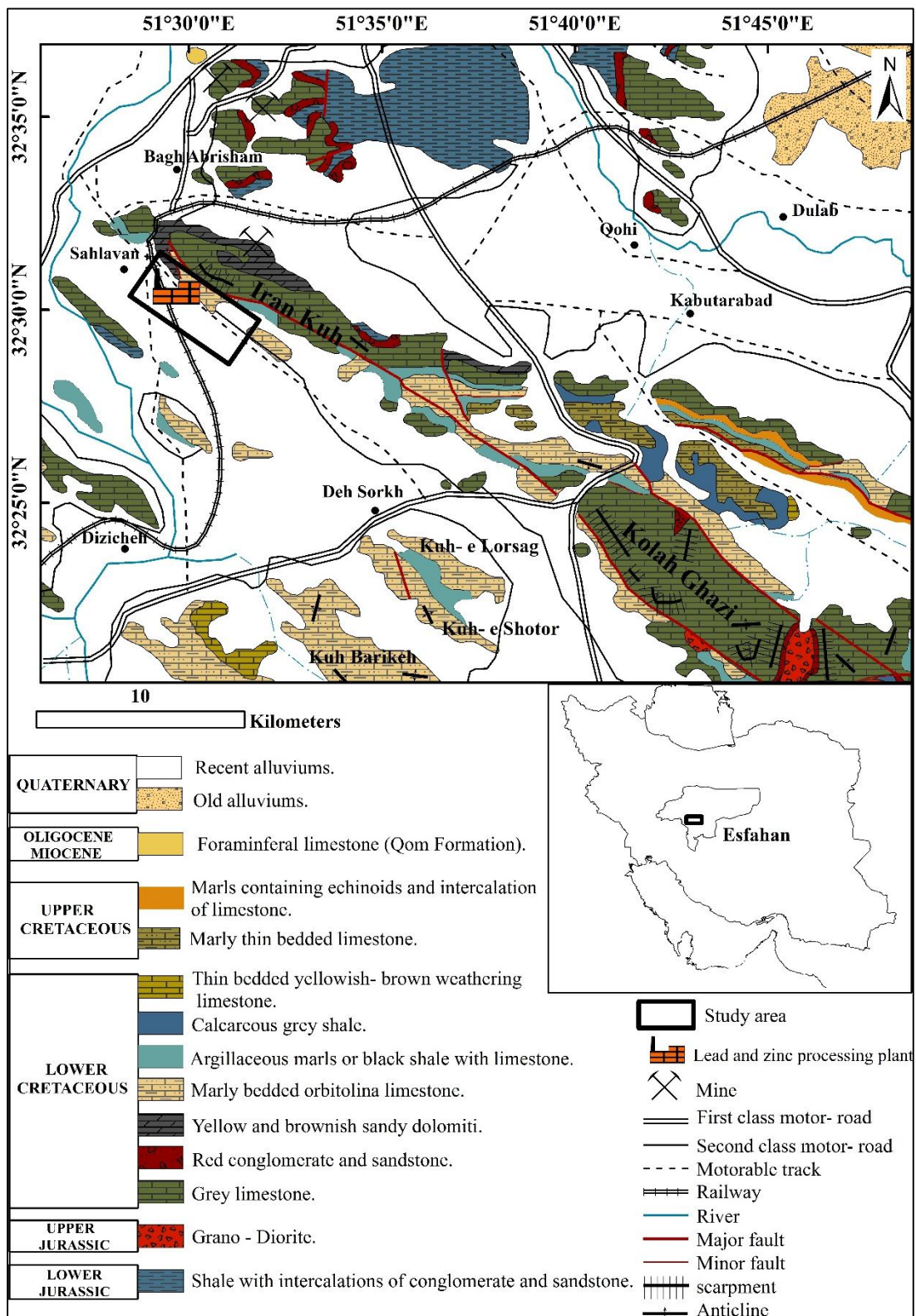
منطقه مورد مطالعه و به طور کلی شهر اصفهان دارای اقلیم خشک و نیمه خشک است. بر اساس داده‌های ایستگاه هواشناسی اصفهان، متوسط درجه حرارت سالانه در این منطقه ۱۴/۵ درجه سانتی‌گراد ثبت شده است و متوسط میزان بارندگی در طی یک دوره سی و شش ساله در منطقه به ۱۴۰ میلی‌متر می‌رسد. بیشترین میزان بارندگی در آذر ماه و کمترین میزان آن در تیر ماه است. همچنین جهت باد غالب سالانه در منطقه مورد مطالعه، غربی (از سمت غرب) و در اولویت دوم

جنوب‌غربی (از سمت جنوب‌غرب) است. وزش بادهای جنوب‌غربی به طور معمول مختص به آبان ماه بوده و در سایر ماه‌های سال جهت باد غالب غربی است. متوسط سرعت باد غالب نیز به ۴/۵ متر بر ثانیه می‌رسد.

#### ۱-۴- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه از نظر زمین‌شناسی در زون ساختاری سندج - سیرجان و در حاشیه غربی زون ایران مرکزی قرار گرفته است و از جمله کانسارهای سرب و روی در محور اصفهان - ملایر به حساب می‌آید. نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه و واحدهای سنگی مرتبط با آن در شکل ۱-۲ آورده شده است.

قدیمی‌ترین سنگ‌های رشته کوه ایرانکوه شیل‌های ورقه‌ای سبز - قهوه‌ای تا خاکستری تیره، حاوی لایه‌ای متناوب غنی از رس و کوارتز و متعلق به ژوراسیک زیرین است که در محدوده معدنی گوشفیل مشاهده می‌شود. این شیل‌ها متشکل از ایلیت، آلبیت و کوارتز بوده و در آن‌ها باریت‌های شکافه پرکن یافت می‌شود. کانه‌زایی در کانسار ایرانکوه از نوع چینه‌کران است و در توالی چین خورده کربناتی کرتاسه پایینی رخ داده است (Rastad, 1981). تصور می‌شود که کانه‌زایی سرب و روی در معدن ایرانکوه از نوع تیپ دره می‌سی‌سی‌پی (MVT) باشد. سنگ‌های در برگیرنده کانسنگ ایرانکوه عبارتند از دولومیت‌ها و سنگ‌های آهکی کرتاسه زیرین (بارمین - آپسین) که با یک خلاء رسوب‌گذاری به صورت دگر شیب بر روی توالی شیل و ماسه‌سنگ ژوراسیک قرار می‌گیرند و دارای حداکثر ضخامت ۱ کیلومتر می‌باشند (غضبان و حاجی‌کاظمی، ۱۳۷۳).



شکل ۱-۲- نقشه زمین شناسی و موقعیت منطقه مورد مطالعه (برگرفته از نقشه ۱:۲۵۰۰۰۰ اصفهان با کمی تغییرات)



## ۱-۵- کانی‌شناسی سنگ معدن اصلی ایرانکوه

بر اساس مطالعات کانی‌شناسی انجام شده، توده معدنی ایرانکوه در برگیرنده کانی‌هایی مانند اسمیت‌زونیت ( $ZnCO_3$ )، سرروزیت ( $PbCO_3$ )، اسفالریت ( $ZnS$ ) و گالن ( $PbS$ ) است که کانی‌های اصلی ذخیره را تشکیل می‌دهند. در کنار این کانی‌ها، پیریت و مارکازیت ( $FeS_2$ )، کالکوپیریت ( $FeCuS_2$ )، همی‌مورفیت ( $Zn_4(Si_2O_7)(OH)_2 \cdot H_2O$ )، زینکیت ( $ZnO$ )، ملاکیت ( $Cu_2CO_3(OH)_2$ )، هماتیت ( $Fe_2O_3$ )، لیمونیت و گوئتیت ( $Fe_2O_3 \cdot H_2O$ )، باریت ( $BaSO_4$ )، ژیپس ( $CaSO_4$ )، دولومیت ( $CaMg(CO_3)_2$ ) و کوارتز ( $SiO_2$ ) نیز مشاهده می‌شود. معادن جنوبی (کلاه‌دروازه، گودزدان و خانه‌گرگی) بیشتر از نوع کربناته بوده و معادن دامنه شمالی (گوشفیل و تپه‌سرخ) از نوع سولفور است (تیموری اصل، ۱۳۸۹).

## ۱-۶- عملیات استخراج و کانه‌آرایی سنگ معدن در معدن ایرانکوه

ماده معدنی در کانسار ایرانکوه از سه گودال روباز اصلی (گوشفیل و تپه‌سرخ در شمال کانسار و کلاه‌دروازه در جنوب کانسار) استخراج می‌شود. ماده معدنی استخراج شده با مقدار زیادی باطله همراه است و نمی‌توان آن را به صورت مستقیم در صنعت متالورژی به کار برد. بدین ترتیب باید به طریقی ناخالصی‌های ماده معدنی را از آن جدا کرد. جدا کردن ناخالصی از ماده معدنی را کانه‌آرایی می‌گویند که بسته به نوع ماده معدنی و مشخصات فیزیکی و شیمیایی آن، به روش‌های مختلفی انجام می‌گیرد. در ابتدای فرآیند کانه‌آرایی، بسته به سختی و وضعیت پیوستگی بین ماده معدنی و باطله، خرد شدن به ابعاد مختلف و به وسیله سنگ شکن‌ها صورت می‌گیرد. محصول خارج شده از سنگ شکن‌ها به آسیاب‌ها وارد شده و توسط آسیاب‌ها تا حد مورد نظر (کمتر از ۲۰۰ مش یا ۷۵ میکرون) پودر می‌شوند. کانسنگ پودر شده با این ابعاد، توسط روش شیمیایی فلوتاسیون به کنسانتره تبدیل می‌شود. فلوتاسیون یکی از مهم‌ترین روش‌های جداسازی ماده معدنی و باطله است. فلوتاسیون در یک فرآیند

کلی بدین صورت است که مخلوط ریز ماده معدنی و باطله را با بعضی مواد شیمیایی مخلوط می‌کنند که در نتیجه آن، ذرات ماده معدنی به حباب‌ها متصل می‌شوند و بدین ترتیب وزن مخصوص ظاهری آن‌ها کمتر شده و در نتیجه در روی محلول شناور می‌شوند. در این حالت می‌توان ماده معدنی را از باطله جدا کرد. در مرحله اول فلوتاسیون کانسنگ سرب و روی، بازداشت پیریت توسط ترکیب سیانید سدیم (۳۰ تا ۵۰ گرم در تن) و بازداشت فلز Zn توسط سولفات روی انجام می‌شود. در این مرحله فلز Zn از ترکیب خود خارج نمی‌شود و هدف، استخراج Pb توسط کلکتور<sup>۱</sup> امیل اگزانتات می‌باشد (کلکتورها موادی هستند که به صورت قشر نازکی اطراف ذرات ماده معدنی را می‌پوشانند و باعث اتصال ماده معدنی به حباب‌ها می‌شوند و در نتیجه باعث شناور شدن آن‌ها می‌گردند). در این مرحله pH پالپ حدود ۷ است. دو مرحله شستشو صورت می‌گیرد تا عیار Pb به ۴۰ تا ۶۰ درصد برسد و کنسانتره Pb آماده شود. مرحله دوم فلوتاسیون، استخراج فلز Zn است. قبل از انجام فلوتاسیون یک مرحله نرمه‌گیری انجام می‌شود به این معنی که ذرات نرم شده از مراحل قبل که بسیار ریز شده و دیگر قابل استفاده نیستند، جدا شده و به سد باطله منتقل می‌شوند. در این مرحله، از آهک و سولفات مس و سولفور سدیم به عنوان فعال کننده فلز Zn و رفع بازداشت آن در pH حدود ۱۰ استفاده می‌شود و از امیل اگزانتات به عنوان کلکتور Zn استفاده می‌گردد و هنگامی که عیار Zn به حدود ۴۰ تا ۵۰ درصد برسد، از مدار خارج می‌شود (رضایی، ۱۳۹۴). در نهایت کلیه مواد باقی مانده به عنوان باطله به سدهای باطله فرآوری منتقل می‌شوند.

## ۱-۷- اهداف پژوهش

با توجه به نزدیکی معدن ایرانکوه و سدهای باطله آن به زمین‌های کشاورزی و احتمال آلودگی خاک و گیاهان به فلزات سنگین در این زمین‌ها، این پژوهش با هدف کلی بررسی آلودگی فلزی در خاک‌های

---

1- Collector

کشاورزی و گیاهان اطراف سدهای باطله فرآوری صورت گرفت. برای نیل به این هدف، اهداف فرعی زیر دنبال می‌گردد:

- بررسی غلظت کل فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی اطراف سدهای باطله معدن ایرانکوه به منظور تعیین محدوده‌ی آلودگی
- اندازه‌گیری بخش (جزء) تبادل‌پذیر و زیست‌دسترس‌پذیر فلزات در خاک‌های مورد مطالعه با استفاده از روش استخراج تک‌مرحله‌ای<sup>۱</sup>
- مقایسه غلظت کل با غلظت دسترس‌پذیر فلزات
- اندازه‌گیری میزان فلزات سنگین در محصولات کشاورزی کشت شده در منطقه و تعیین میزان آلودگی آنها

### ۱-۸- ضرورت انجام پژوهش

معدن سرب و روی ایرانکوه با ذخیره حدود ۲۳ میلیون تن و عیار ۷/۴ درصد وزنی Zn و ۲/۴ درصد وزنی Pb و همچنین با استخراج سالیانه ۳۵۸ هزار تن کانسنگ، از جمله معادن بزرگ سرب و روی ایران محسوب می‌شود. این معدن به شکل روباز استخراج شده که با تولید حجم زیادی از مواد باطله (شامل سنگ باطله و باطله‌های فرآوری) همراه است (داودی‌فرد، ۱۳۹۱). با توجه به مجاورت سدهای باطله معدن با زمین‌های کشاورزی (شکل ۱-۳) و همچنین گستردگی فعالیت‌های کشاورزی در این منطقه، احتمال آلودگی خاک و گیاهان کشت شده در این منطقه به فلزاتی همچون Pb، Zn و Cd وجود دارد. بنابراین انجام مطالعه‌ای به منظور تعیین میزان آلودگی خاک و گیاهان و همچنین تعیین میزان تحرک و زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی منطقه مورد نظر ضروری به نظر می‌رسد.

---

1- Single extraction



شکل ۱-۳- نمای از زمین های شکل کشاورزی مجاور سد باطله فرآوری

## ۹-۱- روش انجام پژوهش

روش انجام پژوهش در این مطالعه به شرح زیر می‌باشد:

۱. مطالعات کتابخانه‌ای: این مرحله شامل گردآوری اطلاعات مربوط به ویژگی‌های آب و هوایی منطقه، زمین‌شناسی منطقه و کانی‌شناسی کانسار ایرانکوه و سایر اطلاعات اولیه مربوط به محدوده مورد مطالعه است.
۲. نمونه‌برداری: در این مرحله بر اساس روش‌های استاندارد از خاک و گیاهان منطقه نمونه‌برداری صورت گرفت (مطالعات میدانی).
۳. تجزیه نمونه‌ها: برخی ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک (مانند ماده آلی (OM)<sup>۱</sup>، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)<sup>۲</sup>، بافت خاک، کربنات کلسیم (CaCO<sub>3</sub>) و pH) بر اساس روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شدند. همچنین میزان غلظت کل فلزات در نمونه‌های خاک توسط دستگاه ICP-OES<sup>۳</sup> و در نمونه‌های گیاه توسط دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی<sup>۴</sup> اندازه‌گیری شد. در نهایت بر روی برخی از نمونه‌های خاک، استخراج تک‌مرحله‌ای به روش DTPA انجام گرفت تا از این طریق میزان زیست‌دسترس‌پذیری و تحرک فلزات سنگین مورد ارزیابی قرار گیرد.
۴. تجزیه و تحلیل داده‌ها: در این مرحله نتایج حاصل از آنالیزهای شیمیایی توسط نرم افزار SPSS مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفتند و با محاسبه شاخص‌های زیست‌محیطی مختلف، شدت آلودگی خاک و گیاهان منطقه مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفت. همچنین با کمک روش‌های آماری و نتایج حاصل از استخراج تک‌مرحله‌ای میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک منطقه تعیین گردید.
۵. نگارش و تدوین پایان‌نامه

1- Organic Matter

2- Cation Exchange Capacity

3- Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry

4- Atomic Absorption Spectrophotometer



# فصل دوم

مروری بر مطالعات پیشین

## ۲-۱- مقدمه

فصل دوم تحت عنوان مروری بر مطالعات پیشین در دو بخش ارائه می‌شود، در بخش نخست مروری بر تعاریف خاک، فرآیندهای تشکیل آن، فلزات سنگین، معدن کاری و نقش آن در آلودگی خاک انجام خواهد شد و سپس به مطالعات و تحقیقات انجام گرفته با موضوع مشابه اشاره می‌شود.

## ۲-۲- تعریف خاک و آلودگی خاک

خاک به عنوان قشری پویا میان پوسته زمین و جو، سطح وسیعی از کره زمین را پوشانده و خود به عنوان یک اکوسیستم و محلی برای زنجیره غذایی موجودات زنده به شمار می‌آید. در تعریف ساده خاک مجموعه‌ای ناهمگن از مواد جامد آلی، غیر آلی (معدنی)، آب (منفذی) و هواست. خاک یکی از آسیب‌پذیرترین محیط‌ها نسبت به آلودگی است. به طور کلی ورود هر گونه ماده شیمیایی یا بیولوژیکی که غلظت آن بیش از زمینه طبیعی بوده و باعث تغییر در کیفیت فیزیکی و شیمیایی خاک گردد را آلودگی خاک می‌نامند. در این میان فلزات سنگین به علت سمناکی، پایداری و ماندگاری بالا (به ویژه در محیط خاک) از اهمیت ویژه‌ای برخوردار هستند (Kabata- Pendias and Mukherjee, 2007).

## ۲-۳- فلزات سنگین

فلزات سنگین گروهی از فلزات و شبه فلزات هستند که چگالی آن‌ها بیش از ۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب بوده و دارای عدد اتمی بزرگ‌تر از کلسیم هستند (Perk, 2013). فلزات و ترکیب‌های فلزی، سازنده‌های طبیعی همه اکوسیستم‌ها هستند که بین قسمت‌های مختلف محیط (هواکره، آب‌کره، سنگ‌کره و زیست‌کره) در حال چرخش و حرکت هستند. توزیع این فلزات در محیط زیست، ناشی از فرآیندهای طبیعی (آتشفشان‌ها، فرسایش سنگ‌ها و کانی‌ها، فعالیت باکتریایی و غیره) و یا فعالیت‌های انسانزاد (احتراق سوخت‌های فسیلی، معدن کاری، فعالیت‌های صنعتی، فعالیت‌های کشاورزی و غیره)



است. بنابراین فلزات و ترکیب‌های فلزی بسیاری در محیط زیست وارد می‌شوند و می‌توانند سرانجام در سامانه‌های زیستی تجمع یابند. تغییر شرایط محیطی، به عنوان مثال اسیدی شدن محیط و یا تغییر در شرایط رد اکس (Eh) می‌تواند زیست‌دسترس پذیری و سمیت این آلاینده‌ها را افزایش دهد (Florea and Busselberge, 2006).

به طور کلی عناصر از نظر بیوشیمیایی به گروه‌های زیر تقسیم می‌شوند:

- عناصر غیر ضروری، که مسمومیت‌زایی آن‌ها به اثبات رسیده است و شامل عناصری مانند Hg, Cr, Cd, Be, Pb, Bi, Sb می‌باشند. زیست‌انباشته شدن این عناصر در کوتاه مدت به تندرستی موجود زنده آسیب نمی‌رساند، اما در بلند مدت آثار نامطلوبی بر تندرستی موجود زنده می‌گذارد.
- عناصر ریز مغذی (مانند Mn, Fe, Zn) که برای حفظ تندرستی انسان‌ها و دیگر موجودات ضروری هستند. برای این عناصر ضروری (که به مقدار کم برای عملکردهای حیاتی ضروری هستند) غلظت بهینه‌ای وجود دارد. هنگامی که در رژیم غذایی، غلظت اضافی و یا کمبود یک یا چند عنصر از این گروه وجود داشته باشد، موجود زنده دچار شرایط غیر عادی، بیماری و یا حتی مرگ می‌شود (Nies, 1999).

## ۲-۳-۱- منابع طبیعی ورود فلزات سنگین به محیط

برخی منابع طبیعی فلزات سنگین شامل فرسایش کانی‌ها و کانسنگ‌ها، فعالیت‌های آتشفشانی، افشانه‌های دریایی و چشمه‌های آبگرم است. عناصری که در حین فرآیند هوازدگی و تشکیل خاک از سنگ‌های اولیه جدا می‌شوند، یا در خاک باقی می‌مانند و یا به آب‌های سطحی و سفره‌های آب زیرزمینی وارد می‌شوند و در اثر تغییر شرایط فیزیکی، شیمیایی و زیست‌شناختی محیط، تحرک و زیست‌دسترس‌پذیری فلزات افزایش یافته و از طریق آب یا خاک به زنجیره غذایی راه می‌یابند (Garrett, 2000).

## ۲-۳-۲- منابع انسانزاد ورود فلزات سنگین به محیط

با توسعه و پیشرفت جوامع بشری، اثر فعالیت‌های انسانزاد بر محیط زیست افزایش یافته و در نتیجه ورود انواع آلاینده‌ها (مانند فلزات سنگین) از این منابع نیز به داخل محیط‌های مختلف (به ویژه خاک) شدت گرفته است. برخی از منابع انسانزاد فلزات سنگین به داخل محیط عبارتند از:

- استخراج منابع معدنی و فرآوری آنها
- ذوب و خالص سازی کانسنگ‌های معدنی و تولید کنسانتره
- تولید انرژی از سوخت‌های فسیلی، هسته‌ای، زمین‌گرمایی و برق آبی
- فعالیت‌های تولیدی و صنعتی (مانند صنایع فلزکاری، صنایع شیمیایی، تولید آجر و لوله، کارخانه‌های سیمان، صنایع شیشه و سرامیک، رنگ و پلاستیک، صنایع تولید کود شیمیایی)
- دفع پسماندها (به ویژه زباله‌های خانگی، خاکستر، فاضلاب، زباله‌های هسته‌ای و سوزاندن انواع پسماند)
- فعالیت‌های کشاورزی (استفاده از کودهای شیمیایی، حیوانی و لجن فاضلاب، استفاده از آفت‌کش‌ها، اصلاح خاک)
- تصفیه و انتقال آب آشامیدنی (با لوله و اتصالات فلزی)
- حمل و نقل شهری و جاده‌ای (Mirsal, 2008).

## ۲-۴- اثرات زیست‌محیطی معدن‌کاری

معدن‌کاری و صنایع مربوط به آن، یکی از منابع اصلی ورود فلزات سنگین به داخل محیط‌های مختلف است و تخمین زده می‌شود که سالانه به ترتیب ۰/۵، ۲۰، ۲۴۰، ۵۰ و ۳۴۰ میلیون تن Pb، Ni، Cd، Zn و Cu در اثر عملیات معدن‌کاری وارد محیط‌های سطحی و زیر سطحی می‌شود. ذخایر معدنی و کانسارها در حقیقت منابعی هستند که غلظت‌هایی از یک یا چند فلز در آنها به حدی است که

استخراج آن‌ها را سود آور می‌کند. بازتاب حضور این‌گونه رخدادهای طبیعی، غلظت بالای عناصر کانسنگ‌ساز در شیمی خاک، آب، رسوب‌ها و گیاهان اطراف توده معدنی است. اگرچه احتمال غنی‌شدگی عناصر مختلف در نزدیکی کانسارهای فلزی به طور طبیعی وجود دارد، اما اجرای برنامه‌های معدن‌کاری و استخراج کانسنگ، به شدت بر این غنی‌شدگی می‌افزاید (Lottermoser, 2010). مهم‌ترین اثرات زیست‌محیطی معدن‌کاری که قبل (اکتشاف و پی‌جویی)، همزمان (توسعه، استخراج و ذوب کانسنگ) و یا بعد از آن (تعطیلی معدن) رخ می‌دهد، در جدول ۱-۲ آورده شده است.

جدول ۱-۲- اثرات مراحل مختلف معدن‌کاری بر محیط زیست  
(Australian Environmental Protection Agency, 1996)

اثرات زیست‌محیطی بالقوه	مرحله معدن‌کاری
از بین رفتن پوشش گیاهی مهاجرت ساکنین محلی به علت ایجاد صدا و لرزش مهاجرت حیات وحش فرسایش خاک در طول ترانشه و برش‌های عرضی دپو مغزه‌ها و مواد زاید استفاده از منابع آب محلی تخلیه یا تراوش مواد آلاینده آلودگی آب‌های زیر زمینی توسط باطله‌ها محدود شدن راه‌های دسترسی محلی	اکتشاف و پی‌جویی
از دست رفتن مجموعه‌های گیاهی و جانوری منطقه تخریب احتمالی مکان‌های تاریخی آشفته‌گی سطح زمین و از بین رفتن جنبه‌های زیبایی شناختی تغییر در سیستم آبراهه‌های منطقه افزایش نرخ فرسایش خاک افزایش تولید لجن در آب‌های سطحی آلودگی آب‌های سطحی و زیر زمینی توسط پسماندها گسیل آلاینده‌ها در اثر تخلیه آب از معدن فشار به منابع آب محلی نشست یا تخلیه زهاب اسیدی معدن آلودگی آب‌های سطحی و زیر زمینی توسط فلزات یا مواد پرتوزا	توسعه معدن

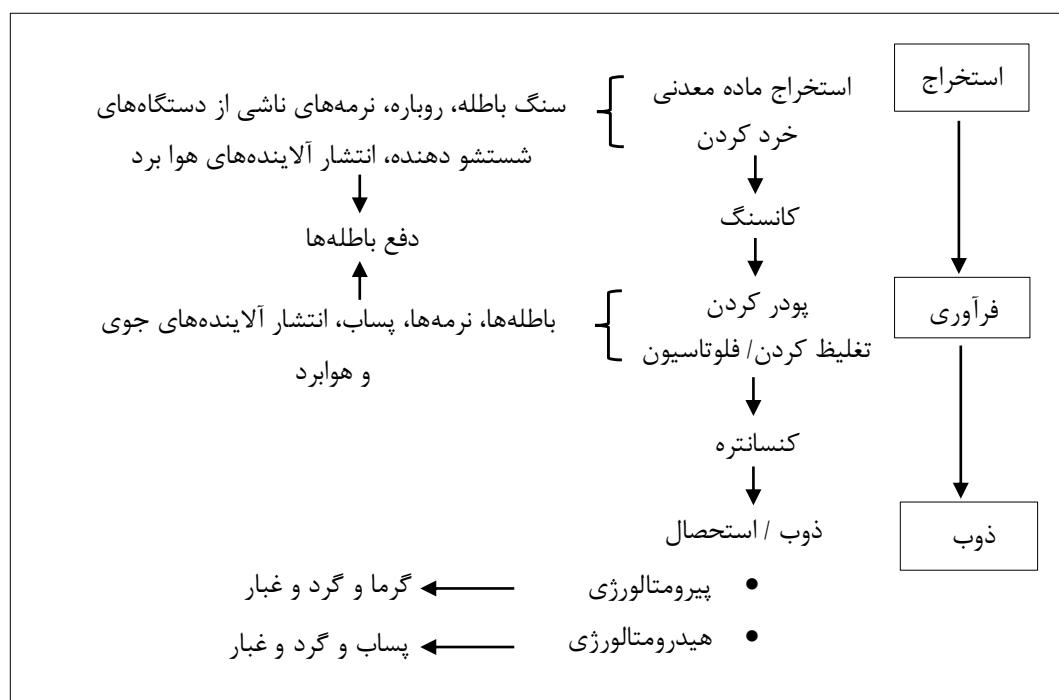
جدول ۲-۱- ادامه

اثرات زیست‌محیطی بالقوه	مرحله معدن‌کاری
آشفته‌گی سطح زمین در اثر انباشت مواد باطله آلودگی صوتی در اثر آتش‌باری و حمل و نقل افزایش نرخ تولید زهاب اسیدی معدن افزایش آهنگ فرسایش خاک و سیل‌تی شدن رودخانه‌ها آلودگی آب‌ها، رسوبات، خاک و گیاهان	برداشت و انبار سنگ معدن و سنگ باطله
گسیل مواد آلاینده از کوره‌های ذوب تخلیه مواد بالقوه سمی از واحدهای الکترولیت	ذوب، تصفیه و غنی‌سازی
آلودگی صوتی گسیل غبار و دود از محل‌های انبار محصولات	حمل محصول نهایی به بازار
نشست ناگهانی زمین تولید زهاب اسیدی معدن از بین رفتن مجموعه‌های گیاهی و جانوری تولید غبار هوابرد حاوی مواد آلاینده ایجاد مناطق آلوده که سلامت ساکنین محلی را به خطر می‌اندازد	تعطیلی (بسته شدن) معدن
آلودگی صوتی به هم ریختگی سطح زمین گسیل گرد و غبار هوابرد حاوی مواد آلاینده از کارخانه فرآوری تخلیه پساب‌های آلوده گسیل دی‌اکسید گوگرد	فرآوری

## ۲-۵- باطله‌های حاصل از معدن‌کاری

باطله‌های معدنی یکی از اصلی‌ترین منابع ورود فلزات و دیگر آلاینده‌ها به بخش‌های مختلف محیط هستند. از آن‌جا که مطالعه حاضر نیز بر روی خاک‌های اطراف سدهای باطله معدن صورت گرفته است، بنابراین در این بخش باطله‌های معدنی و اثرات زیست‌محیطی آن‌ها بیشتر توضیح داده می‌شود.

به طور کلی هر سه مرحله عملیات معدن کاری شامل استخراج، فرآوری و استحصال (ذوب و پالایش)، باطله‌های مختلف (جامد، مایع و گاز) تولید می‌کنند (شکل ۱-۲). سنگ‌های باطله<sup>۱</sup> حاصل از استخراج و همچنین باطله‌های حاصل از فرآیند فرآوری<sup>۲</sup>، رایج‌ترین باطله‌های معدنی هستند (Lottermoser, 2010).



شکل ۱-۲- تولید باطله و مواد زاید در مراحل اصلی فرآیند معدن کاری برگرفته از لوترموسر (Lottermoser, 2010) با کمی تغییرات

## ۲-۵-۱- سنگ‌های باطله

توده‌های سنگ باطله شامل باطله‌های حاصل از عملیات استخراج و یا بهره‌برداری (مواد روباره که از سطح یا زیر زمین استخراج شده) هستند. باطله‌ها ممکن است حاوی سنگ‌های رسوبی، آذرین، دگرگونی و یا خاک و رسوبات نرم باشند. ویژگی فیزیکی و شیمیایی این باطله‌ها به کانی‌شناسی و ژئوشیمی آنها، نوع عملیات معدن کاری، اندازه ذرات و درصد رطوبت بستگی دارد. همچنین میزان

1- Waste rocks

2- Mineral processing wastes

سنگ باطله تولید شده بسته به عمق ذخیره، عیار کانسنگ، نوع سنگ میزبان و روش استخراج متغیر است. در معادنی با سنگ میزبان کربناته (مانند بسیاری از معادن سرب و روی) و همچنین در معادن روباز به طور معمول مقادیر زیادی سنگ باطله تولید می‌شود (Aswathanarayana, 2005).

## ۲-۵-۲- باطله‌های فرآوری و کانه‌آرایی

فرآوری کانسنگ بزرگترین مشکل زیست‌محیطی مربوط به معدن‌کاری را به وجود می‌آورد. در طی مرحله کانه‌آرایی فلزات اقتصادی و کانی‌های مفید توسط فرآیندهای جدایش فیزیکی (مانند روش‌های الکتریکی و مغناطیسی) و شیمیایی (اضافه کردن مواد شیمیایی برای شکستن پیوند فلزات و مواد در برگیرنده) از مواد معدنی جدا می‌شوند. باطله‌های کانه‌آرایی شامل نرمه‌های ناشی از عملیات کانه‌آرایی و بخش‌هایی از سنگ‌های خرد شده، آسیاب شده، پودر شده و یا شسته شده (که تصفیه بیشتر آن‌ها امکان‌پذیر نیست) می‌باشد (Lottermoser, 2010).

## ۲-۶- اثرات زیست‌محیطی باطله‌های معدن‌کاری

بهره‌برداری از ذخایر معدنی با تولید حجم زیادی از باطله‌ها همراه است. باطله‌هایی که در عملیات معدن‌کاری ایجاد می‌شوند و یا نرمه‌هایی که در اثر فرآوری مواد معدنی تولید می‌شوند به طور معمول دارای غلظت بالایی از فلزات هستند (Ye *et al.* 2002). در حین فرآوری کانسنگ به طور معمول مقدار زیادی پسماند تولید می‌شود که دارای غلظت بالایی از فلزات و غیر فلزات (مانند سیانید) می‌باشند. همچنین بسته به نوع فرآیند به کار رفته، نوع کانسنگ فرآوری شده و یا نوع مواد شیمیایی مورد استفاده قرار گرفته، حجم و مقدار باطله و همچنین مقدار فلز موجود در آن‌ها متغیر است. مواد باطله تولید شده به علت دانه ریز بودن راحت‌تر تحت تاثیر فرسایش بادی یا آبی قرار می‌گیرند و در نتیجه میزان آلودگی توسط آن‌ها بسیار بالا است. بنابراین منبع بالقوه‌ای برای آلودگی محیط پیرامون

(خاک، رسوبات، منابع آب و گیاهان) به عناصر بالقوه سمی به حساب می‌آیند (Siegel, 2002).

مهم‌ترین اثرات زیست‌محیطی باطله‌های معدن‌کاری عبارتند از:

۱. رهاسازی آلاینده‌های فلزی در محیط؛ فلزات موجود در مواد زاید به وسیله فرآیندهای مختلفی مانند هوازدگی، آبشویی (ورود به آب‌های سطحی یا زیر زمینی) و حمل ذرات وارد محیط می‌شوند و در نتیجه باعث آلودگی آب، خاک و گیاهان به عناصر فلزات سنگین می‌شوند (Singh et al. 2005). میزان آزاد شدن فلزات از باطله‌ها به ویژگی‌های کانی‌شناختی و شیمیایی آن‌ها، نوع رخداد فلزات (سولفیدی یا غیرسولفیدی) و شرایط زمین‌شناختی و آب‌شناختی محیط بستگی دارد (Siegel, 2002).

۲. تولید زهاب اسیدی معدن (AMD)<sup>۱</sup>، مخرب‌ترین اثر زیست‌محیطی باطله‌ها و پسماندهای معدن‌کاری به حساب می‌آید. این محلول اسیدی می‌تواند با سایر کانه‌ها و سنگ‌ها واکنش شیمیایی داده و ترکیبی از عناصر را به وجود آورد که ممکن است اثرات جدی زیست‌محیطی را بر محیط اطراف داشته باشد. امکان تولید زهاب اسیدی در معادن حاوی کانی‌های سولفیدی و معادن زغال‌سنگ بسیار زیاد می‌باشد ولی به طور معمول در معادنی با سنگ میزبان کربناته ایجاد نمی‌شوند. زهاب اسیدی معدن در اثر اکسایش کانی‌های سولفیدی (به ویژه پیریت) در طی یک سری واکنش‌های خودکاتالیستی ایجاد می‌شود که اکسیژن موجود در واکنش به وسیله هوا و آب موجود در واکنش توسط بارش‌های جوی تأمین می‌شود (Lottermoser, 2010).

## ۲-۷- آلودگی خاک به فلزات سنگین

تأثیر زیست‌محیطی فعالیت‌های معدنی بر روی خاک‌ها، به طور معمول فرسایش و آلودگی خاک است. فرسایش ممکن است ناشی از تخریب پوشش گیاهی، به دلیل حفاری‌های مرتبط با فعالیت‌های

معدن کاری باشد. در چنین شرایطی، رخدادهایی مانند بارش های جوی ممکن است سبب فرسایش بیشتر خاک شود. آلودگی خاک ها به طور معمول در اثر تخلیه باطله های معدنی، زهاب اسیدی معدن و یا نفوذ از سدهای باطله صورت می گیرد. همچنین جابجایی ذرات ریز موجود در سدهای باطله خشک می تواند سبب آلودگی خاک ها شود. خاک های آلوده می توانند به عنوان منبع آلودگی برای آب های سطحی و زیر زمینی عمل کرده و در نتیجه منبع آلوده کننده دیگر مناطق باشند (Ngole and Ekosse, 2012, Sengupta, 1993).

## ۲-۸- شکل و نحوه رخداد فلزات سنگین در خاک

فلزات از هر منبعی که منشاء گرفته باشند زمانی که وارد ترکیب خاک می شوند با اجزای مختلف آن پیوند ایجاد کرده و به همین علت به شکل ها و گونه های مختلف در ترکیب خاک یافت می شوند. شکل پیوندی یا گونه سازی فلزات در خاک در حقیقت تحرک پذیری و زیست دسترس پذیری آن ها را در خاک کنترل می کند. شدت آلودگی هر فلز نیز به میزان اشکال متحرک و زیست دسترس پذیر آن بستگی دارد (Selinus and Alloway, 2013). مهم ترین شکل ها یا فازهای ژئوشیمیایی فلزات در خاک عبارتند از:

## ۲-۸-۱- یون های آزاد و انحلال پذیر در خاک

عناصر می توانند به صورت یون های آزاد<sup>۱</sup> به صورت کاتیون یا اکسی آنیون در خاک حضور داشته باشند. عناصر که به صورت یون های آزاد و محلول در خاک حضور می یابند، دارای تحرک و زیست دسترس پذیری بالایی هستند (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

---

1- Free ion



## ۲-۸-۲- یون‌های قابل جذب و تبادل پذیر

فلزات در این فاز از طریق جذب سطحی به کلوئیدهای خاک چسبیده و می‌توانند در اثر تغییر شرایط فیزیکوشیمیایی (pH, Eh, انواع یون‌های درگیر در تبادل و غیره) از سطح ذرات جدا شوند. این گونه شیمیایی از فلزات، قابل تبادل و به صورت انحلال‌پذیر در خاک حضور دارند (Akkajit and Tongcumpou, 2010).

## ۲-۸-۳- کمپلکس با ماده آلی

در این فاز از خاک، تحرک فلزات بالا بوده ولی برخی از آن‌ها برای گیاهان غیر قابل جذب هستند. ماده آلی خاک از جمله اجزای اصلی خاک است (به صورت هیومیک و غیرهیومیک) که به علت بار سطحی منفی (جذب سطحی فلزات) و همچنین ایجاد پیوند کووالانسی قوی با بعضی از فلزات، نقش مهمی در جذب و نگهداشت فلزات ایفا می‌کنند. تحت شرایط اکسایشی، ماده آلی تجزیه شده و فلزات متصل به آن آزاد می‌شوند و می‌توانند در دسترس گیاهان قرار گیرند (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

## ۲-۸-۴- رسوب با کربنات‌ها، فسفات‌ها و ترکیب‌های سولفیدی

در این حالت، فلزات غیر متحرک و غیر قابل جذب برای گیاهان هستند. در خاک‌هایی با سنگ مادر کربناته و یا خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک، کانی‌های کربناته (اغلب کلسیت و دولومیت)، با تعدیل pH خاک و همچنین فراهم آوردن سطوح مناسب جذب، نقش مهمی در نامتحرک کردن فلزات به ویژه Cd, Zn و Mn دارند. اگرچه تغییر در شرایط محیطی می‌تواند باعث تحرک مجدد آن‌ها شود. افزایش میزان فسفات در خاک موجب کاهش میزان جذب این فلزات می‌شود (Li et al. 2007, Banerjee, 2003). در شرایط کاهنده، برخی از فلزات

(مانند Pb) کمپلکس‌های پایدار با سولفیدها تشکیل می‌دهند که این امر باعث کاهش جذب آن‌ها می‌شود (ایبای، ۱۳۹۰).

## ۲-۸-۵- متصل به اکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز

خاک‌هایی که میزان اکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز در آن‌ها بالا است، Sesquioxides نامیده می‌شوند. در این خاک‌ها اکسیدهای آبدار مهم‌ترین اجزای خاک در جذب و کنترل تحرک فلزات هستند. جذب یا آزاد سازی عناصر توسط این اجزا به شرایط Eh و pH محیط وابسته است (Gunn *et al.* 1989). با بررسی نحوه توزیع گونه‌های مختلف فلزات در خاک‌های طبیعی و آلوده، می‌توان گفت که بیشتر فلزات تمایل به ایجاد پیوند با اکسیدهای آهن و آلومینیوم در خاک‌های اسیدی و پیوند با کربنات‌ها در خاک‌های قلیایی دارند (Tessier *et al.* 1979).

## ۲-۸-۶- تثبیت در شبکه کانی‌ها

در این حالت فلزات سنگین، بسته به عدد کئوردیناسیون خود، در شبکه بلوری کانی‌های خاک (اولیه و ثانویه) به دام افتاده و غیر متحرک می‌شوند. این بخش از عناصر بعد از تخریب و هوازدگی کانی‌ها و شکسته شدن ساختار بلوری آن‌ها آزاد می‌شوند (Shan and Chen, 1993, Tessier *et al.* 1979).

## ۲-۹- زیست‌دسترس پذیری فلزات سنگین در خاک و عوامل مؤثر بر آن

زیست‌دسترس پذیری میزان عناصر تبادل پذیر و قابل جذب برای گیاهان است، که به شکل شیمیایی هر فلز در محیط خاک وابسته است (Reeve, 2002).

تعیین زیست‌دسترس پذیری عناصر بالقوه سمی برای گیاهان و موجودات زنده خاک، فقط از طریق بخش محلول خاک صورت می‌گیرد که این بخش در تماس مستقیم و نزدیک با بخش جامد است.

بنابراین جزء انحلال پذیر توسط فرآیندهای تعادلی، تبادل و جذب تحت تأثیر قرار می‌گیرد. فرآیندهای جذب بیشتر توسط مواد آلی و ترکیب کانی‌شناختی (کانی‌های رسی، اکسیدها و هیدروکسیدها) صورت می‌گیرد. بنابراین زیست‌دسترس‌پذیری عناصر بالقوه سمی در محیط‌های خاک، توسط توزیع آن‌ها بین بخش محلول و بخش جامد کنترل می‌شود (Zimmerman and Weindorf, 2010) و به عواملی مانند غلظت عناصر در اجزا یا پیوندهای مختلف، کانی‌شناسی خاک، pH و Eh خاک، میزان رس، میزان ماده آلی خاک و عوامل بیولوژیکی بستگی دارد (Reeve, 2002).

محیط اطراف ریشه‌ها دارای بار الکتریکی ضعیف و کمی اسیدی است که ممکن است با قارچ‌ها و یا باکتری‌هایی همراه باشند که می‌توانند محیط اطراف ریشه را تغییر داده و حلالیت خاک را تغییر دهند (علی‌پور، ۱۳۸۴). بنابراین در روش‌های استخراج تک‌مرحله‌ای به طور معمول از محلول‌هایی جهت استخراج عناصر استفاده می‌شود که محیطی مشابه محیط اطراف ریشه ایجاد کنند. جزء دسترس‌پذیر فلزات در خاک، گونه هدف در روش‌های استخراج تک‌مرحله‌ای است. روش‌های استخراج تک‌مرحله‌ای از نظر نوع ماده استخراج کننده، مدت زمان تماس، غلظت محلول مورد استفاده و غیره با یکدیگر تفاوت زیادی دارند. انتخاب نوع حلال در استخراج تک‌مرحله‌ای به نوع خاک، شرایط محیطی و نوع عناصر مورد نظر بستگی دارد (Krishnamurti and Naidu, 2008). در جدول ۲-۲ رایج‌ترین روش‌های شیمیایی که برای تعیین میزان زیست‌دسترس‌پذیری عناصر در روش استخراج تک‌مرحله‌ای استفاده می‌شود، آورده شده است. بر اساس پژوهش‌های صورت گرفته توسط لیندسی و نورول (Lindsay and Norvell, 1978)، بهترین روش برای تعیین شدت واقعی آلودگی و تعیین میزان زیست‌دسترس‌پذیری برخی از فلزات سنگین از جمله Cd، Pb، Ni، Zn، Cu، Fe و Mn در خاک، استفاده از محلول  $0.005 \text{ M DTPA} + 0.1 \text{ M Triethanol amine} + 0.01 \text{ M CaCl}_2$  می‌باشد. محلول مورد استفاده در این روش از نظر عملکرد دارای تشابه بالایی با ماده ترشح شده از ریشه گیاهان در

خاک است. این روش بهترین روش استخراج فلزات سنگین از خاک و تعیین میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین، در خاک‌های قلیایی (آهکی) و نزدیک به خنثی می‌باشد.

جدول ۲-۲- رایج‌ترین روش‌های استخراج تک‌مرحله‌ای (برگرفته از Rauret, 1998)

نوع و مقدار محلول استخراج کننده	گروه
HNO <sub>3</sub> 0.43 - 2 M	استخراج کننده‌های اسیدی
HNO <sub>3</sub> + 3HCl	
HCl 0.1-1 M	
CH <sub>3</sub> COOH 0.1 M	
HCl 0.05 M + H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0.0125 M	
EDTA 0.01-0.05 M	عوامل کلیتی کننده
DTPA 0.005 M + TEA 0.1 M + CaCl <sub>2</sub> 0.01 M	
CH <sub>3</sub> COOH 0.02 M	
NH <sub>4</sub> F 0.015 M	
HNO <sub>3</sub> 0.013 M	
EDTA 0.001 M	محلول نمک‌های بافر شده
NH <sub>4</sub> -acetate, acetic acid pH=7; 1 M	
NH <sub>4</sub> -acetate, acetic acid pH=4.8; 1 M	
CaCl <sub>2</sub> 0.1 M	
CaCl <sub>2</sub> 0.05 M	
CaCl <sub>2</sub> 0.01 M	محلول نمک‌های بافر نشده
NaNO <sub>3</sub> 0.1 M	
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> 1 M	
AlCl <sub>3</sub> 0.3 M	
BaCl <sub>2</sub> 0.1 M	

CH<sub>3</sub>COOH: استیک اسید

EDTA: اتیلن دی آمین تترا استیک اسید (C<sub>10</sub>H<sub>16</sub>N<sub>2</sub>O<sub>8</sub>)

DTPA: دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید (C<sub>14</sub>H<sub>23</sub>N<sub>3</sub>O<sub>10</sub>)

TEA: تری اتانول آمین (C<sub>6</sub>H<sub>15</sub>NO<sub>3</sub>)

## ۲-۹-۱- زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک‌های مناطق معدنی

سرنوشت نهایی فلزات و شبه فلزات در محیط‌های طبیعی مانند خاک، همواره موضوع نگران کننده‌ای بوده است. این حساسیت به ویژه در مناطق معدنی، سدهای باطله و حوضچه‌های باطله از اهمیت

بیشتری برخوردار است. در برخی موارد به دلیل فعالیت‌های معدن‌کاری، جزء زیست‌دسترس پذیر فلزات سنگین در محیط‌های طبیعی به طور قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد. زیست‌دسترس پذیری فلزات سنگین حداقل تابعی از سه عامل مهم زیر است:

۱. مقدار کل فلزات دارای پتانسیل دسترس‌پذیری (عامل کمیت)
  ۲. غلظت، فعالیت و یا نسبت یونی عناصر در فاز محلول (عامل شدت)
  ۳. میزان انتقال عناصر از بخش جامد به بخش محلول و سپس ریشه گیاه (کینتیک واکنش)
- بنابراین برای تخمین تأثیر و پتانسیل خطر فلزات سنگین در مناطق آلوده معدنی باید جزء زیست‌دسترس‌پذیر این فلزات در محیط‌های آب، خاک و رسوب تعیین شود (Davis *et al.* 1994).
- سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) عناصر Cd و Be, As, Al, Sb, Pb, Ni, Hg را مهم‌ترین عناصری معرفی کرده است که باید زیست‌دسترس‌پذیری آن‌ها در خاک و سایر محیط‌ها (مانند رسوب) مد نظر قرار گیرد. انتخاب این عناصر بر مبنای پتانسیل آن‌ها برای زیست‌دسترس‌پذیری و افزایش خطر آن‌ها برای سلامت انسان صورت گرفته است. با تعیین بخش زیست‌دسترس‌پذیر یا تبادل‌پذیر فلزات در خاک‌های آلوده، علاوه بر تعیین شدت آلودگی می‌توان احتمال ورود آن‌ها به گیاهان و سایر بخش‌های محیط را پیش‌بینی کرد (Reeve, 2002).

## ۲-۱۰- اثر بر گیاهان

گیاهان یکی از مهم‌ترین عوامل انتقال فلزات سنگین از خاک به انسان هستند. جذب فلزات سمی توسط گیاه می‌تواند سبب کاهش جذب دیگر عناصر ضروری شود. این تداخل عکس‌العمل دیگری را نیز سبب می‌شود بدین معنی که آنزیم‌هایی وارد کار می‌شوند که ممکن است واکنش‌هایی را که به عناصر اضافی موجود حساسیت زیادی دارند، از فعالیت اصلی حذف کنند. بنابراین حالت فیزیولوژی معمولی گیاه را تغییر داده و بدین ترتیب گیاه را در مقابل عناصر جزئی که بیش از حد لازم جذب

شده و یا فلزات سمی که وارد گیاه شده است، مقاوم می‌کنند (داتنوف و همکاران، ۱۳۹۲). در نتیجه فلزات سنگین می‌توانند در مقادیر زیاد وارد زنجیره غذایی انسان شوند. اگرچه عوارض مسمومیت برای خیلی از گیاهان شناخته شده‌اند ولی نباید انتظار داشت که اثر مسمومیت در گیاه همیشه به موقع ظاهر شود (Kabata-Pendias, 2010). در سیستم طبیعی، زمانی اثرات فیزیکی افزایش، کمبود و یا عدم تعادل عناصر شیمیایی مشاهده می‌شود که گیاه مرده باشد، گرچه بعضی از گونه‌ها ظرفیت تحمل بالایی را بدون بروز اثرات ظاهری مسمومیت، کمبود و یا حتی کاهش رشد از خود نشان می‌دهند. به طور معمول حساس‌ترین مرحله در گیاهان، دوره جوانه‌زنی و توسعه برگ‌های لپه‌ای است که نسبت ریشه به جوانه در آن دوره خیلی پایین است. به طور کلی ریشه اولین اندام نشان‌دهنده آلودگی و افزایش غلظت ورود و انباشت عناصر در گیاه می‌باشد که از دید پنهان است ولی باید مد نظر گرفته شود (علی‌پور، ۱۳۸۴). بنابراین می‌توان از گیاهان به عنوان یک نشانگر برای ارزیابی شدت آلودگی و میزان دسترس‌پذیری فلزات در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین استفاده کرد.

## ۲-۱۱- مروری بر مطالعات پیشین

تاکنون مطالعات وسیعی در زمینه بررسی آلودگی خاک و تعیین زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در انواع مختلف خاک از جمله خاک‌های مناطق معدنی صورت گرفته است که در زیر به برخی از این پژوهش‌ها اشاره می‌شود:

در پژوهش انجام شده برای تعیین میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی اطراف یک کوره ذوب سرب و روی، جهت تعیین میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات، از  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  و  $\text{NH}_4\text{OAc} - \text{EDTA}$  استفاده شد و نتایج نشان داد که با وجود بالا بودن میزان آهن در خاک، میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات  $\text{Cd}$ ،  $\text{Pb}$  و  $\text{Zn}$  به طور قابل توجهی بالا است (Weissenhorn *et al.* 1995).

در پژوهشی که توسط کیم و همکاران (Kim *et al.* 2002) در خاک‌های مجاور سد باطله فرآوری معدن طلا و نقره در کره جنوبی صورت گرفت، مشخص شد که غلظت عناصر As، Cd، Pb و Zn بسیار بالاتر از غلظت آن‌ها در خاک‌های طبیعی و بالاتر از حداکثر غلظت تحمل‌پذیر آن‌ها در خاک است. در پژوهشی که توسط کلایمیت و همکاران (Clemente *et al.* 2003) به منظور بررسی زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک‌های آلوده شده توسط زهاب و پساب سولفیدی یک سایت معدنی در اسپانیا انجام گردید، میزان غلظت زیست‌دسترس‌پذیر فلزات سنگین (Zn، Cu، Mn، Fe، Pb و Cd) خاک توسط روش استخراج تک‌مرحله‌ای و با استفاده از محلول DTPA تعیین شد. همچنین تأثیر مواد آلی، pH و سولفات محلول در خاک، بر میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که اسیدی شدن خاک به دلیل اکسیداسیون سولفیدهای فلزی، باعث افزایش میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات در خاک شده و بالا بودن میزان ماده آلی در خاک باعث کاهش زیست‌دسترس‌پذیر فلز Cu در خاک شده است.

در پژوهش انجام گرفته توسط کلم و همکاران (Kelm *et al.* 2009) در خاک‌های اطراف معدن مس در شیلی، میزان غلظت فلزات سنگین Pb، Cu، Zn، As و Mn در نمونه‌های خاک اندازه‌گیری شد. در برخی از نمونه‌های خاک غنی شدگی Cu در جهت باد غالب و در مجاورت سد باطله مشاهده گردید. همچنین مشخص شد که بین میزان ماده آلی در خاک و غلظت و دسترس‌پذیری فلزات رابطه مستقیمی وجود دارد.

در مطالعات انجام شده در خاک‌های کشاورزی اطراف یک منطقه معدنی در جنوب چین، آشکار گردید که در این خاک‌ها غلظت Cu، Zn، Pb و Cd بسیار بالاتر از حد مجاز است. همچنین گیاهانی که دارای ساقه زیر زمینی و یا دارای برگ‌های پهن می‌باشند، مقادیر بیشتری از فلزات سنگین را جذب کرده‌اند (Zhuang *et al.* 2009).

در پژوهش دیگری که در خاک‌های اطراف یک معدن روی در تایلند انجام گرفت، تأثیر pH، Eh و غلظت پنج فلز Pb، Zn، Fe، Mn و Cu بر میزان زیست‌دسترس‌پذیری Cd در خاک مورد بررسی قرار

گرفت. نتایج نشان دهنده وجود همبستگی مثبت بین میزان زیست‌دسترس پذیر Cd و وجود این پنج فلز در خاک است. همچنین بین میزان زیست‌دسترس پذیری Cd با غلظت کل آن در خاک نیز رابطه مستقیم دارد و با کاهش pH میزان تحرک Cd افزایش می‌یابد (Akkajit and Tongcumpou, 2010).

ژو و همکاران (Xu *et al.* 2013) میزان زیست‌دسترس پذیری فلزات Zn، Cu، Pb و Cd در خاک و همچنین آلودگی گیاهان را اطراف یک سایت معدنی در چین مورد مطالعه قرار دادند. در این پژوهش غلظت زیست‌دسترس پذیر فلزات با استفاده از روش استخراج تک‌مرحله‌ای و استخراج‌کننده‌های مختلف (EDTA، DTPA، HCl و  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) تعیین گردید. بر اساس نتایج به دست آمده میزان زیست‌دسترس پذیری عناصر در خاک به صورت  $\text{Pb} < \text{Cu} < \text{Zn} < \text{Cd}$  تغییر می‌کند. همچنین میزان جذب فلزات سنگین توسط گیاهان منطقه، با توجه به گونه گیاهی و خصوصیات خاک مورد مطالعه متغیر است. اما به طور کلی غلظت فلزات سنگین در گیاهان بسیار بالاتر از حد مجاز برآورد گردید. بررسی میزان تحرک فلزات سنگین (Ni، Cu، Fe، Zn و Mn) در خاک‌ها و گیاهان مجاور یک سایت معدنی در کانادا نشان داد که مقدار کل فلزات در خاک‌های سطحی بسیار بیشتر از افق‌های عمیق‌تر است و تحرک عمقی فلزات و جذب آن‌ها توسط گیاهان، به نوع فلز و شرایط فیزیکوشیمیایی خاک بستگی دارد (Mehes-Smith *et al.* 2013).

در پژوهشی که در استان گوانژدانگ (Guangdong) چین، بر روی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین توسط زهاب اسیدی معدن صورت گرفت، میزان توزیع و تحرک فلزات Cd، Cu، Zn و Pb در خاک‌ها و محصولات کشاورزی منطقه (نیشکر، برنج و سبزیجات) بررسی شد. نتایج نشان دهنده آلودگی بالای خاک منطقه به فلزات سنگین به ویژه آلودگی بسیار شدید به Cd ( $3/7$  برابر حد مجاز) است. به علت غلظت بالای Cd و Zn در بخش تبادل پذیر خاک، میزان تحرک و انتقال (Transfer Factor) این دو فلز به ریشه گیاهان (به ویژه نیشکر) و برگ سبزیجات پهن برگ، بسیار بالا است. ارزیابی احتمال خطر



مصرف محصولات کشاورزی نیز بیانگر نامناسب بودن خاک منطقه برای کشت گیاهان و مسمومیت آن‌ها به فلزات سنگین است (Liao *et al.* 2016).

در بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک و ارزیابی خطر سلامت ناشی از مصرف محصولات کشاورزی اطراف معدن سرب و روی در جنوب شرقی نیجریه، نمونه‌های خاک و نمونه‌های گیاهی (مانند سبزیجات پهن برگ و محصولات زراعی غده‌ای مانند سیب زمینی) مورد بررسی قرار گرفت. بعد از آنالیز نمونه‌های برداشت شده به روش ICP-MS مشخص شد که خاک‌های منطقه آلوده به فلزات سنگین هستند و میزان فاکتور انتقال آن‌ها به گیاهان برداشت شده به صورت  $Cd > Cu > Zn > Mn > Mo > As > Ni > Pb > Cr$  تغییر می‌کند. محاسبه شاخص ارزیابی خطر سلامت (HRI) ناشی از مصرف محصولات پهن برگ کشت شده در این منطقه برای عناصر Pb و Mn بیشتر از ۱ ارزیابی گردید. این سطح بالا از HRI برای Pb و Mn در سبزیجات، می‌تواند بر سلامت مصرف‌کنندگان اثرات منفی داشته باشد (Obiora *et al.* 2016).



فصل سوم

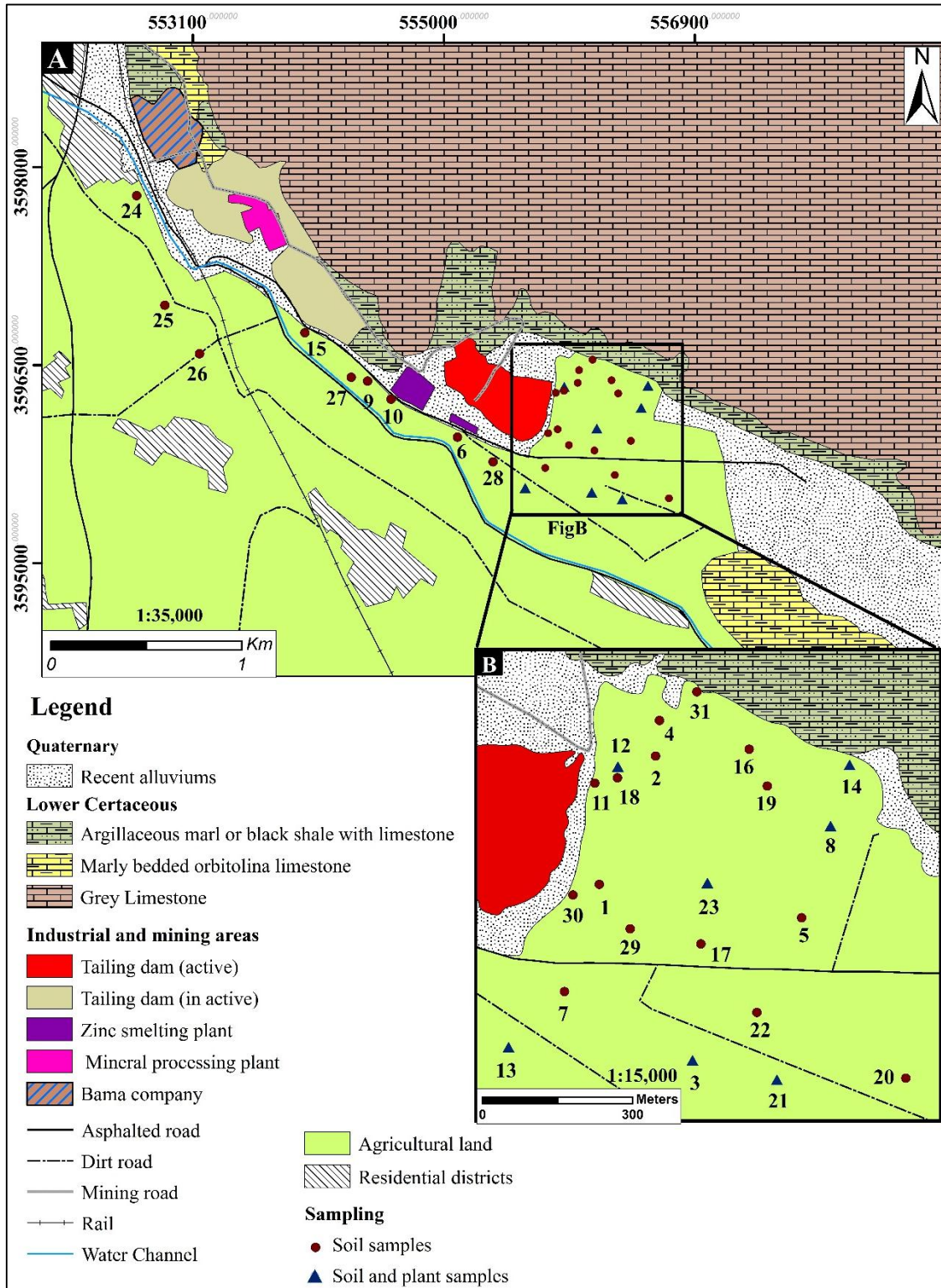
روش تحقیق

### ۳-۱- مقدمه

در هر مطالعه علمی، جهت دستیابی به نتایج صحیح می‌باید روش و شرایط نمونه‌برداری و همچنین روش تجزیه نمونه‌ها و تحلیل داده‌ها از مسیری مناسب و استاندارد پیش رود. در این فصل به نحوه‌ی نمونه‌برداری، آماده‌سازی نمونه‌ها، آزمایش‌های استاندارد تعیین پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک، نحوه‌ی تعیین غلظت فلزات در نمونه‌های خاک و گیاه و چگونگی روش استخراج تک‌مرحله‌ای اشاره می‌شود. در انتها نیز به برخی از شاخص‌های ژئوشیمیایی مورد استفاده در ارزیابی آلودگی خاک و گیاه و همچنین روش‌های آماری به کار رفته در این تحقیق اشاره خواهد شد.

### ۳-۲- نمونه‌برداری از خاک و گیاه

نمونه‌برداری یکی از مراحل مهم هر پژوهش است، به طور کلی یک نمونه‌برداری اصولی و هدفمند در تحلیل درست نتایج کمک بسزایی می‌کند. پیش از نمونه‌برداری باید هدف از نمونه‌برداری را مشخص و برای آن برنامه‌ریزی مناسبی کرد. در زمین‌های کشاورزی منطقه مورد مطالعه با توجه به وسعت زیاد زمین‌ها و وجود عوارضی مانند جاده و خانه‌های روستایی، امکان نمونه‌برداری سیستماتیک وجود نداشت و به همین علت با پیمایش زمین‌های کشاورزی مجاور سدهای باطله و شناسایی محل‌های مناسب، در مجموع ۳۱ ایستگاه برای نمونه‌برداری از خاک به صورت تصادفی انتخاب شد. هر یک از نمونه‌های خاک، معرف چهار نمونه نزدیک به هم بوده که از عمق ۱۵ تا ۲۰ سانتی‌متری برداشت گردیدند. این نمونه‌ها پس از جمع‌آوری، با یکدیگر مخلوط شده و یک نمونه مرکب از خاک تهیه گردید. نمونه‌ها با استفاده از بیلچه فولادی ضد زنگ برداشت شدند. همچنین به صورت تصادفی، از ۷ گلخانه که از خاک آن‌ها نمونه‌برداری شده بود از ابتدا، وسط و انتهای آن‌ها نمونه‌های گیاهی (ریحان) جمع‌آوری گردید. موقعیت هر ایستگاه نمونه‌برداری توسط دستگاه GPS ثبت شد. مختصات و مشخصات نقاط نمونه‌برداری در شکل ۳-۱ و جدول ۳-۱ آورده شده است.



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

جدول ۳-۱- مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک و گیاه در منطقه مورد مطالعه

شماره نمونه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
۱*	۵۱° ۳۵' ۴۱"	۳۲° ۲۹' ۶۰"
۲	۵۱° ۳۵' ۴۷"	۳۲° ۳۰' ۱۱"
۳*#	۵۱° ۳۵' ۵۱"	۳۲° ۲۹' ۴۴"
۴*	۵۱° ۳۵' ۴۷"	۳۲° ۳۰' ۱۴"
۵*	۵۱° ۳۶' ۰۲"	۳۲° ۲۹' ۵۷"
۶*	۵۱° ۳۵' ۱۲"	۳۲° ۲۹' ۵۸"
۷*	۵۱° ۳۵' ۳۷"	۳۲° ۲۹' ۵۰"
۸*#	۵۱° ۳۶' ۰۵"	۳۲° ۳۰' ۰۵"
۹*	۵۱° ۳۴' ۴۶"	۳۲° ۳۰' ۱۲"
۱۰	۵۱° ۳۴' ۵۲"	۳۲° ۳۰' ۰۸"
۱۱	۵۱° ۳۵' ۴۰"	۳۲° ۳۰' ۰۹"
۱۲*#	۵۱° ۳۵' ۴۳"	۳۲° ۳۰' ۱۰"
۱۳*#	۵۱° ۳۵' ۳۱"	۳۲° ۲۹' ۴۶"
۱۴*#	۵۱° ۳۶' ۰۷"	۳۲° ۳۱' ۱۱"
۱۵	۵۱° ۳۴' ۲۸"	۳۲° ۳۰' ۲۴"
۱۶	۵۱° ۳۵' ۵۶"	۳۲° ۳۰' ۱۲"
۱۷*	۵۱° ۳۵' ۵۶"	۳۲° ۳۰' ۱۲"
۱۸	۵۱° ۳۵' ۴۳"	۳۲° ۳۰' ۰۹"
۱۹*	۵۱° ۳۵' ۵۸"	۳۲° ۳۰' ۰۹"
۲۰	۵۱° ۳۶' ۱۳"	۳۲° ۲۹' ۴۳"
۲۱*#	۵۱° ۳۵' ۵۹"	۳۲° ۲۹' ۴۳"
۲۲*	۵۱° ۳۵' ۵۷"	۳۲° ۲۹' ۴۹"
۲۳*#	۵۱° ۳۵' ۵۲"	۳۲° ۳۰' ۰۰"
۲۴	۵۱° ۳۳' ۳۹"	۳۲° ۳۰' ۵۸"
۲۵	۵۱° ۳۳' ۴۷"	۳۲° ۳۰' ۳۱"
۲۶	۵۱° ۳۳' ۵۷"	۳۲° ۳۰' ۱۹"
۲۷	۵۱° ۳۴' ۴۱"	۳۲° ۳۰' ۱۳"
۲۸	۵۱° ۳۵' ۲۲"	۳۲° ۲۹' ۵۲"
۲۹	۵۱° ۳۵' ۴۴"	۳۲° ۲۹' ۵۶"
۳۰	۵۱° ۳۵' ۳۸"	۳۲° ۲۹' ۵۹"
۳۱	۵۱° ۳۵' ۵۱"	۳۲° ۳۰' ۱۷"

\* نمونه‌هایی که روش استخراج تک‌مرحله‌ای بر روی آن‌ها انجام گرفته است.  
# ایستگاه‌هایی که از آن‌ها نمونه‌برداری گیاه صورت گرفته است.

### ۳-۳- آماده‌سازی نمونه‌ها در آزمایشگاه

پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه، نمونه‌های خاک ابتدا به مدت ۳ روز در معرض هوای آزاد قرار داده شدند تا خشک شوند. سپس قطعات گیاهی و سنگی از نمونه‌ها جدا شد و با استفاده از هاون دستی از جنس عقیق پودر گردیدند. در مرحله بعد کسر ریز اندازه نمونه‌های پودر شده، به وسیله الک ۲۳۰ مش جدا گردید. از کسر ریز اندازه، به طور گسترده برای حذف اثر اندازه ذره و به دست آوردن توزیع همگن‌تر اندازه دانه‌ها استفاده می‌شود (Duquesne *et al.* 2006). این کسر از نظر شیمیایی، فعال‌ترین و متحرک‌ترین فاز است که به طور کلی از ذرات سیلت و رس تشکیل شده است و در حمل آلاینده‌ها اهمیت زیادی دارد. چرا که فلزات روی سطوح کانی‌های رسی، اکسیدهای آبدار و مواد آلی هستند که همه آن‌ها به طور معمول در اندازه‌های کوچک یافت می‌شوند (Farkas *et al.* 2007).

نمونه‌های گیاهی برداشت شده ابتدا با استفاده از آب مقطر به طور کامل شستشو داده شدند تا مواد هرز و آلودگی‌های سطحی آن‌ها پاک شود. سپس با استفاده از قیچی پلاستیکی ریشه، ساقه و برگ آن‌ها جدا گردید. در مرحله بعد همه نمونه‌ها در آون در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت قرار داده شده تا از این طریق آب میان بافتی نمونه‌ها از بین برود. در نهایت نمونه‌های گیاهی در کروزه‌های سرامیکی وزن شده و در کوره با دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۷ ساعت قرار داده شدند تا به خاکستر تبدیل شوند. خاکسترسازی<sup>۱</sup> به همگن کردن نمونه‌های گیاهی کمک کرده و دقت اندازه‌گیری‌های بعدی را افزایش می‌دهد (Fernandez-Turiel *et al.* 2001).

### ۳-۴- اندازه‌گیری پارامترهای کیفی نمونه‌های خاک

در این پژوهش برخی از مهم‌ترین پارامترهای کیفی نمونه‌های خاک شامل بافت، pH، ماده آلی،

1- Ashing

ظرفیت تبادل کاتیونی و میزان کربنات کلسیم اندازه‌گیری شدند. در زیر به طور مختصر به نحوه‌ی اندازه‌گیری این پارامترها اشاره می‌شود.

### ۳-۴-۱- دانه‌بندی و بافت

آزمایش هیدرومتری بهترین روش تعیین اندازه ذرات ریز (در حد سیلت و رس) است. در این روش توزیع اندازه ذرات بر اساس آهنگ رسوب‌گذاری در یک محلول و بر پایه قانون استوک تعیین می‌شود. 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 باقی مانده 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.

برای تعیین درصد ذرات سیلت و رس به روش هیدرومتری، حدود ۵۰ گرم از نمونه عبور کرده از الک ۲۳۰ مش در بشر ۲۵۰ میلی‌لیتر ریخته شد و به آن محلول ۴ درصد هگزامتاسفات به عنوان ماده پراکنده‌ساز اضافه گردید. پس از ۱۲ ساعت، نمونه‌ها توسط همزن به مدت ۶۰ ثانیه مخلوط شده و به استوانه مدرج ۱ لیتر منتقل گردیدند. سپس هیدرومتر در یک استوانه مدرج که با آب مقطر به حجم رسانده شده بود، قرار داده شد. در مرحله بعد هیدرومتر از استوانه خارج شده و سپس محلول به مدت ۶۰ ثانیه به آرامی تکان داده شد و در جای ثابتی قرار داده شد.

پس از ۲۰ ثانیه هیدرومتر را وارد استوانه کرده و با گذشت ۴۰ ثانیه قرائت اول ( $F_a$ )، با گذشت ۱ ساعت قرائت دوم ( $F_b$ ) و با گذشت ۲ ساعت قرائت سوم ( $F_c$ ) انجام گرفت. پس از هر بار قرائت، دما نیز یادداشت شد تا در صورت نیاز تصحیح حرارتی نیز انجام گیرد. پس از هر قرائت هیدرومتر خارج شده و با آب مقطر شسته شد.



در نهایت درصد ذرات با قطر ماسه، سیلت درشت، سیلت ریز و رس از طریق روابط زیر تعیین گردید.  
(A وزن نمونه بر حسب گرم است).

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

$$\% \text{ Coarse Silt} = F_a - F_b / A \times 100 \quad (\text{رابطه ۲-۳})$$

$$\% \text{ Fine Silt} = F_b - F_c / A \times 100 \quad (\text{رابطه ۳-۳})$$

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

به طور معمول برای تصحیح دما، دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد به عنوان دمای مبنا در نظر گرفته می‌شود. اختلاف دمای اندازه‌گیری شده با این دما در عدد ۰/۳۶ ضرب می‌شود. اگر دما بالای ۲۰ درجه سانتی‌گراد باشد حاصل ضرب مذکور با علامت مثبت و در غیر این صورت با علامت منفی مشخص شده و در محاسبات فوق در نظر گرفته می‌شود (Lewis, 1984).

### ۳-۴-۲- اندازه‌گیری pH نمونه‌های خاک

برای اندازه‌گیری pH خاک، از روش D ۹۰۴۵ سازمان حفاظت محیط زیست امریکا<sup>۱</sup> استفاده شد. بر اساس این روش pH خاک در آب مقطر بدون یون، با نسبت جامد به محلول ۱:۱ و یا ۲:۱ و پس از به تعادل رسیدن به مدت ۱ ساعت، با دستگاه pH متر کالیبره شده، اندازه‌گیری می‌شود. در آزمایشگاه ابتدا مقدار ۲۰ گرم از خاک عبور داده شده از الک ۳۵ مش (۰/۵ میلی‌متر) توسط ترازوی دقیق وزن شد و سپس در ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتر ریخته شد و ۲۰ میلی‌لیتر آب مقطر به هر نمونه اضافه گردید. ارلن‌ها به مدت ۵ دقیقه روی همزن مکانیکی و پس از آن، به مدت ۱ ساعت کنار گذاشته شدند تا رس‌های معلق از محلول ته‌نشین شوند. سپس pH محلول‌ها با استفاده از pH متر کالیبره شده

1- US EPA Test Method, 1998, Method 9045 D

(مدل YK-2001 CT) اندازه‌گیری شد (شکل ۳-۲) و بر اساس روش ذکر شده در صورتی که اختلاف دمای نمونه نسبت به محلول بافر کننده الکتروود pH، بیش از ۳ درجه سانتی‌گراد باشد، باید pH ثابت شده را تصحیح کرد. 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 سانتی‌گراد به اندازه ۰/۰۳ واحد از مقدار pH کم می‌شود.



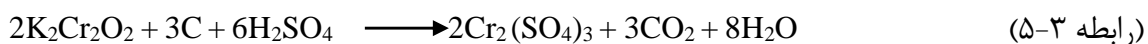
شکل ۳-۲- اندازه‌گیری pH نمونه‌های خاک در آزمایشگاه

### ۳-۴-۳- اندازه‌گیری مقدار ماده آلی نمونه‌های خاک

در این مطالعه برای تعیین میزان ماده آلی نمونه‌های خاک از روش والکی و بلاک (Walkley and Black, 1934) استفاده شد. در این روش خاک با اسید سولفوریک غلیظ و بیکرومات

در تماس قرار داده می‌شود و بعد از اتمام واکنش اکسیداسیون و احیاء، مقادیر اضافی بیکرومات باقیمانده با فروآمونیم سولفات تیترو می‌گردد.

برای انجام این روش، ابتدا ۱ گرم خاک عبور داده شده از الک ۰/۵ میلی‌متر را در ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتر ریخته و به آن ۱۰ میلی‌لیتر دی‌کرومات پتاسیم ۱ نرمال اضافه و به آرامی تکان داده تا ذرات آن در محلول پراکنده شود. سپس ۲۰ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ را خیلی سریع و بطور مستقیم به محلول اضافه کرده و به آرامی به مدت ۱ دقیقه تکان داده تا خاک با محلول‌ها مخلوط گردد و سپس به مدت ۳۰ دقیقه به صورت سکون رها گردید. از نظر تئوری در این مرحله رابطه زیر (رابطه ۳-۵) برقرار است:

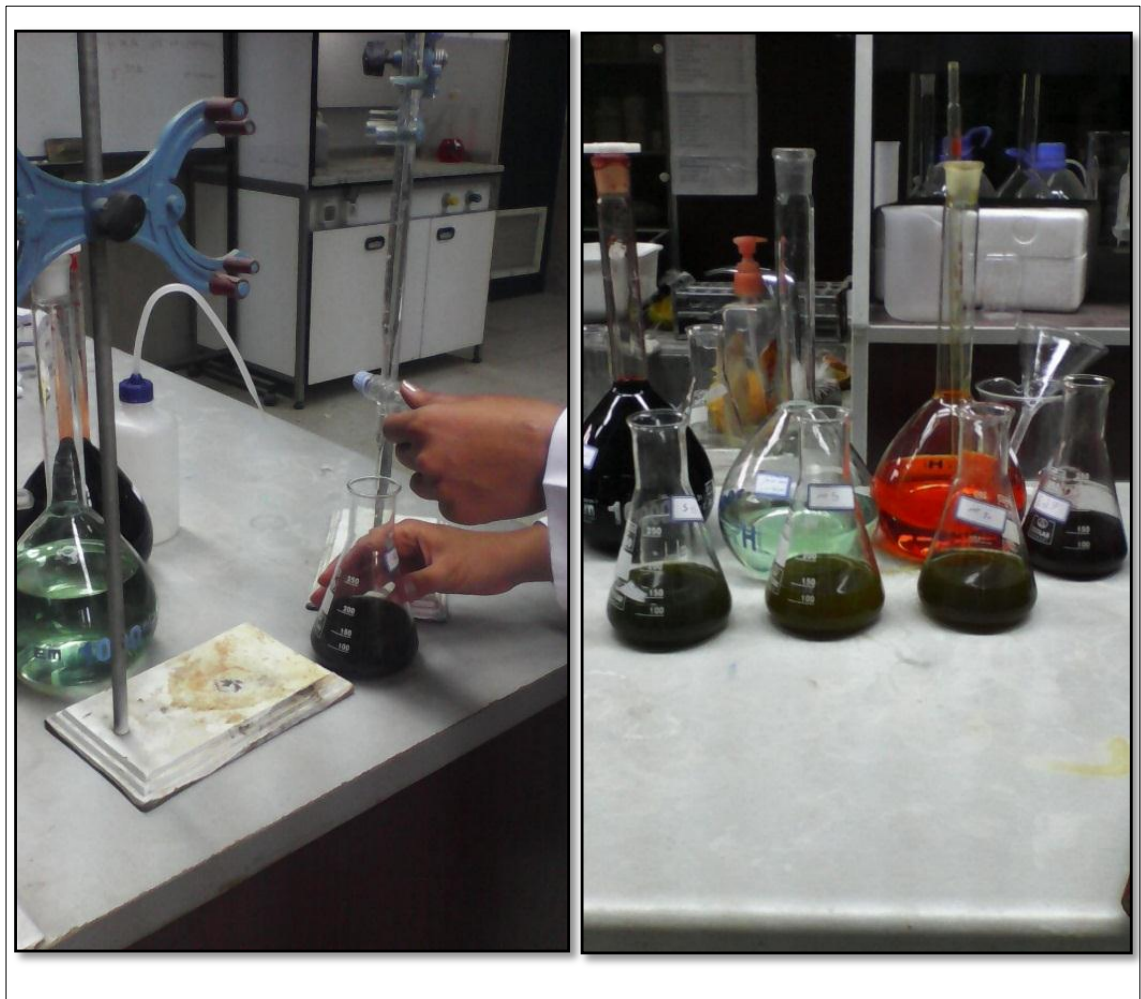


در مرحله بعد ۱۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر به محلول اضافه نموده و بعد از سرد شدن به آن ۱۰ قطره معرف ارتوفنانتروپین ۰/۰۲۵ گرم در لیتر اضافه شد و با فرو آمونیم سولفات ۰/۵ نرمال تیترو گردید. نزدیک به مراحل انتهایی تیتراسیون رنگ محلول سبز کدر می‌شود که با اضافه کردن چند قطره اضافی فرو آمونیم سولفات در مجاورت معرف به رنگ قرمز در می‌آید (شکل ۳-۷).

همه مراحل انجام شده، برای نمونه تهی (نمونه فاقد خاک) نیز تکرار می‌شود. در نهایت درصد ماده آلی توسط رابطه زیر (۳-۶) محاسبه گردید:

$$OM \% = M \times 0.39 \times [(V1 - V2) / S] \quad (\text{رابطه ۳-۶})$$

در این رابطه، M نرمالیه فرو آمونیم سولفات، V1 حجم فرو آمونیم سولفات مصرفی برای نمونه تهی (بر حسب میلی‌لیتر)، V2 فرو آمونیم سولفات مصرفی برای نمونه مجهول (بر حسب میلی‌لیتر) و S وزن خاک خشک شده در هوای آزاد است.



شکل ۳-۳- اندازه‌گیری مقدار ماده آلی نمونه‌های خاک در آزمایشگاه

### ۳-۴-۴- اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) نمونه‌های خاک

ظرفیت تبادل کاتیونی از ویژگی مهم کانی‌های رسی است که می‌تواند اثر قابل ملاحظه‌ای بر توزیع فلزات در محیط خاک داشته باشد (ایبای، ۱۳۹۰). در این مطالعه، برای تعیین ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه‌های خاک، از روش A ۹۰۸۱ سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا<sup>۱</sup> استفاده شد. در این روش ۵ گرم خاک خشک وزن و در لوله سانتریفیوژ ریخته شد. سپس نمونه با ۳۳ میلی‌لیتر محلول

1- US EPA Test Method, 1998, Method 9081 A

سدیم استات ۱ نرمال به مدت ۵ دقیقه توسط همزن مکانیکی مخلوط و به مدت ۵ دقیقه با دور ۲۳۰۰ سانتریفیوژ گردید. این مرحله سه مرتبه دیگر تکرار شد و هر بار محلول دور ریخته شد. به منظور شستشوی نمونه، ۳۳ میلی لیتر الکل اتانول ۹۵٪ به آن اضافه کرده و محلول به مدت ۲۰ دقیقه سانتریفیوژ گردید. این مرحله دو مرتبه دیگر نیز تکرار شد. در مرحله آخر، ۳۳ میلی لیتر محلول آمونیم استات ۱ نرمال به نمونه اضافه کرده که سدیم جذب شده را با آمونیوم جانشین کند. پس از اختلاط و سانتریفیوژ شدن نمونه، محلول به بالن ۱۰۰ میلی لیتر منتقل گردید. این مرحله دو مرتبه دیگر نیز تکرار شد. در نهایت نمونه با آمونیوم استات به حجم رسانده شد و غلظت سدیم جانشین شده، توسط دستگاه طیف سنج جذب اتمی آزمایشگاه علوم و مهندسی خاک دانشگاه زنجان اندازه گیری گردید و با توجه به غلظت سدیم به دست آمده از طریق رابطه زیر (۷-۳) میزان CEC نمونه های خاک بدست آمد:

(رابطه ۷-۳)

$$CEC = \frac{\text{غلظت سدیم بر حسب } \text{meq/l}}{\text{وزن خاک خشک بر حسب } \text{g}} \times \frac{1}{1000} \times \text{حجم محلول اندازه گیری شده}$$

### ۳-۴-۵- اندازه گیری درصد کربنات کلسیم نمونه های خاک

کربنات غیر آلی به صورت کلسیت (کربنات کلسیم) و یا به صورت دولومیت (کربنات منیزیم) و یا ترکیبی از هر دو، توسط فرآیند هوازدگی سنگ مادر به خاک وارد می شود. درصد کربنات نمونه های خاک توسط محلول های اسیدی و با روش تیتراسیون برگشتی تعیین شد (FAO, 1974). بر اساس این روش، ۱ گرم نمونه خاک خشک شده که اندازه ذرات آن حدود ۰/۱۵ میلی متر است در یک ارلن ۲۵۰ میلی لیتر ریخته و ۱۰ میلی لیتر هیدروکلریدریک اسید ۱ نرمال به آن اضافه شد. نمونه به مدت یک شب در محیط آزمایشگاه باقی ماند. سپس ۱۰۰ میلی لیتر آب مقطر و ۴ قطره معرف فنل فتالین به هر نمونه اضافه شد و با محلول هیدروکسید سدیم ۱ نرمال تیتراژ تا رنگ صورتی پدیدار گردد

(شکل ۳-۴). با ثبت حجم هیدروکسید سدیم مصرفی، درصد کربنات با استفاده از رابطه ۳-۸ محاسبه شد.

$$\text{CaCO}_3 \% = [(10 \times N_{\text{HCl}}) - (R \times N_{\text{NaOH}})] \times 0.05 \times \frac{100}{W_t} \quad (\text{رابطه ۳-۸})$$

در این رابطه  $N_{\text{HCl}}$  نرمالیت هیدروکلریدریک اسید،  $R$  حجم هیدروکسید سدیم مصرف شده (بر حسب میلی‌لیتر)،  $N_{\text{NaOH}}$  نرمالیت هیدروکسید سدیم و  $W_t$  وزن خاک خشک مصرف شده (بر حسب گرم) است. حجم و مولاریته هیدروکلریدریک اسید مورد نیاز برای واکنش با نمونه‌های خاک با استفاده از روش

Fizz Rating تعیین شد (Smart *et al.* 2002). بر اساس این روش ۲ گرم خاک وزن و در ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتر ریخته شد و با توجه به جدول ۳-۲، اسید با مولاریته و حجم متفاوت به نمونه خاک اضافه گردید. سپس ۲۰ میلی‌لیتر آب دیونیزه به آن اضافه کرده و به مدت ۱ تا ۲ ساعت در حمام آب گرم با دمای ۸۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد تا واکنش کامل شود. در نهایت بعد از خنک شدن نمونه‌ها، به آن‌ها تا حجم ۱۲۵ میلی‌لیتر آب دیونیزه اضافه گردید و pH آن‌ها اندازه‌گیری شد. در صورتی که pH بین ۰/۸ تا ۱/۵ باشد دو قطره  $\text{H}_2\text{O}_2$  ۳۰٪ به محلول اضافه کرده تا یون‌های  $\text{Fe}^{2+}$  حل شده و سپس با محلول NaOH تیترو می‌شود (در صورتی که pH اندازه‌گیری شده بیش‌تر از ۱/۵ باشد یعنی حجم بیشتری از اسید برای واکنش کامل لازم است و در صورتی که pH اندازه‌گیری شده کمتر از ۰/۸ باشد یعنی حجم اسید اضافه شده به نمونه بیش از حد لازم بوده است و مراحل قبل باید با حجم مناسبی از اسید دوباره تکرار شود). در حین انجام تیتراسیون باید pH اندازه‌گیری شود تا pH محلول به ۷ برسد در این صورت حجم و مولاریته اسید اضافه شده به نمونه برای انجام واکنش صحیح بوده و حجم و مولاریته اسید تعیین می‌شود.

جدول ۳-۲- مقادیر مرتبط با مولاریته و حجم محلول‌های مورد استفاده در اندازه‌گیری درصد کربنات نمونه‌های خاک

NaOH	Hcl	Fizz Rating	واکنش
مولاریته (M)	حجم (ml)	مولاریته (M)	
۰/۱	۴	۰/۵	بدون واکنش
۰/۱	۸	۰/۵	واکنش کم
۰/۵	۲۰	۰/۵	واکنش متوسط
۰/۵	۴۰	۰/۵	واکنش قوی
۰/۵	۴۰	۱	واکنش خیلی قوی
۰/۵	۶۰	۱	۵*

\* برای خاک‌هایی با میزان آهک بسیار بالا از سولفوریک اسید ( $H_2SO_4$ ) استفاده می‌شود.



شکل ۳-۴- اندازه‌گیری درصد کربنات کلسیم نمونه‌های خاک در آزمایشگاه

### ۳-۵- آنالیز XRD نمونه‌های خاک

به منظور شناسایی کانی‌های تشکیل دهنده خاک، ۶ نمونه از خاک‌های برداشت شده انتخاب شدند و برای تجزیه به روش پراش پرتو ایکس (XRD)<sup>۱</sup> به آزمایشگاه مرکز تحقیقات فرآوری مواد معدنی ایران ارسال گردیدند.

### ۳-۶- تجزیه‌های شیمیایی

#### ۳-۶-۱- تعیین غلظت کل عناصر در نمونه‌های خاک

برای انجام تجزیه شیمیایی نمونه‌های خاک، حدود ۵۰ گرم از کسر ریز اندازه (سیلت و رس) عبور داده شده از الک ۲۳۰ مش (قطر کمتر از ۶۳ میکرون) جدا و برای تعیین غلظت عناصر توسط دستگاه ICP-OES به آزمایشگاه مرکز تحقیقات فرآوری مواد معدنی ایران ارسال گردیدند.

#### ۳-۶-۲- تعیین غلظت فلزات در نمونه‌های گیاهی

خاکستر نمونه‌های گیاهی در پاکت‌های پلاستیکی زیپ‌دار قرار داده شد و به آزمایشگاه علوم و مهندسی خاک دانشگاه زنجان ارسال شد و غلظت فلزات سنگین Zn، Pb و Cd توسط دستگاه طیف سنج جذب اتمی در آن‌ها اندازه‌گیری گردید.

#### ۳-۷- تعیین میزان زیست‌دسترس پذیری فلزات در خاک

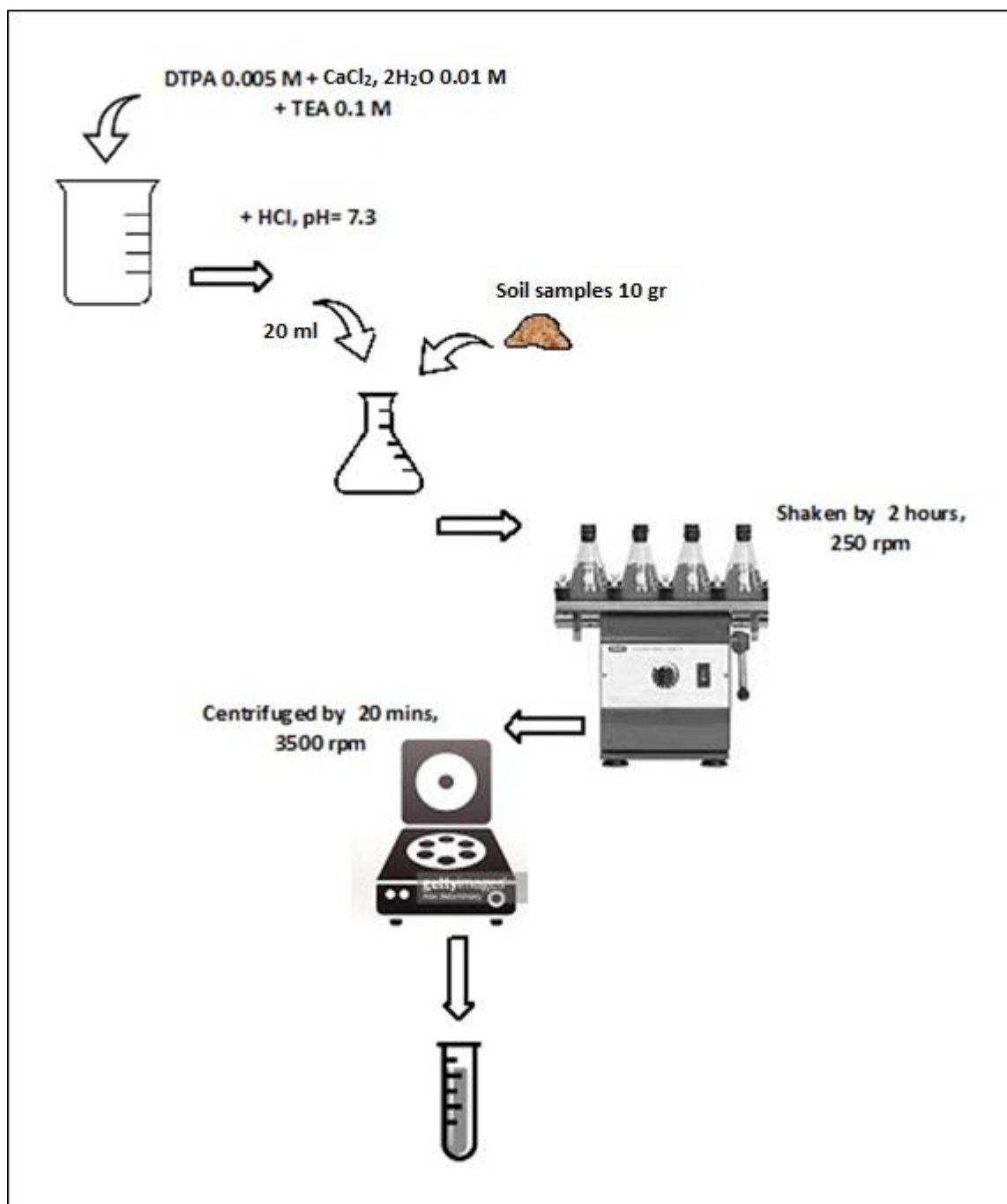
در مطالعات مربوط به ارزیابی آلودگی‌های فلزی در خاک (یا رسوب) به طور معمول غلظت کل (یا شبه کل) فلزات با استفاده از روش‌های هضم اسیدی تعیین می‌شود. اما امروزه به خوبی مشخص شده است که اندازه‌گیری صرف غلظت کل فلزات نمی‌تواند معیار مناسبی برای ارزیابی دقیق آلودگی فلزی در خاک (یا رسوب) باشد. بنابراین با تعیین تحرک پذیری و زیست‌دسترس پذیری فلزات در خاک می‌توان احتمال ورود فلزات به سایر بخش‌های محیط مانند گیاه، آب و یا زنجیره غذایی انسان و یا حیوان را پیش‌بینی کرد (Reeve, 2002, Garrett, 2000). با وجود تنوع روش‌های ارائه شده برای استخراج تک‌مرحله‌ای، بیشتر پژوهشگران برای استخراج فلزات سنگین از خاک‌های قلیایی (آهکی) و نزدیک به خنثی از روش ارائه شده توسط لیندسی و نورول (Lindsay and Norvell, 1978) استفاده می‌کنند. بر اساس پژوهش‌های صورت گرفته روش ارائه شده جزء بهترین روش‌ها برای تعیین شدت



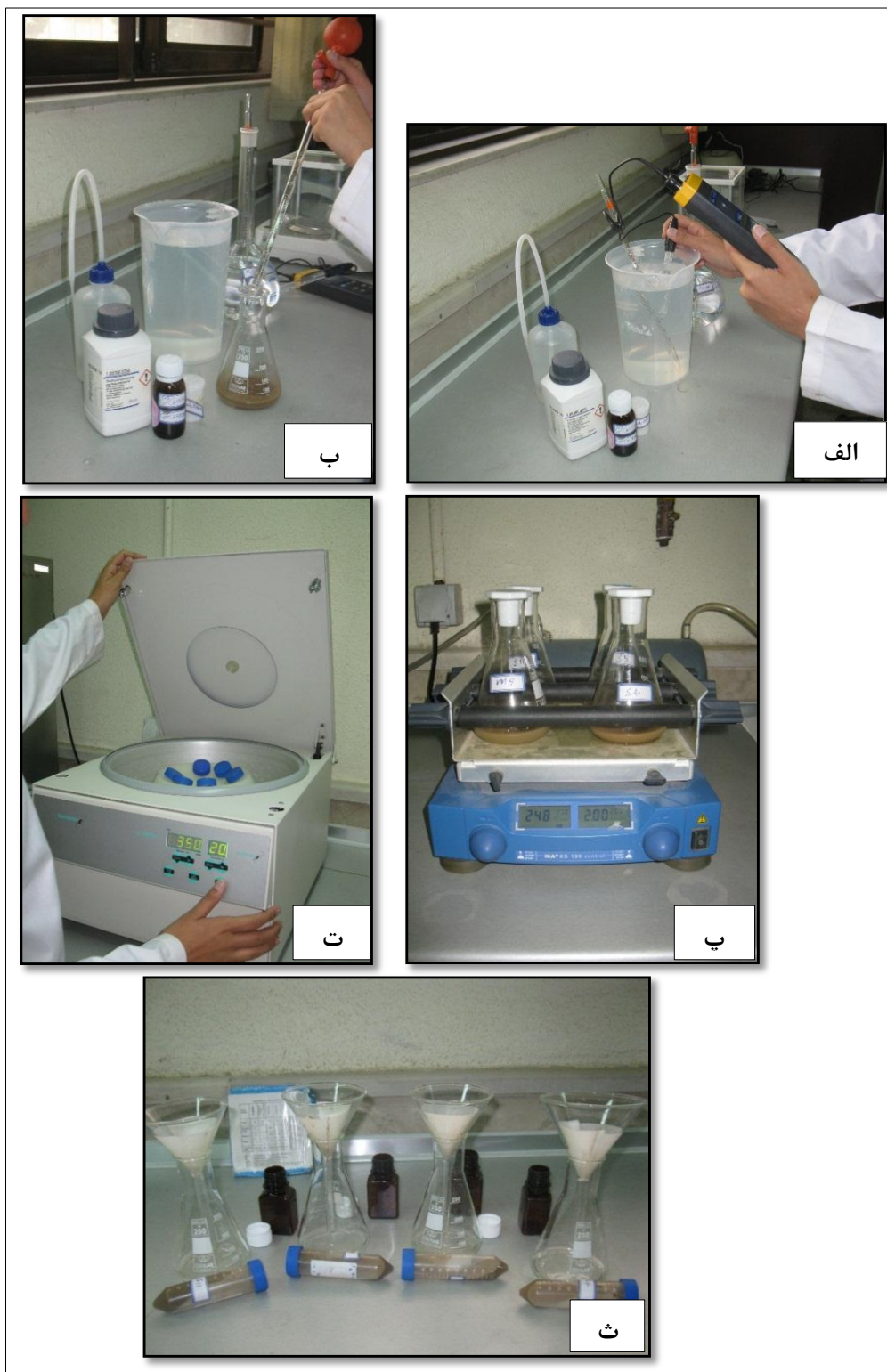
واقعی آلودگی و تعیین میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین از جمله Fe, Pb, Cu, Zn, Ni, Cd و Mn در خاک است (Daldoul *et al.* 2015, Feng *et al.* 2005, Page *et al.* 1982). به همین علت در این پژوهش از روش ذکر شده، برای اندازه‌گیری غلظت زیست‌دسترس‌پذیر فلزات در نمونه‌های خاک استفاده گردید.

برای انجام این روش در آزمایشگاه ابتدا محلول دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید (DTPA) ۰/۰۰۵ مولار و کلرور کلسیم (CaCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O) ۰/۰۱ مولار و تری اتانول آمین (TEA) ۰/۱ مولار تهیه گردید و آن با استفاده از اسید کلریدریک ۱ نرمال در حدود  $0.5 \pm 7/3$  ثابت شد. سپس ۱۰ گرم خاک در ارلن ۱۲۵ میلی‌لیتر ریخته شد و ۲۰ میلی‌لیتر از محلول آماده شده به آن اضافه گردید. این محلول به مدت ۲ ساعت با سرعت ۲۵۰ دور در دقیقه، روی همزن مکانیکی دورانی (مدل IKA Werk KS 580) قرار داده شد. سپس برای فیلتر کردن مؤثرتر نمونه‌ها، محلول به مدت ۲۰ دقیقه در دستگاه سانتریفیوژ با سرعت ۳۵۰۰ دور در دقیقه قرار داده شده و در نهایت محلول استخراج شده با کاغذ صافی واتمن ۴۲ فیلتر گردید. محلول فیلتر شده، به آزمایشگاه علوم و مهندسی خاک دانشگاه زنجان ارسال شد و غلظت فلزات سنگین Zn, Pb و Cd توسط دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی در آن‌ها اندازه‌گیری گردید.

مراحل مختلف استخراج فلزات سنگین از خاک به روش لیندسی و نورول در شکل (۳-۵) و شکل (۳-۶) آورده شده است. شایان ذکر است به دلیل استفاده از کلرور کلسیم، محیط عصاره‌گیری با کلسیم در تعادل بوده و در نتیجه از انحلال کربنات کلسیم جلوگیری می‌شود.



شکل ۳-۵- مراحل مختلف روش استخراج تک مرحله‌ای به روش لیندسی و نورول (Lindsay and Norvell, 1978)



شکل ۳-۶- مراحل مختلف انجام آزمایش استخراج تک مرحله‌ای  
بر روی نمونه‌های خاک در آزمایشگاه

### ۳-۸- ارزیابی آلودگی فلزی در نمونه‌های خاک

#### ۳-۸-۱- مقایسه با غلظت‌های مرجع جهانی

در مطالعه نمونه‌های آلوده به فلزات سنگین، برای تعیین درجه آلودگی لازم است که غلظت فلزات سنگین با یک ماده مرجع نآلوده مقایسه شود. این ماده مرجع، از هر گونه منابع آلاینده نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای دور و نشان دهنده زمینه دست نخورده است. بنابراین ماده مرجع مبنایی برای مقایسه و اندازه‌گیری غلظت فلزات در نمونه‌های آلوده است (Abraham and Parker, 2008).

پژوهشگران به طور معمول از ترکیب میانگین خاک جهانی، ترکیب شیل میانگین و یا ترکیب میانگین پوسته‌ای به عنوان مرجع ارزیابی آلودگی استفاده می‌کنند (Duquesne *et al.* 2006). در این پژوهش نیز غلظت‌های به دست آمده با ترکیب میانگین خاک جهانی، ترکیب شیل میانگین و ترکیب میانگین پوسته‌ای مقایسه گردید.

#### ۳-۸-۲- محاسبه شاخص‌های ژئوشیمیایی

محاسبه اندیس‌ها یا شاخص‌های ژئوشیمیایی برای ارزیابی آلودگی خاک و گیاهان ضروری است. مهم‌ترین این شاخص‌ها شامل ضریب غنی‌شدگی<sup>۱</sup>، ضریب زمین‌انباشت<sup>۲</sup> (Muller, 1969) و ضریب انتقال عناصر<sup>۳</sup> (kabata-Pendias, 2010) است.

#### ۳-۸-۲-۱- ضریب غنی‌شدگی

ضریب غنی‌شدگی در مطالعات ژئوشیمی زیست‌محیطی، یکی از شاخص‌های مهم ارزیابی میزان تمرکز فلزات سنگین است که برای تشخیص منشاء فلز و ارزیابی درجه آلودگی خاک، مورد استفاده

---

1- Enrichment Factor

2- Geo-Accumulation Index

3- Transfer Factor

قرار می‌گیرد. این ضریب از نسبت غلظت فلز مورد نظر در نمونه‌های خاک مورد مطالعه، به غلظت همان فلز در ماده مرجع بدست می‌آید. غلظت فلز مورد نظر را باید با یک فلز مرجع که کمتر تحت تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد قرار گرفته است، بهنجار کرد. فلز مرجع در تعیین ضریب غنی‌شدگی فلزی است که منشاء زمین‌شناختی داشته باشد، یعنی در پوسته زمین فراوان بوده و یا تغییرپذیری آن در محیط‌های ژئوشیمیایی خاک اندک باشد. در تحقیقات زیست‌محیطی به طور معمول از عناصر Si، Sc، Fe، Ti و Al (ایبای، ۱۳۹۰)، Sc و Y (Ortiz-Hernandez *et al.* 2003)، Fe، Ti، Sc، Mn و Al (Zhang *et al.* 2007) به عنوان فلز مرجع در هنجار کردن غلظت فلزات استفاده می‌شود. ضریب غنی‌شدگی را می‌توان از رابطه زیر (رابطه ۳-۹) محاسبه کرد:

$$EF = \frac{\frac{M \text{ Sample}}{N \text{ Sample}}}{\frac{M \text{ Background}}{N \text{ Background}}} \quad (\text{رابطه ۳-۹})$$

در این رابطه M Sample غلظت فلز مورد نظر در نمونه خاک، N Sample غلظت فلز بهنجار در نمونه خاک، M Background غلظت فلز مورد نظر در ماده زمینه یا مرجع و N Background غلظت فلز بهنجار شده در ماده زمینه یا مرجع است (Abraham and Parker, 2008). در جدول ۳-۳ رده‌بندی ساترلند (Sutherland *et al.* 2000)، میزان آلودگی بر مبنای مقدار عددی ضریب غنی‌شدگی آورده شده است.

جدول ۳-۳- رده‌بندی ساترلند بر مبنای مقادیر ضریب غنی‌شدگی (Sutherland *et al.* 2000)

شدت غنی‌شدگی	EF
بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی اندک	< ۱
غنی‌شدگی متوسط	۲ - ۵
غنی‌شدگی قابل توجه	۵ - ۲۰
غنی‌شدگی بسیار بالا	۲۰ - ۴۰
غنی‌شدگی بی‌نهایت بالا	> ۴۰

### ۳-۸-۲-۲- ضریب زمین‌انباشت

ضریب زمین‌انباشت اولین بار توسط مولر (Muller, 1969) برای تعیین و توصیف آلودگی فلزات در رسوبات ارائه گردید. این ضریب از رابطه زیر (رابطه ۳-۱۰) محاسبه می‌شود:

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / 1.5 B_n) \quad (\text{رابطه ۳-۱۰})$$

که در آن  $C_n$  غلظت فلز در نمونه‌های خاک مورد مطالعه و  $B_n$  غلظت فلز در ماده زمینه (شیل میانگین) است. ضریب ۱/۵، ضریب تصحیح تغییرات ناشی از تغییرات سنگ شناختی است. مولر ضریب زمین‌انباشت را به ۶ رده تقسیم کرده است (جدول ۳-۴).

جدول ۳-۴- شدت آلودگی در نمونه‌های خاک بر اساس شاخص زمین‌انباشت (Muller, 1969)

مقدار $I_{geo}$	رده	درجه آلودگی
$\leq 0$	۰	ناآلوده
۱ - ۰	۱	ناآلوده تا آلودگی متوسط
۱ - ۲	۲	آلودگی متوسط
۲ - ۳	۳	آلودگی متوسط تا شدید
۳ - ۴	۴	آلودگی شدید
۴ - ۵	۵	آلودگی شدید تا بی نهایت آلوده
$> 5$	۶	آلودگی بی نهایت

### ۳-۸-۲-۳- ضریب انتقال عناصر

به منظور تعیین میزان جذب عناصر توسط گیاه از خاک، ضریب انتقال عناصر به گیاه از طریق رابطه ۳-۱۱ محاسبه می‌گردد. بر طبق این رابطه، تقسیم بندی ضریب انتقال به صورت جدول ۳-۵ ارائه شده است (Kabata-Pendias, 2010).

$$TF = \frac{\text{غلظت عنصر در گیاه}}{\text{غلظت عنصر در خاک}} \quad (\text{رابطه ۳-۱۱})$$

جدول ۳-۵- بازه ضرایب انتقال عناصر به گیاه (Kabata-Pendias, 2010)

عناصر احتمالی موجود در طبقه‌بندی	دسترس‌پذیری	ضریب انتقال
Ba > Ti > Sc > Zr > Bi > Ga > Fe > Se	دسترس‌پذیری جزئی	< ۰/۰۱
Sb > Be > Cr > I > V > F > Li > Ni > Mn	دسترس‌پذیری پایین	۰/۰۰۱ - ۰/۰۱
Cu > As > Ge > Te > Ag > Sr > Pb > Cu > Hg > Mo > Zn	دسترس‌پذیری متوسط	۰/۰۱ - ۱
Rb > Cs > Br > B > Cd	دسترس‌پذیری بالا	۱ - ۱۰

آن دسته از عناصر که ضریب انتقال کمی دارند، دارای میل جذب بیشتر بر روی ذرات خاک می‌باشند و عناصری که ضریب انتقال بالایی دارند گرایش کمتری برای جذب بر روی ذرات خاک نشان می‌دهند، در نتیجه بیشتر به صورت یون آزاد و دسترس‌پذیر در محیط خاک حضور دارند (Kabata-Pendias, 2010).

### ۳-۹- تحلیل آماری داده‌ها

در مطالعات زیست‌محیطی، استفاده از روش‌های آنالیز چند متغیره مانند تعیین ضرایب همبستگی<sup>۱</sup> برای تحلیل رابطه بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌ها و غلظت فلزات سنگین رایج است. پیش از انجام آنالیزهای آماری لازم است از نرمال بودن توزیع متغیرها اطمینان یافت. این امر با استفاده از آزمون‌هایی مانند آزمون Kolmogorov-Smirnov انجام می‌شود. لگاریتمی کردن عملی است که بیشتر متغیرها را به حالت نرمال نزدیک می‌کند و به طور قابل توجهی کشیدگی و چولگی را که

1- Correlation Coefficient

می‌توانند نتایج آنالیز را به شدت تحت تأثیر قرار دهند، کاهش می‌دهد. برای انجام مطالعات آماری در این پژوهش از نرم افزار IBM SPSS 21 استفاده شد.

### ۳-۹-۱- ضریب همبستگی

با استفاده از ضریب همبستگی می‌توان به ارتباط معنادار بین عناصر پی برد. درک این روابط می‌تواند در تشخیص منشاء عناصر و چگونگی انتقال آن‌ها در محیط مفید باشد. بدین معنی که عناصری که همبستگی مثبت و بالا با یکدیگر دارند می‌توانند منشاء و رفتار ژئوشیمیایی مشابه داشته باشند. علاوه بر این، تعیین همبستگی بین غلظت فلزات و ویژگی‌های فیزیکیوشیمیایی خاک (مانند درصد ماده آلی، کانی‌های رسی، pH و ظرفیت تبادل کاتیونی) به درک نقش این پارامترها در تغییرپذیری غلظت فلزات سنگین در خاک کمک می‌کند. برای سنجش همبستگی، ضرایب گوناگونی به کار می‌رود که مهم‌ترین آن‌ها ضریب همبستگی ساده پیرسون، ضریب همبستگی اسپیرمن و ضریب همبستگی کندال است. در این پژوهش، پس از نرمال سازی داده‌ها از روش همبستگی پیرسون استفاده گردید.

### ۳-۱۰-۱- ارزیابی آلودگی فلزی در نمونه‌های گیاه

#### ۳-۱۰-۱-۱- مقایسه با غلظت مجاز فلزات در سبزیجات

سبزیجات به ویژه ریحان مهم‌ترین گیاه کشت شده در زمین‌های کشاورزی اطراف سدهای باطله فرآوری است که از این گیاه می‌توان به عنوان یک نشانگر برای ارزیابی شدت آلودگی و تعیین میزان دسترس‌پذیری فلزات در خاک‌های کشاورزی پیرامون سدهای باطله استفاده کرد. بنابراین به منظور ارزیابی آلودگی گیاهان منطقه به فلزات سنگین، غلظت‌های به دست آمده با میزان غلظت مجاز فلزات در سبزیجات مقایسه گردید.



### ۳-۱۰-۲- شاخص ارزیابی خطر سلامت

به منظور تعیین میزان آلودگی سبزیجات منطقه، میزان جذب روزانه فلزات سنگین به بدن هر فرد<sup>۱</sup> از طریق رابطه ۳-۱۲ محاسبه شد:

$$\text{DIM} = (\text{C}_{\text{metal}} \times \text{C}_{\text{factor}} \times \text{C}_{\text{food intake}}) / \text{BW}_{\text{average weight}} \quad (\text{رابطه ۳-۱۲})$$

که در آن  $\text{C}_{\text{metal}}$  میانگین غلظت فلز سنگین در بخش خوراکی گیاه (ppm) بر اساس وزن خشک (برگ و ساقه)،  $\text{C}_{\text{factor}}$  ضریب تبدیل وزن گیاه (۰/۰۸۵)،  $\text{C}_{\text{food intake}}$  مقدار مصرف روزانه سبزیجات (۰/۲ کیلوگرم در روز) و  $\text{BW}$  وزن متوسط هر شخص بزرگسال (۷۰ کیلوگرم) است (Rattan *et al.* 2005).

برای ارزیابی خطر فلزات سنگین ناشی از مصرف سبزیجات، شاخص ارزیابی خطر سلامت<sup>۲</sup> برای فلزات سنگین بر اساس میانگین دریافت روزانه به مقدار خوراکی مرجع، از طریق رابطه ۳-۱۳ محاسبه شد:

$$\text{HRI} = \text{DIM} / \text{RfD} \quad (\text{رابطه ۳-۱۳})$$

که در آن  $\text{DIM}$  میزان جذب روزانه فلزات و  $\text{RfD}$  مقدار خوراکی مرجع است (Obiora *et al.* 2016).  $\text{RfD}$  برای فلزات Cd، Zn و Pb به ترتیب ۰/۰۰۱، ۰/۳ و ۰/۰۰۳۵ (ppm bw/day) است (USEPA, 2014).

1- Daily intake of metals  
2- Health risk index



# فصل چهارم

## تحليل داده‌ها

#### ۴-۱- مقدمه

همانطور که قبلاً گفته شد، معدن کاری و ذوب کانسنگ از منابع اصلی ورود فلزات به داخل محیط زیست به شمار می‌آیند. به همین علت غلظت بالایی از فلزات، اغلب در خاک‌های سطحی و گیاهان رشد یافته در نواحی متأثر از فعالیت‌های معدن کاری یافت می‌شود (Alloway and Ayres, 1997). با این حال اندازه‌گیری غلظت کل فلزات به تنهایی نمی‌تواند معیار مناسبی برای ارزیابی دقیق آلودگی فلزی در خاک باشد (Garrett, 2000). میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات، علاوه بر غلظت کل آن‌ها به عواملی مانند منشاء عناصر، ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک (مانند میزان کانی‌های رسی، اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز، ماده آلی، pH، شرایط رداکس، و غیره) و واکنش‌هایی مانند جذب و ته‌نشینی همزمان نیز بستگی دارد (Zimmerman and Weindorf, 2010). بسته به زیست‌دسترس‌پذیری فلزات در خاک و همچنین عوامل مؤثر بر آن، آلاینده‌های فلزی ممکن است توسط ریشه گیاهان جذب گردیده و باعث آلودگی گیاه شوند. در این فصل، به نتایج حاصل از اندازه‌گیری غلظت کل فلزات در نمونه‌های خاک و گیاه، خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌های خاک و همچنین محتوای زیست‌دسترس‌پذیر فلزات در خاک اشاره شده است. علاوه بر موارد ذکر شده شدت آلودگی فلزی در نمونه‌های خاک و گیاه نیز با استفاده از شاخص‌های ژئوشیمیایی مختلف تعیین گردیده و میزان انتقال فلزات از خاک به گیاهان محاسبه شده است. در نهایت با استفاده از روش‌های آماری روابط متغیرهای مختلف خاک با یکدیگر مورد ارزیابی قرار گرفته و منشاء احتمالی فلزات در خاک مورد بحث قرار می‌گیرد.

#### ۴-۲- بررسی پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های خاک

##### ۴-۲-۱- بافت نمونه‌های خاک

بافت نمونه‌های خاک تأثیر زیادی در توزیع فلزات سنگین دارد. به طور کلی کاتیون‌های فلزی تمایل

زیادی برای جذب بر سطح ذرات رس دارند (Novozamsky *et al.* 1993). از این رو تعیین بافت و محتوای رس نمونه‌های خاک کمک شایانی در تحلیل داده‌های ژئوشیمیایی و توزیع آن‌ها در خاک می‌کند. در جدول ۴-۱، دانه‌بندی نمونه‌های خاک منطقه بر حسب درصد آورده شده است. در خاک‌های مورد مطالعه، میزان رس از ۱۲/۷۲ تا ۳۲/۸۸ درصد (میانگین ۲۱/۱۹ درصد)، سیلت از ۱۰/۲۸ تا ۳۹/۹۰ درصد (میانگین ۲۴/۴۵ درصد) و ماسه از ۳۴/۸ تا ۷۲/۰۰ درصد (میانگین ۵۴/۳۶ درصد) تغییر می‌کند.

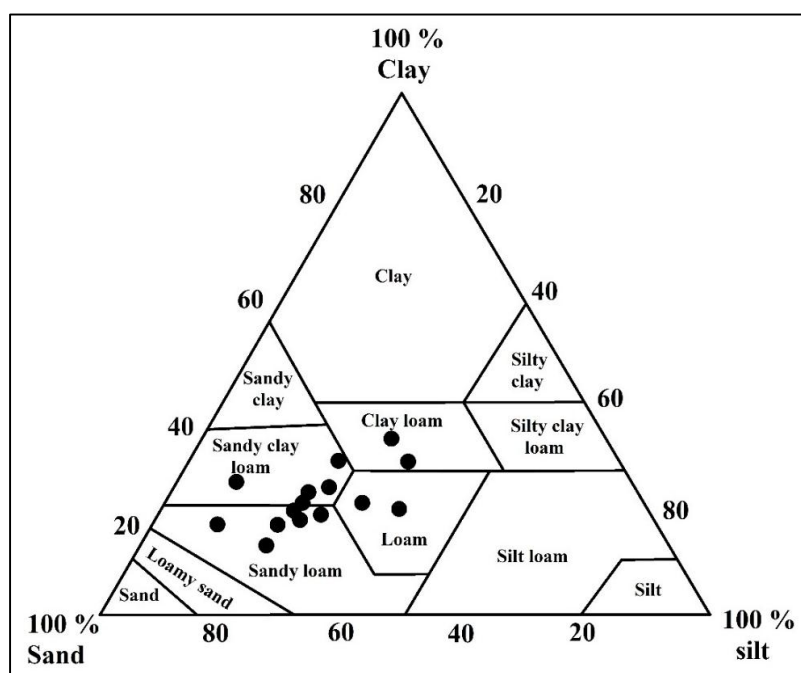
جدول ۴-۱- بافت نمونه‌های خاک بر اساس رده‌بندی USDA

شماره نمونه	ماسه (%)	سیلت (%)	رس (%)	بافت خاک
۱	۴۶/۰۰	۳۳/۲۸	۲۰/۷۲	Loam
۲	۵۴/۰۸	۲۳/۲۰	۲۲/۷۲	Sandy Clay Loam
۳	۵۸/۰۵	۲۲/۵۶	۱۹/۳۹	Sandy Loam
۴	۵۴/۰۸	۲۳/۲۰	۲۲/۷۲	Sandy Clay Loam
۵	۵۴/۰۸	۲۳/۲۰	۲۲/۷۲	Sandy Clay Loam
۶	۶۶/۰۰	۲۱/۲۸	۱۲/۷۲	Sandy Loam
۷	۵۶/۰۰	۲۳/۲۸	۲۰/۷۲	Sandy Clay Loam
۸	۵۴/۰۸	۲۳/۲۰	۲۲/۷۲	Sandy Clay Loam
۹	۵۸/۰۰	۲۴/۲۸	۱۷/۷۲	Sandy Loam
۱۰	۵۸/۰۰	۲۴/۲۸	۱۷/۷۲	Sandy Loam
۱۱	۵۴/۰۸	۲۷/۲۰	۱۸/۷۲	Sandy Loam
۱۲	۵۰/۰۴	۲۶/۲۴	۲۳/۷۲	Sandy Clay Loam
۱۳	۵۶/۰۰	۲۳/۲۸	۲۰/۷۲	Sandy Clay Loam
۱۴	۶۲/۱۶	۲۱/۱۲	۱۶/۷۲	Sandy Loam
۱۵	۶۵/۰۰	۱۰/۲۸	۲۴/۷۲	Sandy Clay Loam
۱۶	۶۲/۱۶	۲۱/۱۲	۱۶/۷۲	Sandy Loam
۱۷	۴۶/۰۰	۲۵/۲۸	۲۸/۷۲	Sandy Clay Loam
۱۸	۵۰/۰۴	۲۶/۲۴	۲۳/۷۲	Sandy Clay Loam
۱۹	۶۲/۱۶	۲۱/۱۲	۱۶/۷۲	Sandy Loam
۲۰	۵۸/۰۵	۲۲/۵۶	۱۹/۳۹	Sandy Loam
۲۱	۵۸/۰۵	۲۲/۵۶	۱۹/۳۹	Sandy Loam
۲۲	۴۶	۲۵/۲۸	۲۸/۷۲	Sandy Clay Loam
۲۳	۵۴/۰۸	۲۳/۲۰	۲۲/۷۲	Sandy Clay Loam
۲۴	۳۵/۲۸	۳۱/۸۴	۳۲/۸۸	Clay Loam

جدول ۴-۱- ادامه

بافت خاک	رس (%)	سیلت (%)	ماسه (%)	شماره نمونه
Clay Loam	۲۸/۴۰	۳۶/۸۰	۳۴/۸۰	۲۵
Loam	۱۹/۵۰	۳۹/۹۰	۴۰/۶۰	۲۶
Sandy Loam	۱۶/۷۲	۱۱/۲۸	۷۲/۰۰	۲۷
Sandy Loam	۱۲/۷۲	۲۱/۲۸	۶۶/۰۰	۲۸
Sandy Clay Loam	۲۸/۷۲	۲۵/۲۸	۴۶/۰۰	۲۹
Loam	۲۰/۷۲	۳۳/۲۸	۴۶/۰۰	۳۰
Sandy Loam	۱۶/۷۲	۲۱/۱۲	۶۲/۱۶	۳۱
	۱۲/۷۲	۱۰/۲۸	۳۴/۸۰	حداقل
	۳۲/۸۸	۳۹/۹۰	۷۲/۰۰	حداکثر
	۲۱/۱۹	۲۴/۴۵	۵۴/۳۶	میانگین

بر اساس رده‌بندی سازمان کشاورزی آمریکا (USDA)، نمونه خاک‌های منطقه از نظر بافتی از نوع لوم ماسه‌ای، لوم، لومی رسی و لوم رسی ماسه‌ای هستند. از نظر فراوانی خاک‌هایی با بافت لومی رسی ماسه‌ای و لومی ماسه‌ای بر دو نوع دیگر بافت خاک چیرگی دارند. در شکل ۴-۱ موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی مثلث دانه‌بندی خاک آورده شده است.



شکل ۴-۱- موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه بر روی مثلث دانه‌بندی خاک (بر اساس رده‌بندی USDA)

#### ۴-۲-۲- pH نمونه‌های خاک

pH تأثیر زیادی بر توزیع و تحرک‌پذیری و دسترس‌پذیری غلظت فلزات در خاک دارد (Akkajit and Tongcumpou, 2010). در pH اسیدی به علت بار سطحی مثبت اغلب کانی‌های رسی در pH کمتر از نقطه بار صفر الکتریکی (pzc)، جذب فلزات کاهش یافته و در مقابل بر انحلال‌پذیری آن‌ها افزوده می‌شود و در pH قلیایی به علت بار سطحی منفی کانی‌های رسی در pH بالاتر از pzc، جذب فلزات افزایش یافته و در نتیجه انحلال‌پذیری آن‌ها کاهش می‌یابد (Bohn *et al.* 2015). همانطور که در جدول ۲-۴ مشاهده می‌شود، pH نمونه‌های خاک مورد مطالعه در گستره‌ای از ۷/۳۶ تا ۸/۳۵ (میانگین ۷/۸۲) متغیر است. بر اساس مقادیر بدست آمده، pH نمونه‌های مورد مطالعه در محدوده خنثی تا قلیایی قرار دارد که با توجه به رخنمون توالی‌های کربناتی در منطقه، قابل توجیه است و می‌تواند باعث کاهش دسترس‌پذیری فلزات در خاک شود.

جدول ۴-۲- مقادیر pH در نمونه‌های خاک

شماره نمونه	pH
۱	۷/۵۰
۲	۷/۸۵
۳	۷/۸۲
۴	۷/۹۴
۵	۷/۵۰
۶	۸/۰۴
۷	۷/۹۹
۸	۷/۵۵
۹	۷/۵۱
۱۰	۷/۶۳
۱۱	۸/۰۵
۱۲	۷/۸۸
۱۳	۸/۰۱

جدول ۴-۲- ادامه

pH	شماره نمونه
۷/۷۳	۱۴
۷/۹۷	۱۵
۷/۶۳	۱۶
۸/۰۷	۱۷
۸/۰۸	۱۸
۷/۳۶	۱۹
۷/۶۳	۲۰
۷/۶۹	۲۱
۸/۰۷	۲۲
۷/۷۶	۲۳
۷/۷۰	۲۴
۷/۸۰	۲۵
۷/۸۰	۲۶
۸/۲۴	۲۷
۷/۹۰	۲۸
۷/۷۰	۲۹
۷/۵۹	۳۰
۸/۳۵	۳۱
۷/۳۶	حداقل
۸/۳۵	حداکثر
۷/۸۲	میانگین

#### ۴-۲-۳- میزان ماده آلی نمونه‌های خاک

ماده آلی خاک از جمله عواملی است که باعث جذب سطحی فلزات سنگین و در نتیجه بالا رفتن غلظت آن‌ها در خاک می‌شود. بنابراین، با فرض یکسان بودن سایر عوامل ژئوشیمیایی، انتظار می‌رود در نقاطی که محتوای ماده آلی خاک زیاد است غلظت بیشتری از فلزات سنگین نیز جذب سطحی شوند (Narwal and Singh, 1998).



میزان ماده آلی در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بازه‌ای بین ۰/۱۷ تا ۳/۴۳ درصد (میانگین ۱/۷۶ درصد) را در بر می‌گیرد (جدول ۳-۴). بالا بودن ماده آلی در برخی از نمونه‌های خاک (مانند نمونه‌های شماره ۱، ۲، ۴، ۸، ۹، ۱۰، ۱۳، ۱۷، ۱۸، ۲۰، ۲۱، ۲۲، ۲۳ و ۲۴) احتمالاً به دلیل افزودن کود مرغی به خاک است که به شکل گسترده‌ای در خاک گلخانه‌های منطقه مورد مطالعه استفاده می‌شود.

جدول ۳-۴- درصد ماده آلی نمونه‌های خاک مورد مطالعه

شماره نمونه	ماده آلی (درصد)
۱	۲/۷۵
۲	۳/۰۶
۳	۱/۹۵
۴	۳/۰۰
۵	۱/۳۷
۶	۱/۱۷
۷	۱/۲۷
۸	۲/۷۱
۹	۲/۰۱
۱۰	۲/۵۶
۱۱	۰/۸۸
۱۲	۱/۷۹
۱۳	۲/۴۲
۱۴	۱/۱۳
۱۵	۱/۹۵
۱۶	۱/۴۸
۱۷	۲/۴۲
۱۸	۲/۷۷
۱۹	۱/۵۶
۲۰	۲/۶۱
۲۱	۳/۱۸
۲۲	۳/۴۳
۲۳	۲/۹۸

جدول ۴-۳- ادامه

شماره نمونه	ماده آلی (درصد)
۲۴	۲/۷۳
۲۵	۰/۸۷
۲۶	۱/۰۳
۲۷	۰/۲۷
۲۸	۰/۸۳
۲۹	۰/۸۹
۳۰	۰/۷۵
۳۱	۰/۱۷
حداقل	۰/۱۷
حداکثر	۳/۴۳
میانگین	۱/۷۶

#### ۴-۲-۴ - ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) نمونه‌های خاک

ظرفیت تبادل کاتیونی خاک به حضور نمک‌های سدیم - پتاسیم، رس‌ها، هیدروکسیدهای آهن و منگنز و میزان ماده آلی آن بستگی دارد. این پارامتر تأثیر زیادی بر توزیع غلظت فلزات سنگین در خاک و تحرک پذیری آن‌ها دارد (Novozamsky *et al.* 1993). به این صورت که با افزایش CEC خاک، قابلیت آن برای جذب فلزات سنگین افزایش می‌یابد.

متسون (Metson, 1956)، رده‌بندی از CEC خاک بر اساس مقادیر آن ارائه کرده است. بر اساس این رده‌بندی (جدول ۴-۴)، CEC کمتر از ۶ و بالاتر از ۴۰ به ترتیب بیانگر ظرفیت تبادل کاتیونی بسیار پایین و بسیار بالا است.

جدول ۴-۴- رده‌بندی کیفی CEC خاک (Metson, 1956)

CEC (meq/100 gr)	رده CEC
$6 >$	بسیار پایین
۶ - ۱۲	پایین
۱۲ - ۲۵	متوسط
۲۵ - ۴۰	بالا
$40 <$	بسیار بالا

در بین کانی‌های رسی کائولینیت کمترین میزان CEC ( $CEC < 15 \text{ meq}/100 \text{ gr}$ ) و مونت‌موریلونیت و ورمیکولیت بیشترین میزان CEC ( $CEC > 80 \text{ meq}/100 \text{ gr}$ ) را دارا هستند (Deer *et al.* 1992). با توجه به جدول ۴-۵، CEC نمونه‌های خاک مورد مطالعه در گستره‌ای بین ۴/۰۰ تا ۲۲/۲۰ میلی‌اکی‌والان بر ۱۰۰ گرم (میانگین ۱۰/۷۶  $\text{meq}/100 \text{ gr}$ ) قرار می‌گیرد. داده‌های حاصل از آنالیز XRD (جدول ۴-۶) نشان می‌دهد مونت‌موریلونیت کانی رسی غالب در نمونه‌های خاک است. با فرض این‌که مقادیر CEC نمونه‌ها صرفاً مربوط به حضور کانی‌های رسی باشد و سایر عوامل نادیده گرفته شود انتظار می‌رود میزان CEC خاک بالا باشد. اما سایر پارامترهای خاک مانند درصد بالای ماسه و بالا بودن میزان کربنات کلسیم در نمونه‌های خاک باعث کاهش CEC خاک می‌شود (Kabata-Pendias, 2010)، بنابراین نمونه‌های خاک منطقه در رده CEC پایین تا متوسط قرار می‌گیرند.

جدول ۴-۵- مقادیر CEC در نمونه‌های خاک

CEC (meq/100 gr)	شماره نمونه
۵/۰۰	۱
۵/۰۰	۲
۵/۰۰	۳
۹/۰۰	۴
۴/۰۰	۵
۶/۰۰	۶
۱۲/۰۰	۷
۱۲/۰۰	۸
۵/۰۰	۹

جدول ۴-۵- ادامه

شماره نمونه	CEC (Meq/100 gr)
۱۰	۱۱/۰۰
۱۱	۱۳/۰۰
۱۲	۹/۰۰
۱۳	۴/۰۰
۱۴	۱۶/۰۰
۱۵	۱۲/۰۰
۱۶	۷/۰۰
۱۷	۱۲/۰۰
۱۸	۶/۰۰
۱۹	۱۲/۰۰
۲۰	۴/۰۰
۲۱	۱۵/۰۰
۲۲	۱۰/۰۰
۲۳	۶/۰۰
۲۴	۱۹/۵۵
۲۵	۱۸/۰۰
۲۶	۱۴/۴۰
۲۷	۱۵/۴۶
۲۸	۱۲/۱۷
۲۹	۱۸/۰۹
۳۰	۲۲/۲۰
۳۱	۱۳/۵۸
حداقل	۴/۰۰
حداکثر	۲۲/۲۰
میانگین	۱۰/۷۶

جدول ۴-۶- نتایج حاصل از پراش پرتو ایکس (XRD) بر روی برخی نمونه‌های خاک

شماره نمونه	کانی‌های تشکیل دهنده
۸	کلسیت، ایلیت، مونت‌موریلونیت، کوارتز، آلبیت
۱۲	کلسیت، مونت‌موریلونیت، کوارتز، کائولینیت
۱۳	کلسیت، مونت‌موریلونیت، کوارتز، مسکوویت، ایلیت
۲۳	کوارتز، کلسیت، مونت‌موریلونیت، کائولینیت
۲۴	کلسیت، مونت‌موریلونیت، کائولینیت، کوارتز، ایلیت
۲۷	کلسیت، مونت‌موریلونیت، کوارتز، مسکوویت، ایلیت

#### ۴-۲-۵- درصد کربنات کلسیم نمونه‌های خاک

درصد کربنات خاک عمدتاً تابع اقلیم (خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک کربنات کلسیم بالایی دارند)، ترکیب سنگ‌شناختی و زمین‌شناسی منطقه است. جدول ۴-۷ مقادیر درصد کربنات کلسیم را در نمونه‌های خاک مورد مطالعه نشان می‌دهد. میانگین کربنات کلسیم در نمونه‌های خاک منطقه بسیار بالا است (۴۳/۹۲ درصد) که با pH خنثی تا قلیایی نمونه‌های خاک مورد مطالعه سازگار است. بالا بودن کربنات کلسیم در خاک به علت جذب فلزات، میزان زیست‌دسترس پذیری فلزات را در خاک کاهش می‌دهد (Sungur et al. 2015).

جدول ۴-۷- کربنات کلسیم در نمونه‌های خاک مورد مطالعه

شماره نمونه	کربنات کلسیم (درصد)
۱	۵۵/۰۰
۲	۴۹/۰۰
۳	۴۸/۵۰
۴	۳۱/۵۰
۵	۵۶/۰۰
۶	۴۶/۰۰
۷	۳۵/۰۰
۸	۳۷/۵۰
۹	۳۶/۰۰
۱۰	۵۰/۰۰
۱۱	۴۹/۰۰
۱۲	۴۹/۵۰
۱۳	۵۲/۰۰
۱۴	۶/۰۰
۱۵	۱۴/۰۰
۱۶	۵۵/۰۰
۱۷	۴۹/۰۰
۱۸	۵۳/۰۰
۱۹	۴۹/۵۰
۲۰	۴۷/۵۰
۲۱	۴۸/۵۰
۲۲	۴۷/۵۰

جدول ۴-۷- کربنات

شماره نمونه	کربنات کلسیم (درصد)
۲۳	۴۸/۵۰
۲۴	۴۷/۰۰
۲۵	۴۱/۵۰
۲۶	۴۶/۰۰
۲۷	۴۸/۵۰
۲۸	۴۲/۰۰
۲۹	۴۴/۵۰
۳۰	۴۰/۵۰
۳۱	۳۸/۰۰
حداقل	۶/۰۰
حداکثر	۵۶/۰۰
میانگین	۴۳/۹۲

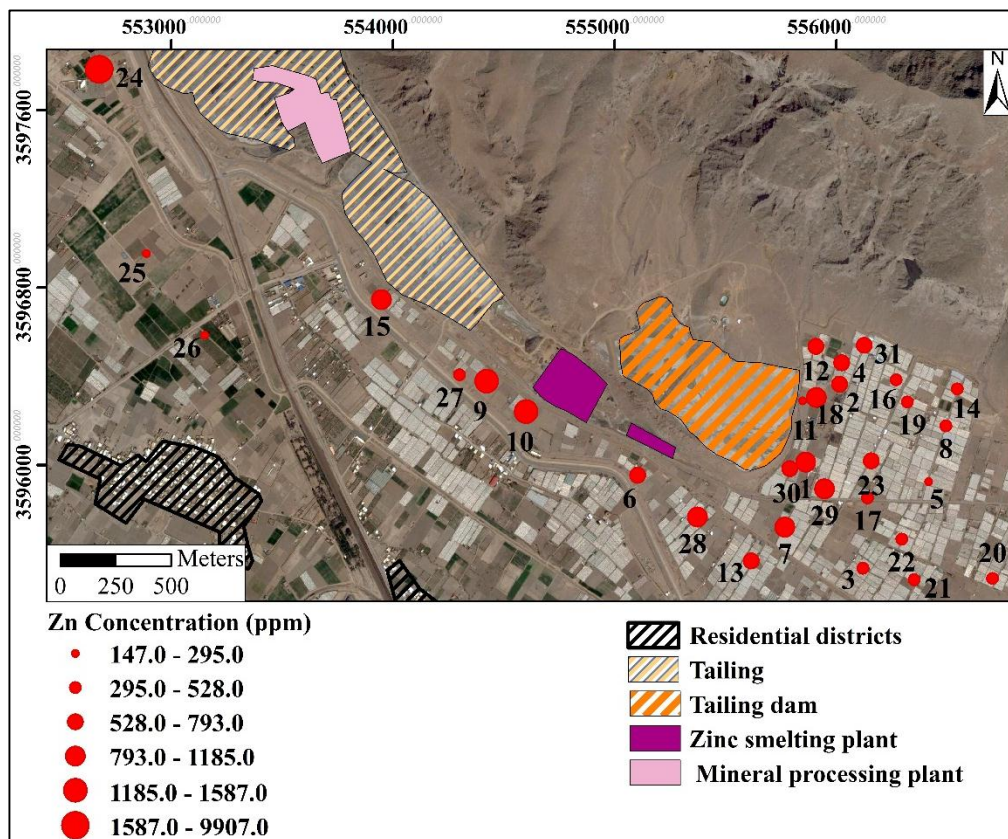
#### ۴-۳- غلظت کل و ژئوشیمی فلزات سنگین در نمونه‌های خاک

##### ۴-۳-۱- توزیع سطحی فلزات در نمونه‌های خاک

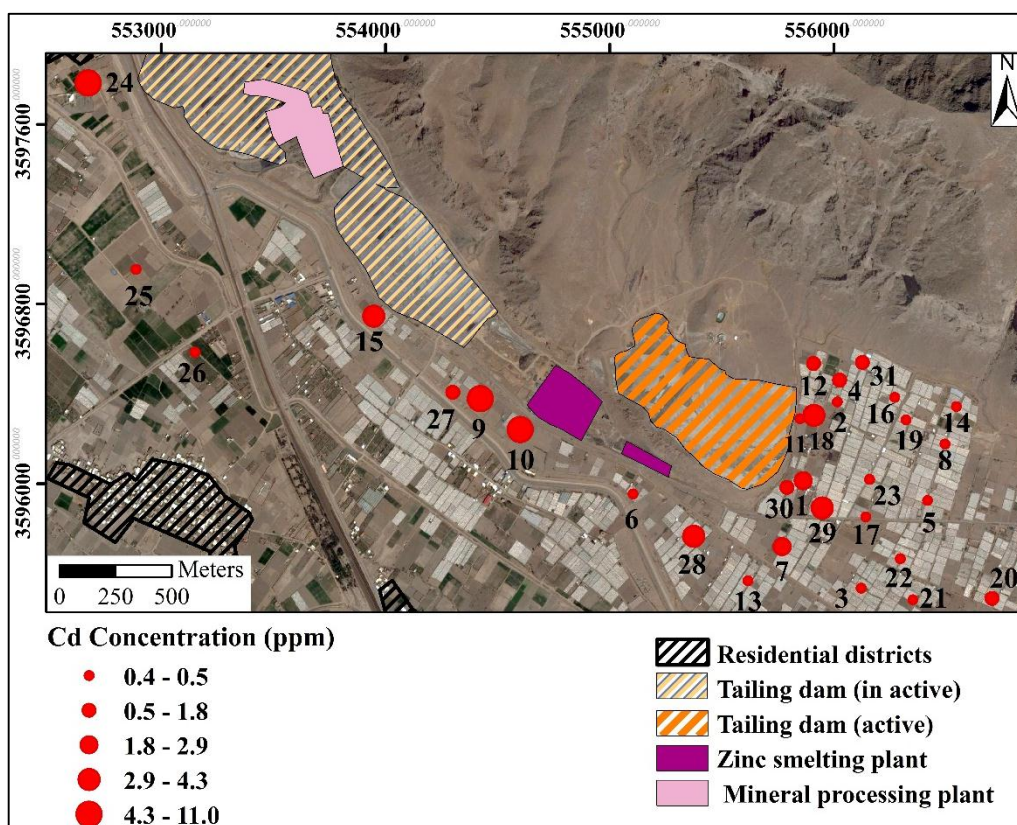
غلظت کل فلزات اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک، در جدول ۴-۸ آورده شده است. توزیع فلزات در نمونه‌های خاک مورد مطالعه در شکل‌های ۴-۲ (الف، ب، پ، ت، ث، ج) نشان داده شده است. توزیع فلزات در نمونه‌های سطحی نشان می‌دهد که غلظت بالایی از فلزات Zn (۹۹۰۷/۰ ppm)، Pb (۳۴۵۱/۰ ppm) و Cd (۸/۵ ppm) در نمونه شماره ۲۴ مشاهده می‌شود. نمونه شماره ۲۴ در نزدیکی سد باطله غیر فعال (خشک) و کارخانه فرآوری معدن ایرانکوه قرار دارد و احتمالاً فرسایش بادی توده‌های باطله باعث افزایش غلظت فلزات Pb، Zn و Cd در نمونه مجاور سد شده است. این مسأله بیانگر این است که باطله‌ها تأثیر زیادی بر غلظت فلزات در خاک‌های اطراف گذاشته است. همچنین بالاترین غلظت فلزات Cr (۱۰۹/۰ ppm)، Ni (۶۸/۰ ppm) و Cu (۶۱/۰ ppm) به ترتیب در نمونه‌های شماره ۲۵، ۲۶ و ۲۸ مشاهده می‌شود.

جدول ۴-۸- غلظت کل فلزات در نمونه‌های خاک مورد مطالعه (مقادیر بر حسب ppm)

شماره نمونه	Al	Ti	Cu	Cr	Ni	Cd	Pb	Zn
۱	۲۳۰۰۰/۰	۱۷۰۰/۰	۴۶/۰	۵۵/۰	۳۴/۰	۲/۹	۱۵۶/۰	۸۵۷/۰
۲	۱۶۰۰۰/۰	۱۲۰۰/۰	۴۱/۰	۴۴/۰	۲۸/۰	۰/۵	۱۰۳/۰	۷۹۳/۰
۳	۱۳۰۰۰/۰	۸۰۰/۰	۳۰/۰	۳۱/۰	۲۰/۰	۰/۵	۱۰۰/۰	۴۳۲/۰
۴	۱۵۰۰۰/۰	۱۰۰۰/۰	۵۴/۰	۴۷/۰	۳۰/۰	۱/۵	۱۱۴/۰	۷۰۷/۰
۵	۱۹۰۰۰/۰	۱۰۰۰/۰	۲۳/۰	۳۴/۰	۲۰/۰	۰/۵	۸۲/۰	۲۵۳/۰
۶	۲۶۰۰۰/۰	۱۲۰۰/۰	۲۹/۰	۵۱/۰	۳۶/۰	۰/۵	۱۸۲/۰	۵۴۴/۰
۷	۱۶۰۰۰/۰	۱۶۰۰/۰	۳۰/۰	۴۶/۰	۳۰/۰	۲/۴	۱۳۱/۰	۹۷۷/۰
۸	۱۵۰۰۰/۰	۸۰۰/۰	۲۷/۰	۳۳/۰	۲۱/۰	۰/۵	۱۱۳/۰	۴۰۵/۰
۹	۲۰۰۰۰/۰	۱۰۰۰/۰	۲۹/۰	۴۳/۰	۳۴/۰	۱۱/۰	۳۴۴/۰	۱۵۵۷/۰
۱۰	۲۱۰۰۰/۰	۱۵۰۰/۰	۳۷/۰	۴۷/۰	۲۹/۰	۹/۰	۳۳۹/۰	۱۵۸۷/۰
۱۱	۴۴۰۰۰/۰	۲۱۰۰/۰	۳۲/۰	۷۹/۰	۶۰/۰	۰/۵	۷۰/۰	۲۹۵/۰
۱۲	۳۳۰۰۰/۰	۱۰۰۰/۰	۳۳/۰	۴۱/۰	۲۷/۰	۱/۷	۱۹۴/۰	۶۰۶/۰
۱۳	۳۶۰۰۰/۰	۱۳۰۰/۰	۳۶/۰	۵۵/۰	۲۸/۰	۰/۵	۲۳۵/۰	۵۵۱/۰
۱۴	۱۳۰۰۰/۰	۱۰۰۰/۰	۲۹/۰	۳۷/۰	۲۷/۰	۰/۵	۱۴۵/۰	۴۷۸/۰
۱۵	۱۸۰۰۰/۰	۱۰۰۰/۰	۵۸/۰	۴۱/۰	۲۷/۰	۳/۸	۲۸۳/۰	۱۱۸۵/۰
۱۶	۱۵۰۰۰/۰	۱۰۰۰/۰	۴۸/۰	۴۵/۰	۳۵/۰	۰/۵	۹۷/۰	۳۷۵/۰
۱۷	۱۶۰۰۰/۰	۸۰۰/۰	۴۱/۰	۴۸/۰	۳۰/۰	۰/۵	۱۲۲/۰	۵۰۹/۰
۱۸	۱۲۰۰۰/۰	۸۰۰/۰	۴۳/۰	۴۱/۰	۲۸/۰	۴/۳	۱۵۱/۰	۹۵۴/۰
۱۹	۱۳۰۰۰/۰	۱۲۰۰/۰	۳۲/۰	۴۲/۰	۳۱/۰	۰/۵	۱۱۴/۰	۳۴۹/۰
۲۰	۱۵۰۰۰/۰	۱۱۰۰/۰	۴۰/۰	۴۴/۰	۲۶/۰	۱/۸	۱۲۳/۰	۵۲۸/۰
۲۱	۳۲۰۰۰/۰	۱۴۰۰/۰	۴۹/۰	۵۵/۰	۳۰/۰	۰/۵	۸۳/۰	۴۸۰/۰
۲۲	۱۶۰۰۰/۰	۹۰۰/۰	۴۷/۰	۴۸/۰	۳۰/۰	۰/۵	۱۰۲/۰	۴۵۵/۰
۲۳	۱۸۰۰۰/۰	۱۳۰۰/۰	۳۹/۰	۴۴/۰	۳۰/۰	۰/۵	۱۰۹/۰	۶۳۴/۰
۲۴	۲۹۵۵۴/۰	۱۵۹۵/۰	۴۹/۰	۳۵/۰	۳۴/۰	۸/۵	۳۴۵۱/۰	۹۹۰۷/۰
۲۵	۶۹۹۸۰/۰	۳۱۶۹/۰	۳۵/۰	۱۰۹/۰	۶۷/۰	۰/۵	۴۱/۰	۱۴۷/۰
۲۶	۷۱۶۰۸/۰	۳۳۵۷/۰	۳۹/۰	۱۰۳/۰	۶۸/۰	۰/۴	۳۳/۰	۱۷۱/۰
۲۷	۳۹۱۸۰/۰	۲۱۲۲/۰	۱۷/۰	۱۶/۰	۲۹/۰	۱/۲	۱۲۹/۰	۳۴۲/۰
۲۸	۳۲۶۳۱/۰	۱۸۰۹/۰	۶۱/۰	۶۲/۰	۳۷/۰	۳/۹	۲۸۴/۰	۱۱۷۳/۰
۲۹	۲۸۱۵۴/۰	۱۵۸۵/۰	۳۵/۰	۵۲/۰	۳۳/۰	۴/۱	۳۵۴/۰	۱۰۰۷/۰
۳۰	۳۲۶۴۳/۰	۱۷۵۳/۰	۳۷/۰	۳۱/۰	۳۲/۰	۱/۷	۱۷۴/۰	۷۰۹/۰
۳۱	۳۱۶۰۷/۰	۱۸۰۳/۰	۲۵/۰	۵۴/۰	۴۱/۰	۱/۴	۲۵۵/۰	۶۵۴/۰

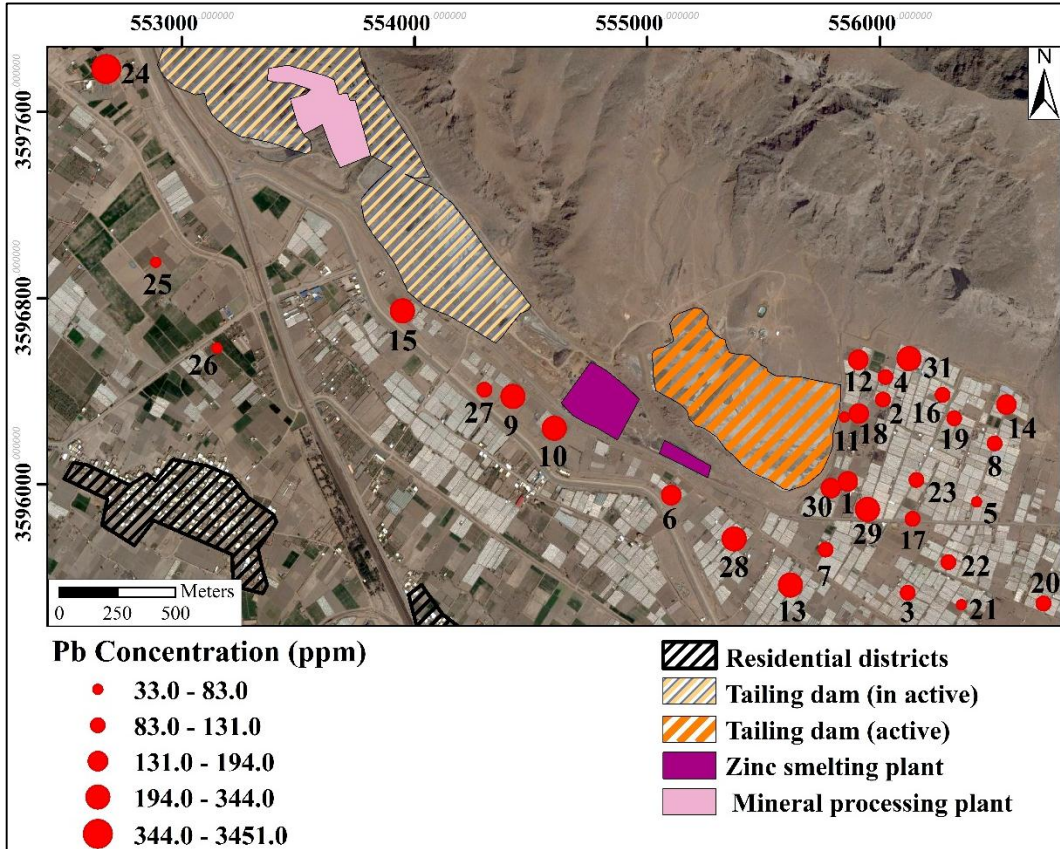


شکل ۴-۲- الف: توزیع Zn در نمونه‌های خاک مورد مطالعه

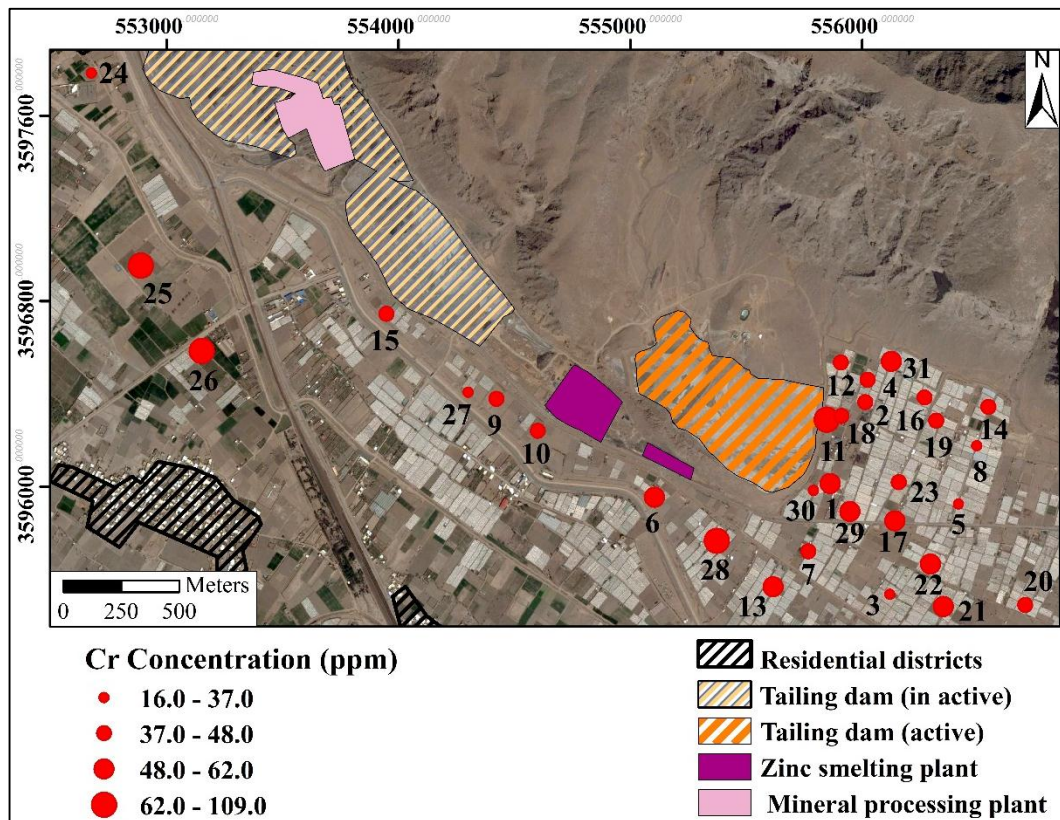


شکل ۴-۲- ب: توزیع Cd در نمونه‌های خاک مورد مطالعه



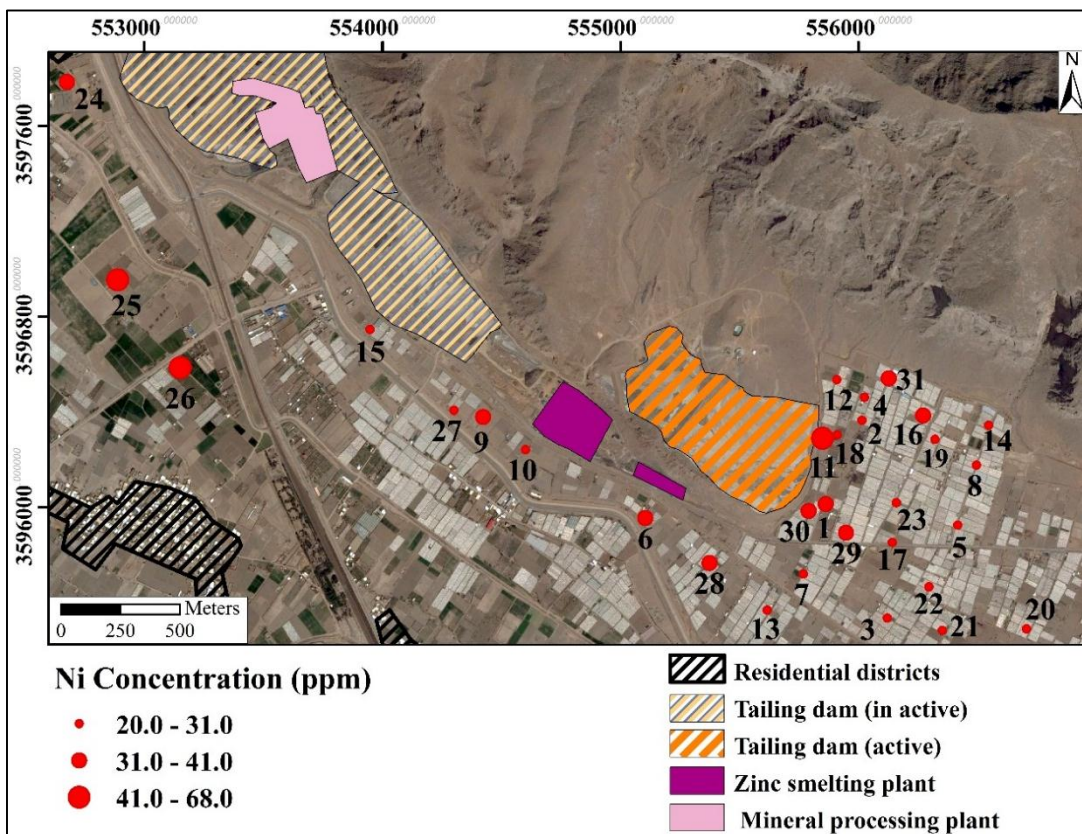


شکل ۴-۲-پ: توزیع Pb در نمونه‌های خاک مورد مطالعه

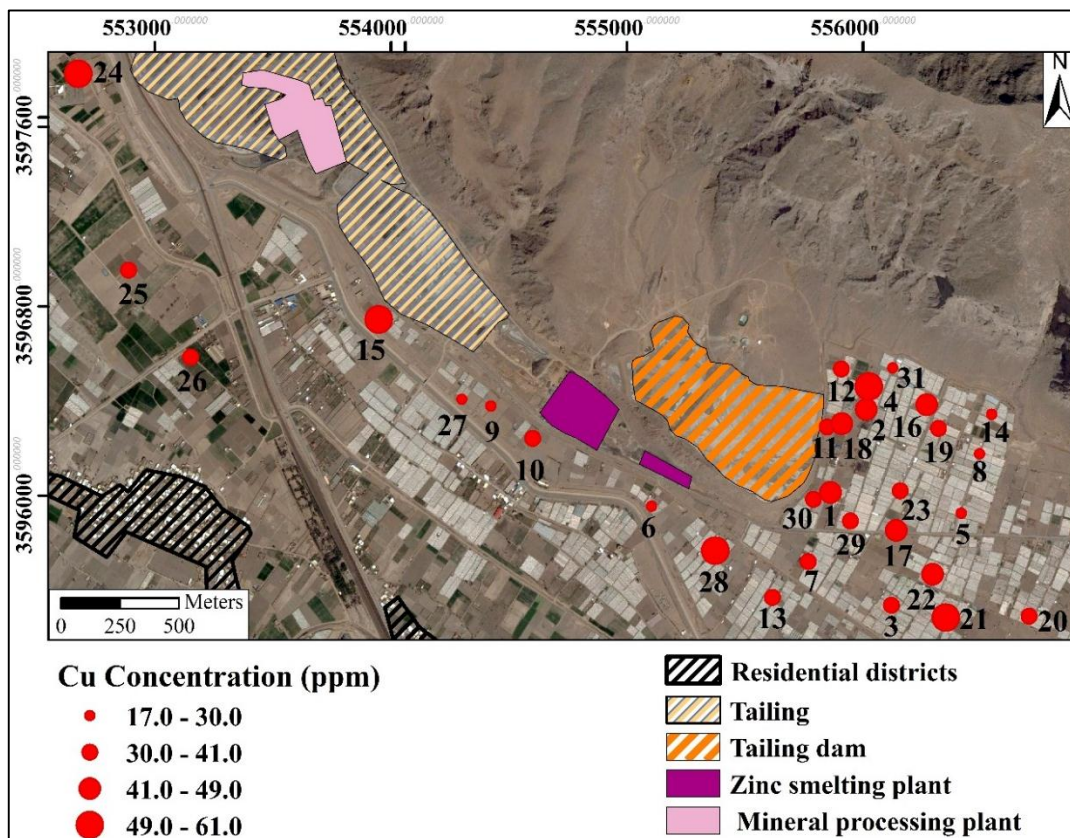


شکل ۴-۲-ت: توزیع Cr در نمونه‌های خاک مورد مطالعه





شکل ۴-۲-ث: توزیع Ni در نمونه‌های خاک مورد مطالعه



شکل ۴-۲-ج: توزیع Cu در نمونه‌های خاک مورد مطالعه

### ۴-۳-۲- آمار توصیفی داده‌های غلظت فلزات در خاک

آمار توصیفی داده‌های مربوط به غلظت کل فلزات در ۳۱ نمونه خاک مورد مطالعه در جدول ۴-۹ آورده شده است. میانگین غلظت فلزات سنگین موجود در خاک‌های مورد مطالعه به ترتیب زیر کاهش می‌یابد (غلظت‌ها بر حسب ppm است):

$$\text{Zn (955/52)} > \text{Pb (261/71)} > \text{Cr (48/81)} > \text{Cu (37/77)} > \text{Ni (33/29)} > \text{Cd (2/17)}$$

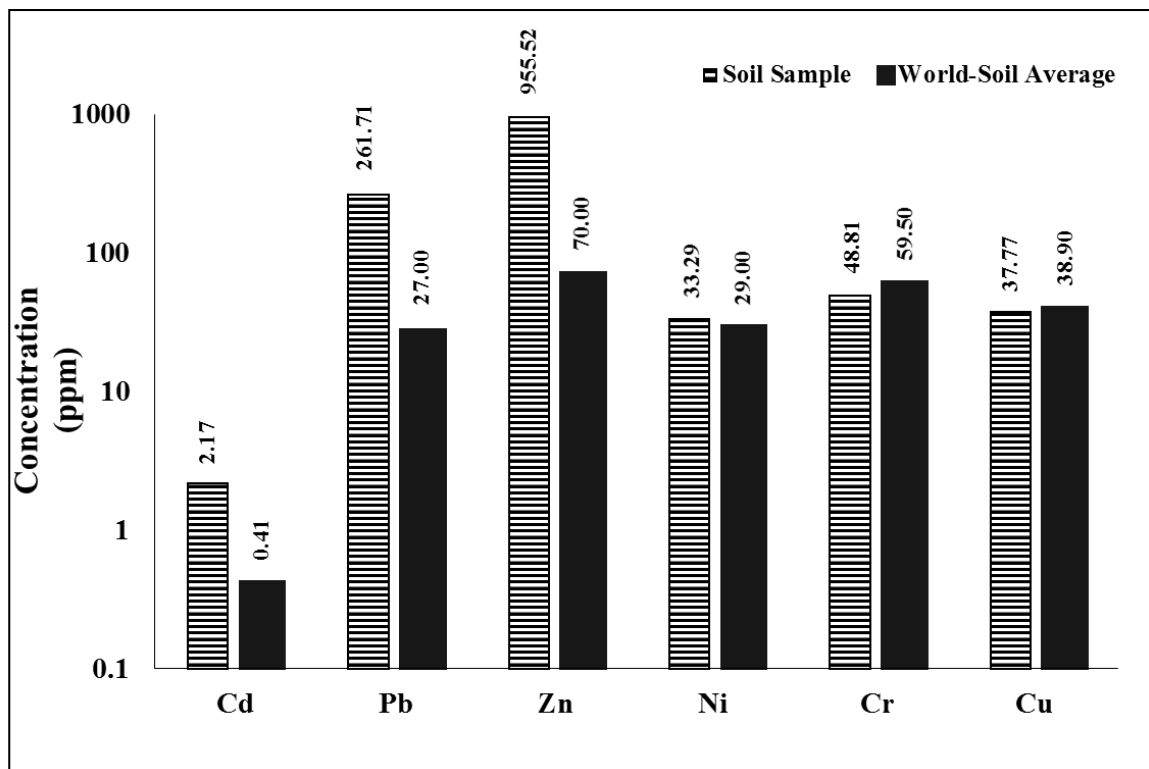
بر اساس جدول آمار توصیفی داده‌ها و با توجه به ضریب تغییرات (که عبارت است از نسبت انحراف معیار به میانگین)، تعدادی از فلزات فاقد توزیع نرمال بوده و ضریب تغییرات غلظت آن‌ها بالاتر از ۱ است و تعدادی نیز دارای توزیع نزدیک به نرمال و ضریب تغییرات کمتر از ۱ هستند. معمولاً فلزاتی که منشأ برونزاد در خاک دارند توزیع آن‌ها از حالت نرمال پیروی نکرده و ضریب تغییرات بالایی را نشان می‌دهند (Reimann *et al.* 2011). بنابراین می‌توان گفت به احتمال زیاد منشأ فلزات Zn، Pb و Cd از منابع آلودگی انسانزاد است. همچنین با توجه به مقادیر چولگی، توزیع Ti نسبت به سایر فلزات به حالت نرمال نزدیک‌تر است و بنابراین در این مطالعه به عنوان فلز بهنجار کننده<sup>۱</sup> در محاسبه شاخص‌های ژئوشیمیایی در نظر گرفته شد.

جدول ۴-۹- آمار توصیفی غلظت فلزات در خاک‌های مورد مطالعه

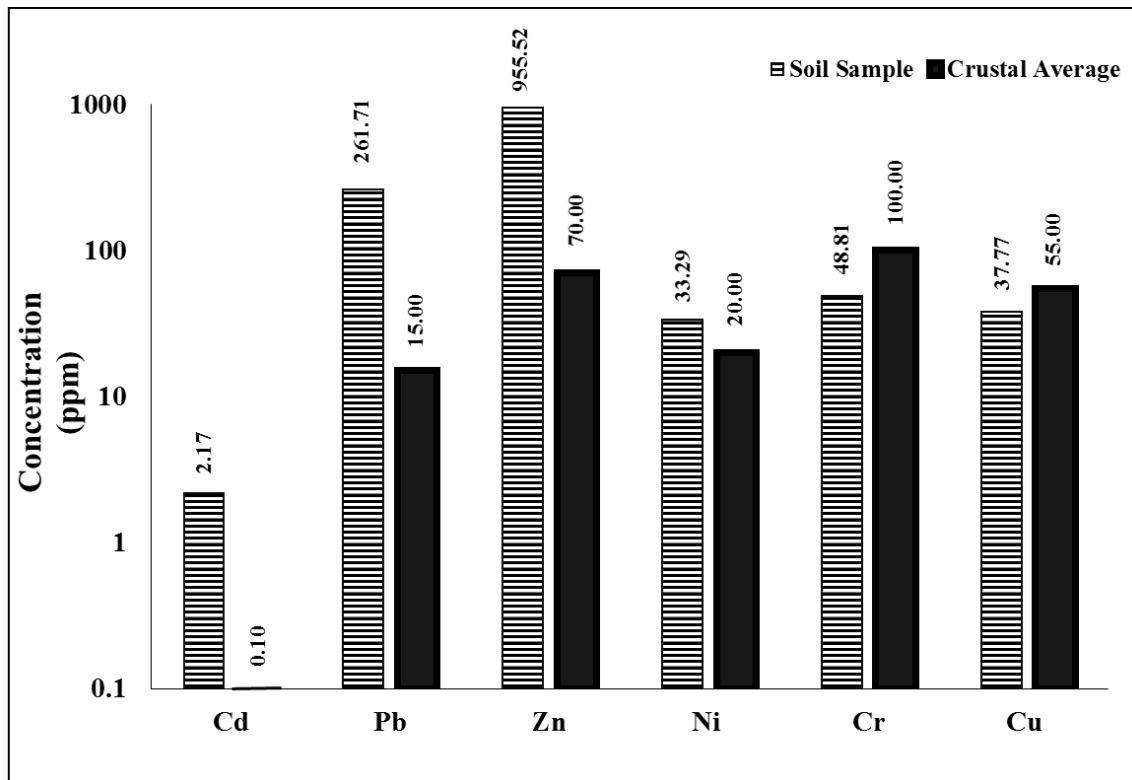
عناصر	حداقل	حداکثر	میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات	چولگی
Al	۱۲۰۰۰/۰	۷۱۶۰۸/۰	۲۵۲۶۹/۶	۱۴۱۹۴/۶	۰/۶	۱/۹
Cd	۰/۳۹	۱۱/۰	۲/۲	۲/۸	۱/۳	۲/۱
Cr	۱۶/۰	۱۰۹/۰	۴۸/۸	۱۸/۹	۰/۴	۱/۸
Cu	۱۷/۰	۶۱/۰	۳۷/۸	۱۰/۳	۰/۳	۰/۴
Ni	۲۰/۰	۶۸/۰	۳۳/۳	۱۱/۶	۰/۴	۲/۱
Pb	۳۳/۰	۳۴۵۱/۰	۲۶۱/۷	۵۹۷/۵	۲/۳	۵/۴
Ti	۸۰۰/۰	۳۳۵۷/۰	۱۴۱۵/۹	۶۲۳/۷	۰/۴	۱/۸
Zn	۱۴۷/۰	۹۹۰۷/۰	۹۵۵/۵	۱۷۰۰/۴	۱/۸	۵/۲

1- Normalizing Element

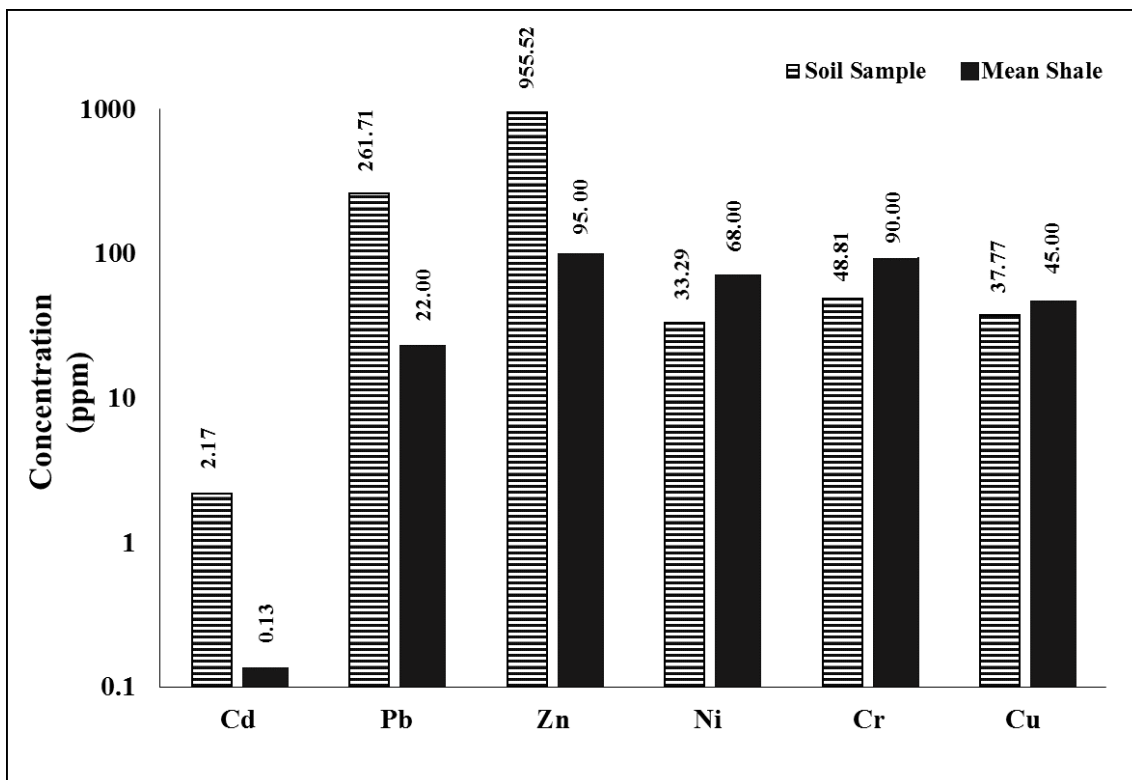
به منظور تعیین وضعیت خاک‌های مورد مطالعه از نظر غلظت فلزات سنگین، میانگین غلظت این فلزات با برخی استانداردها و مقادیر مرجع جهانی مقایسه گردید. در شکل‌های ۳-۴ (الف، ب و پ) میانگین غلظت عناصر مورد مطالعه به ترتیب با میانگین خاک جهانی، میانگین پوسته‌ای (Kabata-Pendias, 2010) و ترکیب شیل میانگین (Turekian and Wedepohl, 1961) مقایسه شده‌اند. مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک مورد مطالعه با میانگین خاک جهانی (شکل ۳-۴-الف) نشان دهنده بالاتر بودن قابل توجه غلظت Zn، Pb، Cd و به مقدار کمتر Ni در نمونه‌های خاک مورد مطالعه است. همچنین از مقایسه داده‌های غلظت فلزات در نمونه‌های خاک با ترکیب میانگین پوسته‌ای (شکل ۳-۴-ب) و شیل میانگین (شکل ۳-۴-پ)، نیز همین نتیجه حاصل می‌شود اما غلظت Ni در خاک‌های مورد مطالعه در مقایسه با شیل میانگین پایین‌تر است.



شکل ۳-۴-الف: مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک مورد مطالعه با میانگین خاک جهانی



شکل ۴-۳-ب: مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک مورد مطالعه با میانگین پوسته‌ای



شکل ۴-۳-پ: مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک مورد مطالعه با ترکیب شیل میانگین

با توجه به این نتایج می‌توان چنین استنباط کرد که خاک‌های کشاورزی اطراف سدهای باطله فرآوری معدن سرب و روی ایرانکوه، نسبت به فلزات سنگین به ویژه Zn، Pb و Cd بسیار آلوده هستند که ناشی از فعالیت معدن کاری و فرآوری در این محدوده معدنی است.

#### ۴-۴- رابطه آماری بین فلزات با یکدیگر و با پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک

با بررسی ضرایب همبستگی پیرسون (Pearson) می‌توان به رابطه‌ی آماری بین فلزات و یا فلزات با پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک پی برد. در جدول ۴-۱۰ مقادیر ضرایب همبستگی پیرسون فلزات مورد مطالعه و پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک ارائه شده است. به طور کلی ضرایب همبستگی بالا بین فلزات می‌تواند نشان دهنده منبع یکسان و یا رفتار ژئوشیمیایی مشابه آن‌ها باشد (Siegel, 2002). اگرچه ضرایب همبستگی، رابطه‌ی بین متغیرها را تعیین می‌کند، اما مدرکی برای رابطه علت و معلولی بین دو متغیر فراهم نمی‌کند. با توجه به ضرایب همبستگی پیرسون، فلزات مورد مطالعه به دو گروه تقسیم می‌شوند. همبستگی مثبت قابل توجه بین فلزات Zn، Pb، Cd در سطح اطمینان ۰/۰۱، نشانگر منشاء یکسان (فعالیت‌های معدن کاری) و یا رفتار ژئوشیمیایی مشابه آن‌ها است. در بیشتر کانسنگ‌ها یا باطله‌های سرب و روی، علاوه بر Pb و Zn، Cd نیز در مقادیر بالا وجود دارد، چون این سه فلز می‌توانند در شبکه بلوری کانی‌های میزبان (گالن، اسفالریت و اسمیت‌زونیت) جایگزین یکدیگر شوند. بنابراین همبستگی بالا و غلظت زیاد این سه فلز در خاک‌های مورد مطالعه را می‌توان به حضور ذرات ریز باطله‌های فرآوری ناشی از فرسایش بادی توده‌های باطله نسبت داد. همچنین همبستگی Cu با Zn (در سطح اطمینان ۰/۰۵) به این دلیل است که این فلزات از نظر پتاسیل یونی<sup>۱</sup> در گروه کاتیون‌های محلول قرار می‌گیرند (Siegel, 2002). گروه دوم فلزات که همبستگی بالایی نشان می‌دهند شامل Ni، Cr، Al و Ti در سطح اطمینان ۰/۰۱ است. Ti و Al فلزاتی زمین‌زاد بوده و کمتر تحت تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد قرار دارند. این فلزات معمولاً در شبکه

---

1- Ionic potential

بلوری کانی‌های تشکیل دهنده خاک حضور دارند و به همین علت می‌توان برای آن‌ها منشاء زمین‌زاد (خاکزاد) در نظر گرفت. بنابراین همبستگی بالای Ni و Cr که فلزاتی نامتحرک هستند با Ti و Al، نشان دهنده منشاء طبیعی آن‌ها است. همچنین از بین این فلزات، Cr با Ni به علت قرارگیری در یک گروه جدول تناوبی رفتار ژئوشیمیایی یکسانی نشان می‌دهند. از بین خواص فیزیکوشیمیایی خاک، بخش دانه ریز خاک<sup>۱</sup> با فلزهای Cd، Zn و Pb در سطح اطمینان ۰/۰۵ همبستگی مثبت معناداری نشان می‌دهد. از طرفی بخش دانه ریز خاک با ماده آلی خاک همبستگی مثبت دارد (در سطح اطمینان ۰/۰۵)، بدین معنی که در مناطقی که بخش دانه ریز خاک بیشتر است ماده آلی نیز افزایش یافته است. همچنین در نقاطی که ماده آلی بیشتر است CEC خاک نیز بالاتر می‌باشد (همبستگی مثبت با سطح اطمینان ۰/۰۱). که این امر ناشی از تأثیر مواد آلی بر قابلیت جذب و انتقال فلزات در خاک است (سرشتی، ۱۳۹۳). بنابراین منطقی به نظر نمی‌رسد که فلزات Pb، Zn و Cd فقط توسط کانی‌های رسی خاک جذب سطحی شده باشند و با توجه به پایین بودن CEC خاک (میانگین ۱۰/۷۶ meq/100 gr) می‌توان گفت CEC نمونه‌های خاک نه تنها به کانی‌های رسی بلکه به سایر پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک مانند میزان کربنات کلسیم خاک (همبستگی منفی CEC با کربنات کلسیم خاک در سطح اطمینان ۰/۰۵) نیز وابسته است (پرورش و سعادت، ۱۳۹۱). ماده آلی خاک با Cu همبستگی مثبت (در سطح اطمینان ۰/۰۱)، با فلز Ni (در سطح اطمینان ۰/۰۵) و Al (در سطح اطمینان ۰/۰۱) همبستگی منفی نشان می‌دهد. در حقیقت خاک‌هایی با محتوای بالای ماده آلی، به علت ایجاد ترکیبات پیچیده (کمپلکس) بین ماده آلی و Cu معمولاً با کمبود Cu در محلول خاک مواجه هستند (به عبارت دیگر خاک‌های غنی از ماده آلی باعث کاهش دسترس‌پذیری Cu برای گیاهان می‌شوند). در نتیجه Cu به صورت رقابتی از جذب سایر عناصر مانند Ni و Al به وسیله ماده آلی جلوگیری می‌کند (داتنوف و همکاران، ۱۳۹۲). همچنین همبستگی مثبت Ni و Al با CEC خاک (در سطح اطمینان ۰/۰۵) می‌تواند به دلیل حضور این فلزات در ترکیب کانی‌های رسی خاک باشد.

---

1- Clay size percent

جدول ۴-۱۰- ضرایب همبستگی بین فلزات با یکدیگر و فلزات با برخی پارامترهای خاک

	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Ti	Al	pH	OM	CEC	Clay size percent	CaCO <sub>3</sub>
Cd	1.000												
Pb	0.758**	1.000											
Zn	0.798**	0.823**	1.000										
Cu	0.204	0.050	0.370*	1.000									
Cr	-0.117	-0.144	-0.060	0.290	1.000								
Ni	0.050	0.010	0.002	0.148	0.656**	1.000							
Ti	0.124	0.044	-0.006	-0.045	0.476**	0.650**	1.000						
Al	0.044	0.082	-0.059	-0.055	0.485**	0.566**	0.810**	1.000					
pH	-0.077	0.050	-0.002	0.023	0.219	0.088	0.043	0.153	1.000				
OM	0.015	0.091	0.241	0.500**	-0.076	-0.399*	-0.436	-0.477**	-0.139	1.000			
CEC	0.091	0.065	-0.041	0.004	0.083	0.424*	0.308	0.436*	-0.396	0.487**	1.000		
Clay size percent	0.335*	0.265*	0.359*	0.327	-0.076	-0.224	-0.259	-0.065	0.074	0.426*	0.050	1.000	
CaCO <sub>3</sub>	-0.195	-0.231	-0.216	0.080	0.035	-0.141	-0.103	-0.041	0.319	0.057	-0.468*	0.013	1.000

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

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



#### ۴-۵- ارزیابی کمی شدت آلودگی خاک به فلزات سنگین

در این بخش با استفاده از برخی شاخص‌های ژئوشیمیایی (ضریب غنی شدگی و زمین‌انباشت) آلودگی فلزی نمونه‌های خاک مورد مطالعه، ارزیابی می‌شود.

#### ۴-۵-۱- ضریب غنی شدگی

در این مطالعه برای محاسبه ضریب غنی‌شدگی، از ترکیب میانگین پوسته‌ای به عنوان محیط مرجع استفاده شد. همچنین فلز Ti، به دلیل تغییرپذیری کم در خاک‌های منطقه، به عنوان فلز بهنجار کننده استفاده گردید. در جدول ۴-۱۱ مقادیر ضرایب غنی شدگی برای فلزات مورد مطالعه آورده شده است. با توجه به این جدول، میانگین ضرایب غنی شدگی عناصر به صورت زیر کاهش می‌یابد:

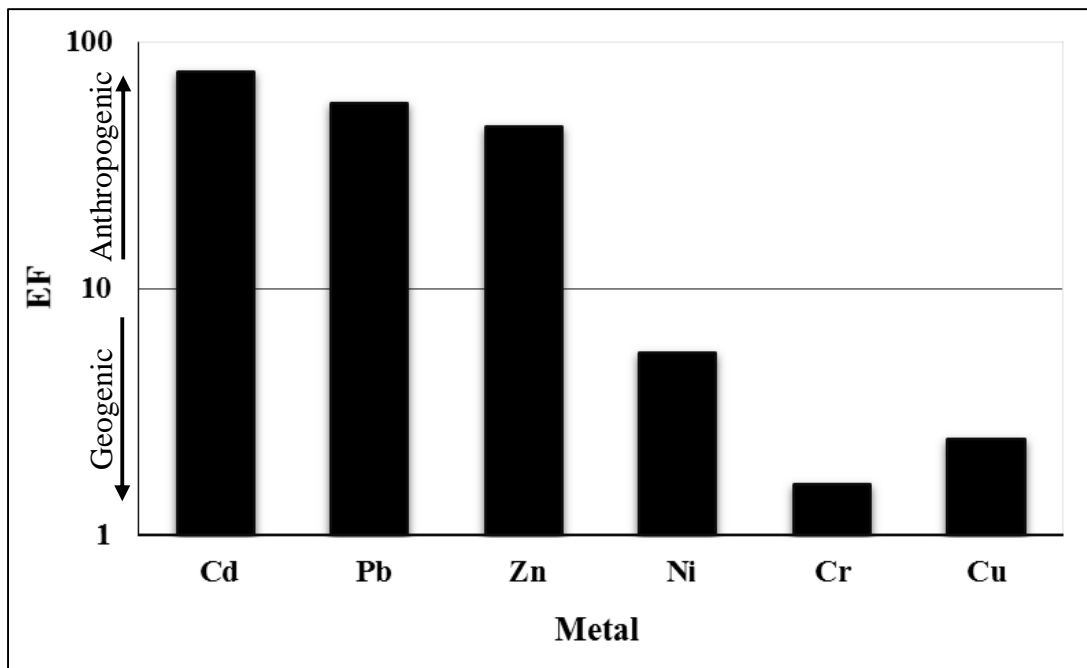
$$Cd > Pb > Zn > Ni > Cu > Cr$$

جدول ۴-۱۱- آمار توصیفی ضرایب غنی شدگی فلزات در نمونه‌های خاک

فلزات	حداقل	حداکثر	میانگین
Cd	۵/۱	۴۸۴/۰	۷۵/۸
Pb	۲/۹	۶۳۴/۷	۵۶/۶
Zn	۲/۹	۳۹۰/۴	۴۵/۷
Ni	۳/۰	۸/۳	۵/۵
Cr	۰/۳	۲/۶	۱/۶
Cu	۰/۶	۴/۶	۲/۵

بر اساس ضرایب غنی شدگی محاسبه شده، فلزات مورد مطالعه را می‌توان به ۳ گروه تقسیم کرد (شکل ۴-۴). فلز با میانگین ضریب غنی شدگی کمتر از ۲ (Cr)، فلزات با میانگین ضریب غنی شدگی بین ۲ تا ۱۰ (Ni و Cu) و فلزات با میانگین ضریب غنی شدگی بالاتر از ۱۰ (Cd و Pb, Zn). معمولاً

ضرایب غنی شدگی پایین‌تر از ۱۰ نشانگر عدم غنی شدگی یا غنی شدگی اندک و ضرایب غنی شدگی بالاتر از ۱۰ نشانگر غنی شدگی مرتبط با آلودگی انسانزاد است (Sutherland *et al.* 2000). بر اساس رده‌بندی ساترلند، میانگین ضرایب غنی شدگی فلز Cr نبود غنی شدگی تا غنی شدگی اندک، فلز Cu غنی شدگی متوسط، فلز Ni غنی شدگی متوسط تا قابل توجه و فلزات Zn، Pb و Cd غنی شدگی بی‌نهایت بالا را نشان می‌دهند.

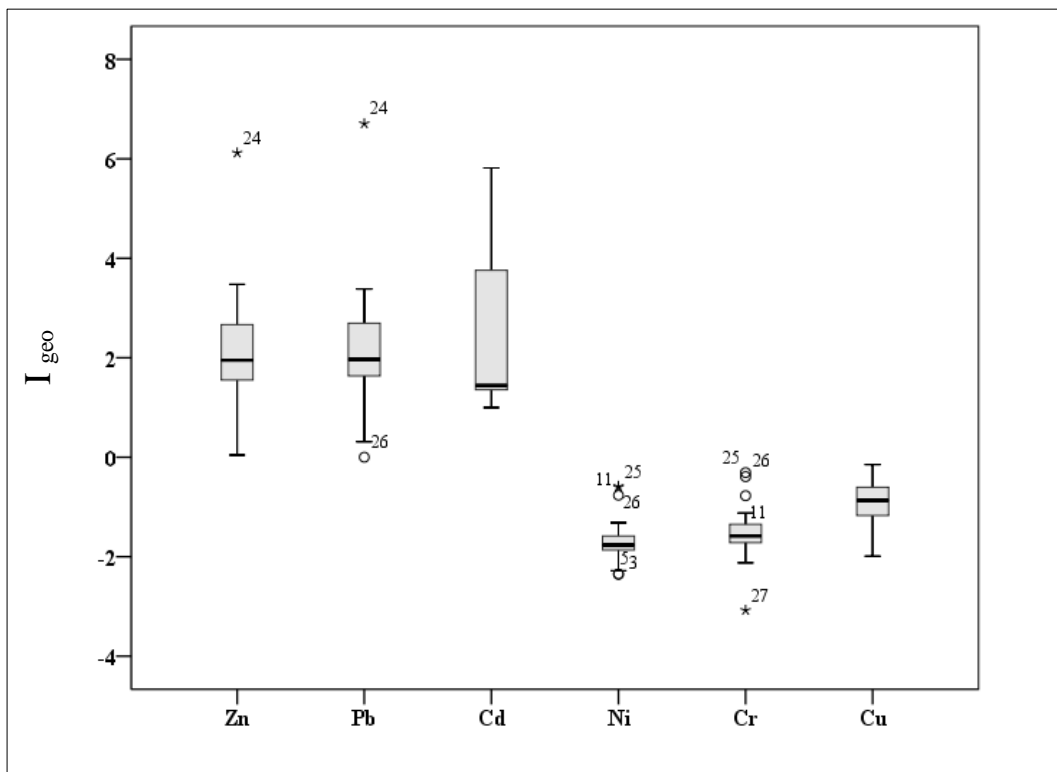


شکل ۴-۴- میانگین ضرایب غنی شدگی فلزات مورد مطالعه در نمونه‌های خاک

#### ۴-۵-۲- شاخص زمین‌انباشت

مقدار  $I_{geo}$  برای فلزات سنگین در نمونه‌های خاک، با استفاده از داده‌های ژئوشیمیایی نمونه‌ها و غلظت‌های متناظر آن‌ها در نمونه مرجع (ترکیب شیل میانگین) محاسبه شد. شکل ۴-۵، نمودار جعبه‌ای مقادیر ضریب  $I_{geo}$  فلزات مختلف را در نمونه‌های خاک مورد مطالعه نشان می‌دهد. پیش از این، رده‌بندی آلودگی

برای شاخص زمین‌انباشت در فصل سوم (جدول ۳-۴) ارائه گردید. بر این اساس، شاخص زمین‌انباشت برای فلزات Ni، Cr و Cu کمتر از صفر است و بنابراین خاک‌های مورد مطالعه نسبت به این فلزات نآلوده هستند. خاک‌های مورد مطالعه نسبت به فلزات Zn و Pb (به جز نمونه خاک شماره ۲۴) و Cd آلودگی متوسط تا شدید را نشان می‌دهد. نمونه خاک شماره ۲۴ نسبت به فلزات Zn و Pb آلودگی بی‌نهایت بالا را نشان می‌دهد، این نمونه به سد باطله خشک (غیر فعال) و کارخانه فرآوری نزدیک بوده و غلظت بالای فلزات در آن می‌تواند به همین علت باشد. همچنین Pb در نمونه خاک شماره ۲۶ دارای شاخص زمین‌انباشت کمتر از صفر و فاقد آلودگی یا آلودگی پایین است که دلیل آن می‌تواند فاصله بیشتر این نمونه با سدهای باطله باشد.



شکل ۴-۵- نمودار جعبه‌ای ضرایب زمین‌انباشت فلزات در نمونه‌های خاک

#### ۴-۶- تعیین زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک

تعیین زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین برای گیاهان و موجودات زنده خاک، فقط از طریق تعیین غلظت انحلال‌پذیر آنها امکان‌پذیر است. جزء انحلال‌پذیر فلزات در خاک، متأثر از فرآیندهای تبادل و جذب بین بخش جامد و محلول خاک است (Zimmerman and Weindorf, 2010). جزء دسترس‌پذیر فلزات در خاک، گونه هدف در روش استخراج تک‌مرحله‌ای است. در پژوهش حاضر، روش تک‌مرحله‌ای لیندسی و نورول (Lindsay and Norvell, 1978) برای استخراج فاز دسترس‌پذیر فلزات در خاک مورد استفاده قرار گرفت. نتایج حاصل از این روش برای سه فلز Zn، Pb و Cd در ۱۷ نمونه از خاک‌های برداشت شده در جدول ۴-۱۲ آورده شده است.

جدول ۴-۱۲- زیست‌دسترس‌پذیری فلزات Pb، Zn و Cd در نمونه‌های خاک مورد مطالعه (مقادیر بر حسب ppm)

Cd	Pb	Zn	شماره نمونه
۰/۲۰	۶/۲۰	۵۹/۰۰	۱
۰/۱۵	۵/۰۰	۹۳/۹	۳
۰/۲۰	۳/۵۰	۶۸/۰۰	۴
۰/۰۵	۳/۲۰	۱/۵۰	۵
۰/۰۲	۷/۰۰	۴۸/۰۰	۶
۰/۱۰	۴/۰۰	۷۰/۰۰	۷
۰/۰۷	۷/۲۰	۵۹/۶۰	۸
۱/۶۴	۵/۰۰	۵۳/۰۰	۹
۰/۲۲	۸/۹۰	۸۰/۰۰	۱۲
۰/۰۷	۸/۲۰	۷۲/۵۰	۱۳
۰/۱۱	۹/۵۰	۶۹/۸۰	۱۴
۰/۰۵	۲/۶۰	۴۳/۰۰	۱۶
۰/۰۴	۴/۰۰	۴۸/۰۰	۱۷
۰/۰۷	۱۲/۸۰	۲۹/۹۰	۱۹
۰/۰۶	۳/۶۰	۷۰/۲۰	۲۱
۰/۳۰	۱۸/۰۰	۶۱/۰۰	۲۲
۰/۱۵	۸/۰۰	۹۵/۱۰	۲۳

#### ۴-۶-۱- تأثیر پارامترهای خاک بر میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین

در جدول ۴-۱۳ تأثیر پارامترهای خاک بر میزان زیست‌دسترس‌پذیری فلزات نشان داده شده است. بر اساس ضرایب همبستگی پیرسون غلظت دسترس‌پذیر فلزات با درصد کربنات کلسیم خاک همبستگی منفی دارد (در سطح اطمینان ۰/۰۵). بدین معنی که با افزایش درصد کربنات کلسیم خاک به علت تثبیت فلزات، میزان تحرک و زیست‌دسترس‌پذیری آن‌ها کاسته شده و در نتیجه به مقدار کمتری در دسترس گیاهان قرار می‌گیرند. از نظر ماده آلی تعیین اثر این پارامتر بر دسترس‌پذیری فلزات سنگین در مناطقی که به صورت مستمر کود آلی به خاک اضافه می‌شود بسیار مشکل می‌باشد چرا که خاک هنوز از نظر محتوای ماده آلی، کاملاً به حالت پایدار یا تعادل نرسیده است. بنابراین می‌توان گفت در خاک‌های قلیایی میزان کربنات خاک نسبت به سایر پارامترها بر دسترس‌پذیری فلزات بیشتر تأثیر گذار است (Clemente *et al.* 2003).

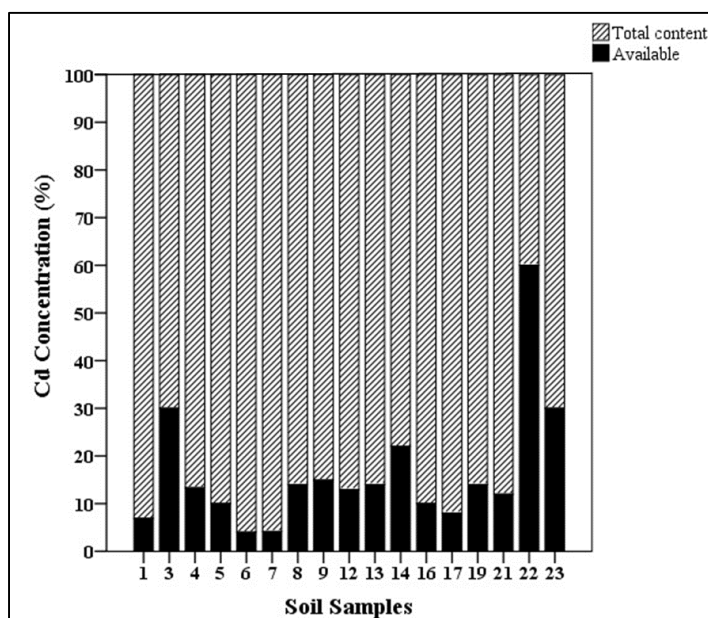
جدول ۴-۱۳- همبستگی بین غلظت زیست‌دسترس‌پذیر فلزات با پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک در

نمونه‌های مورد مطالعه

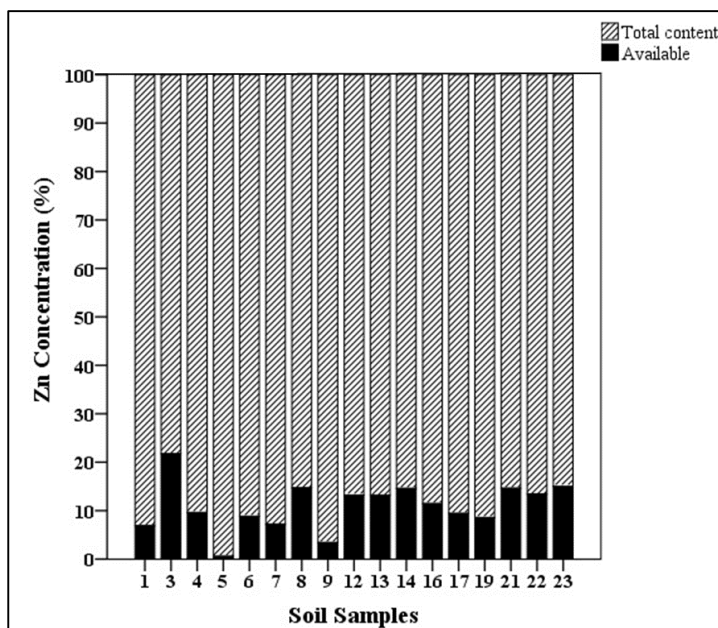
	Available Cd	Available Pb	Available Zn	pH	OM	Clay size percent	CEC	CaCO <sub>3</sub>
Available Cd	1							
Available Pb	0.369	1						
Available Zn	0.447	0.265	1					
pH	-0.239	-0.231	-0.359	1				
OM	0.382	0.045	0.312	-0.123	1			
Clay size percent	0.272	0.150	0.220	0.060	0.451*	1		
CEC	0.124	0.181	0.136	-0.212	0.421*	0.001	1	
CaCO <sub>3</sub>	-0.401*	-0.342*	-0.476*	0.305	0.010	0.106	-0.482*	1

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

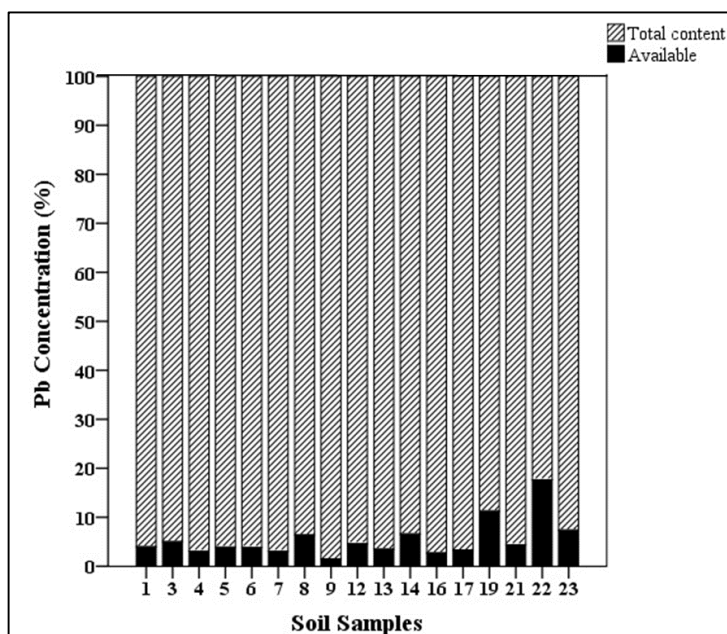
شکل‌های ۴-۶ (الف، ب و پ) سهم غلظت دسترس‌پذیر سه فلز Zn، Pb و Cd از غلظت کل آن‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به نتایج به دست آمده سهم غلظت دسترس‌پذیر از غلظت کل، برای فلز Cd (۴٪ تا ۶۰٪) از فلزات Zn (۱٪ تا ۲۲٪) و Pb (۱٪ تا ۱۸٪) بیشتر می‌باشد.



شکل ۴-۶-الف: سهم غلظت دسترس‌پذیر فلز Cd از غلظت کل آن در نمونه‌های خاک مورد مطالعه



شکل ۴-۶-ب: سهم غلظت دسترس‌پذیر فلز Zn از غلظت کل آن در نمونه‌های خاک مورد مطالعه



شکل ۴-۶- پ: سهم غلظت دسترس پذیر فلز Pb از غلظت کل آن در نمونه‌های خاک مورد مطالعه

از نظر خواص ژئوشیمیایی، فلز Cd فلزی با تحرک پذیری بالا به حساب می‌آید با این حال به علت قلیایی بودن pH خاک، زیست دسترس پذیری Cd درصد کمی از غلظت کل آن را شامل می‌شود چرا که در pH قلیایی Cd به دلیل تشکیل کمپلکس‌های پایدارتر (مانند  $CdCO_3$ ) تمایل به ته‌نشینی دارد. فلز Zn بعد از Cd دارای بیشترین میزان دسترس پذیری از غلظت کل است. فلز Zn در pH قلیایی تا خنثی می‌تواند کمپلکس هیدرواکسیدی ناپایدار<sup>۱</sup> تشکیل دهد و این امر می‌تواند زیست دسترس پذیری آن را تحت تأثیر قرار دهد. فلز Pb نیز پس از Cd و Zn دارای کمترین درصد زیست دسترس پذیری است. فلز Pb به دلیل ماهیت ژئوشیمیایی خود تقریباً در تمام شرایط فیزیکوشیمیایی دارای کمترین زیست دسترس پذیری و تحرک پذیری است (Fernandez-Turiel *et al.* 2001). قلیایی بودن نمونه‌های خاک و همبستگی منفی محتوای دسترس پذیر این فلز با درصد کربنات خاک بر میزان زیست دسترس پذیری Pb مؤثر بوده است.

1- Labile

#### ۴-۶-۲- بررسی رابطه آماری بین غلظت کل و زیست‌دسترس پذیر فلزات در خاک

با توجه به نتایج حاصل از همبستگی در جدول ۴-۱۴ روابط معناداری بین غلظت کل و غلظت دسترس‌پذیر فلزات Zn، Pb و Cd در نمونه‌های خاک مورد مطالعه وجود دارد. بر اساس ضرایب همبستگی پیرسون در سطح اطمینان ۰/۰۱، در مورد Cd، افزایش غلظت کل باعث افزایش محتوای زیست‌دسترس‌پذیر آن در خاک شده است، با این حال رابطه معناداری بین میزان غلظت زیست‌دسترس‌پذیر Zn و Pb و غلظت کل آن‌ها وجود ندارد. همچنین همبستگی مثبت بین میزان غلظت Cd دسترس‌پذیر و غلظت کل فلزات Pb و Zn (در سطح اطمینان ۰/۰۵) را می‌توان تا حدی به رابطه همسو (هم‌افزا)<sup>۱</sup> یا ناهمسو<sup>۲</sup> بین فلزات در محلول خاک مرتبط دانست. بدین معنی که بعضی از فلزات در صورت فراهم بودن شرایط به سهولت یک به یک جایگزین همدیگر می‌شوند و گاهی تعداد زیادی از فلزات می‌توانند جایگزین یک فلز شوند (علی‌پور، ۱۳۸۴). همچنین حضور بعضی از فلزات می‌تواند دسترس‌پذیری فلزات دیگر را در محلول خاک افزایش دهد (Selinus and Alloway, 2013). بنابراین می‌توان چنین استنباط کرد که دسترس‌پذیری Cd در خاک‌های منطقه، در حضور فلزات Zn و Pb افزایش یافته است.

جدول ۴-۱۴- همبستگی بین غلظت کل و محتوای زیست‌دسترس‌پذیر فلزات (Cd و Zn، Pb) در نمونه

خاک‌های مورد مطالعه

	Available Cd	Available Pb	Available Zn	Cd	Pb	Zn
Available Cd	1.000					
Available Pb	0.369	1.000				
Available Zn	0.447	0.265	1.000			
Cd	0.614**	-0.143	0.081	1.000		
Pb	0.495*	0.392	0.103	0.550*	1.000	
Zn	0.496*	-0.026	0.401	0.677**	0.765**	1.000

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

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

1- Synergistic

2- Antagonistic



## ۷-۴ - غلظت فلزات سنگین در گیاهان منطقه

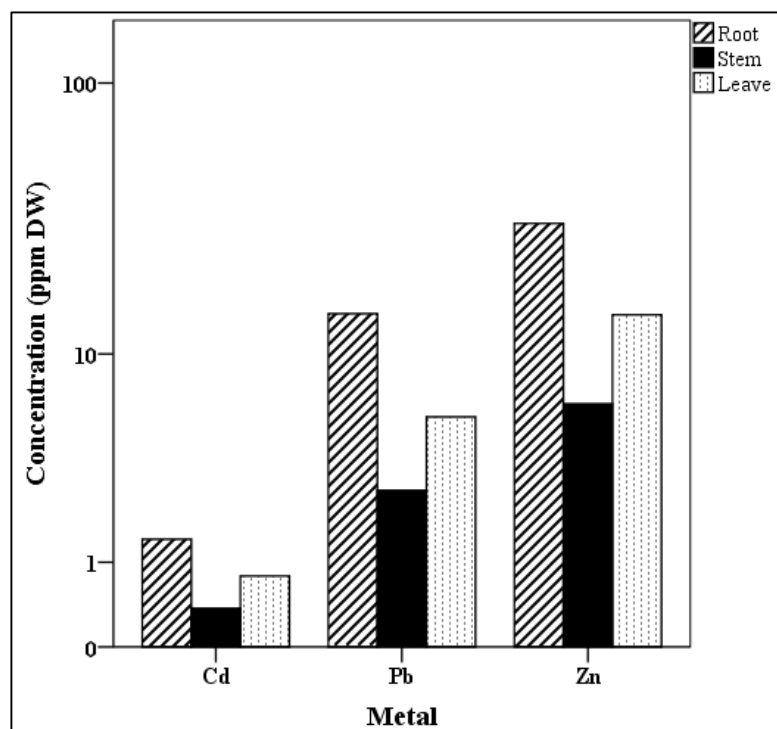
در جدول ۴-۱۵ غلظت سه فلز Zn، Pb و Cd در ۷ نمونه گیاه ریحان (شامل ریشه، ساقه و برگ)، که از زمین‌های کشاورزی مجاور سدهای باطله فرآوری برداشت گردیده‌اند، آورده شده است.

جدول ۴-۱۵ - غلظت فلزات مورد مطالعه در قسمت‌های مختلف گیاه (بر حسب ppm DW)

ریشه			ساقه			برگ			نام نمونه
Pb	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	
۱۲/۰۰	۳۱/۰۰	۱/۰۰	۱/۴۰	۵/۳۰	۰/۱۰	۶/۰۰	۱۲/۰۰	۰/۳۰	۱۲ P
۹/۰۰	۴۴/۰۰	۱/۳۰	۲/۵۰	۷/۴۰	۰/۲۰	۴/۰۰	۱۸/۰۰	۰/۸۰	۱۴ P
۱۸/۰۰	۵۲/۰۰	۱/۹۰	۱/۸۰	۹/۲۰	۰/۵۰	۳/۰۰	۲۱/۰۰	۱/۰۰	۲۱ P
۱۵/۰۰	۳۸/۰۰	۱/۲۰	۱/۵۰	۱۰/۱۰	۰/۳۰	۳/۰۰	۱۷/۰۰	۰/۸۰	۳ P
۱۴/۰۰	۱۲/۰۰	۱/۴۰	۴/۰۰	۲/۳۰	۰/۶۰	۷/۰۰	۶/۰۰	۰/۹۰	۱۳ P
۱۳/۰۰	۳۰/۰۰	۱/۸۰	۴/۲۰	۷/۴۰	۰/۵۰	۹/۰۰	۱۸/۰۰	۱/۰۰	۸ P
۱۹/۰۰	۱۰/۰۰	۱/۳۰	۲/۸۰	۲/۵۰	۰/۴۰	۷/۰۰	۷/۰۰	۰/۷۰	۲۳ P
۱۴/۲۹	۳۱/۰۰	۱/۴۱	۲/۶۰	۶/۳۱	۰/۳۷	۵/۵۷	۱۴/۱۴	۰/۷۹	میانگین

DW: Dry Weight

با توجه به نتایج به دست آمده و مقایسه بین میانگین غلظت فلزات در بخش‌های مختلف گیاهان مشخص شد که ترتیب تغییر فراوانی غلظت فلزات در بخش‌های مختلف گیاهان به صورت ساقه > برگ > ریشه است که نشان‌دهنده‌ی ظرفیت بالای ریشه این گیاه برای تجمع فلزات است (شکل ۴-۷). از سوی دیگر، ترتیب فراوانی غلظت فلزات مورد مطالعه در ریشه، ساقه و برگ گیاهان به صورت  $Zn > Pb > Cd$  تغییر می‌کند.



شکل ۴-۷- میانگین غلظت فلزات مورد مطالعه در بخش‌های مختلف گیاه ریحان

در جدول ۴-۱۶، میانگین غلظت فلزات مورد مطالعه در بخش خوراکی گیاه (برگ و ساقه) و غلظت مجاز فلزات در سبزیجات (WHO<sup>۱</sup>/FAO<sup>۲</sup>, 2007) ارائه شده است. مقایسه این مقادیر نشان می‌دهد که در نمونه گیاهان برداشت شده غلظت دو فلز Pb و Cd بسیار بالاتر از غلظت مجاز و غلظت Zn پایین‌تر از غلظت مجاز در سبزیجات است.

جدول ۴-۱۶- مقایسه میانگین غلظت فلزات در گیاه ریحان با غلظت مجاز در سبزیجات (مقادیر بر حسب ppm DW)

غلظت مجاز عناصر در سبزیجات (ppm DW)	میانگین غلظت عناصر در گیاه ریحان (ppm DW)	فلزات
۶۰/۰۰	۲۰/۴۶	Zn
۰/۳۰	۸/۱۷	Pb
۰/۲۰	۱/۱۶	Cd

1- World Health Organization

2 - Food and Agriculture Organization of the United Nation

#### ۴-۸- ضریب انتقال فلزات

ضریب انتقال فلزات (TF) از تقسیم غلظت فلز در گیاه بر غلظت کل آن در خاک بدست می‌آید (Kabata-Pendias, 2010). این پارامتر به میزان تحرک و زیست‌دسترس‌پذیری فلز، CEC خاک، pH و سایر عوامل بستگی دارد (Wang *et al.* 2013). در جدول ۴-۱۷ مقادیر محاسبه شده این ضریب آورده شده است. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که میانگین ضریب انتقال Cd نسبت به Zn و Pb بسیار بالاتر است. بر اساس تقسیم بندی ارائه شده در فصل ۳ (جدول ۳-۵) فلز Cd دارای تحرک و دسترس‌پذیری بالا است و دو فلز Zn و Pb دارای دسترس‌پذیری متوسط هستند.

جدول ۴-۱۷- ضرایب انتقال فلزات از خاک به گیاه در نمونه‌های مورد مطالعه

نام نمونه	Zn	Pb	Cd
۳ P	۰/۱۵	۰/۲۰	۴/۶۰
۸ P	۰/۱۴	۰/۲۳	۶/۶۰
۱۲ P	۰/۰۸	۰/۱۰	۰/۸۲
۱۳ P	۰/۰۴	۰/۱۱	۵/۸۰
۱۴ P	۰/۱۵	۰/۱۱	۴/۶۰
۲۱ P	۰/۱۷	۰/۲۷	۶/۸۰
۲۳ P	۰/۰۳	۰/۲۶	۴/۸۰
میانگین	۰/۱۱	۰/۱۸	۴/۸۶

#### ۴-۹- ارزیابی خطر سلامت

بر اساس محاسبات انجام شده میزان جذب روزانه فلزات سنگین به بدن هر فرد به صورت  $Zn > Pb > Cd$  به دست آمد که دلیل آن غلظت بالاتر Zn نسبت به دو فلز دیگر در نمونه‌های گیاه است (جدول ۴-۱۸).

جدول ۴-۱۸- میزان جذب روزانه فلزات سنگین به بدن هر فرد (mg/person/day)

Pb	Zn	Cd	DIM
۰/۰۰۲۰	۰/۰۰۵۰	۰/۰۰۰۳	

برای تعیین خطر فلزات سنگین ناشی از مصرف سبزیجات، شاخص ارزیابی خطر سلامت برای فلزات سنگین بر اساس میانگین دریافت روزانه به مقدار خوراکی مرجع محاسبه شد (جدول ۴-۱۹).

جدول ۴-۱۹- ارزیابی خطر سلامت

Pb	Zn	Cd	HRI
۰/۵۷	۰/۰۲	۰/۳۰	

در صورتی که مقدار شاخص HRI بزرگتر از ۱ باشد نشان دهنده خطر بسیار بالا از نظر مصرف روزانه سبزیجات است (Obiora *et al.* 2016, Qishlaqi *et al.* 2008). با توجه به نتایج به دست آمده شاخص ارزیابی خطر سلامت برای فلزات به صورت  $Pb > Cd > Zn$  است. گرچه این نتایج را می‌باید با احتیاط به کار برد چرا که محاسبه شاخص خطر سلامتی در این مطالعه تنها بر مصرف یک نوع سبزی استوار است و در مورد سایر پارامترها چون مصرف روزانه نیز عدم قطعیت‌هایی وجود دارد، با این حال نتایج ذکر شده می‌تواند معیار کلی در مورد احتمال وجود خطر سلامتی ناشی از حضور غلظت بالای فلزات در سبزیجات کاشت شده در نزدیکی سدهای باطله معدنی در منطقه مورد مطالعه باشد که می‌باید در مطالعات مد نظر قرار گیرد.

# فصل پنجم

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

## ۵-۱- مقدمه

آلودگی خاک به فلزات سنگین ناشی از معدن کاری، فرآوری یا کانه‌آرایی ماده معدنی و همچنین ذوب کانسنگ، یکی از جدی‌ترین منابع آلودگی خاک به حساب می‌آید. بنابراین ارزیابی آلودگی خاک در اطراف این منابع آلودگی و بررسی انتقال آلاینده‌های فلزی از خاک به سایر بخش‌ها از اهمیت زیادی برخوردار است. هدف از این پژوهش بررسی زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک‌های اطراف سدهای باطله فرآوری معدن سرب و روی ایرانکوه واقع در جنوب غرب اصفهان است. بدین منظور غلظت کل فلزات سنگین، میزان فلزات سنگین در فاز دسترس‌پذیر خاک و پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک (شامل ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی، رس، کربنات کلسیم و pH) بر اساس روش‌های استاندارد در خاک‌های کشاورزی اطراف سدهای باطله معدن ایرانکوه اندازه‌گیری شدند. همچنین میزان آلودگی فلزات سنگین در محصولات کشاورزی منطقه (گیاه ریحان) نیز تعیین گردید و نتایج مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. در این فصل، مهم‌ترین نتایج به دست آمده به صورت خلاصه ارائه می‌شود و پیشنهادهایی برای مطالعات آینده در منطقه عنوان می‌گردد.

## ۵-۲- نتایج

۱- بررسی پارامترهای فیزیکوشیمیایی در نمونه‌های خاک نشان داد که بافت اکثر نمونه‌ها لومی رسی ماسه‌ای و لومی ماسه‌ای است. همچنین pH نمونه‌ها در محدوده خنثی تا قلیایی قرار می‌گیرد که با توجه به رخنمون توالی‌های کربناتی در منطقه و بالا بودن درصد کربنات کلسیم اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک مورد مطالعه قابل توجیه است. میزان ماده آلی در برخی نمونه‌های خاک بالا است که احتمالاً به دلیل افزودن کودهای مرغی به خاک است که به شکل گسترده در خاک گلخانه‌های منطقه، مورد استفاده قرار می‌گیرد. همچنین با توجه به داده‌های حاصل از آنالیز XRD مشخص شد که مونت‌موریلونیت کانی

رسی غالب در نمونه‌های خاک است با این حال نمونه‌های خاک منطقه در رده CEC پایین تا متوسط قرار می‌گیرند که این نشان می‌دهد علاوه بر کانی‌های رسی، عوامل دیگر مانند درصد بالای ماسه و بالا بودن کربنات کلسیم نمونه‌های خاک بر ظرفیت تبادل کاتیونی آن تأثیر گذاشته است.

۲- بررسی توزیع سطحی فلزات سنگین در نمونه‌های خاک مورد مطالعه نشان داد که غلظت بالایی از فلزات Zn، Pb و Cd در نمونه شماره ۲۴ مشاهده می‌شود. نمونه شماره ۲۴ در نزدیکی سد باطله غیر فعال (خشک) و کارخانه فرآوری معدن ایرانکوه قرار دارد و احتمالاً فرسایش بادی توده‌های باطله باعث افزایش غلظت فلزات Zn، Pb و Cd در نمونه مجاور سد شده است. این مسأله بیانگر این است که باطله‌ها تأثیر زیادی بر غلظت فلزات در خاک‌های اطراف گذاشته است. همچنین بالاترین غلظت فلزات Cr (۱۰۹/۰ ppm)، Ni (۶۸/۰ ppm) و Cu (۶۱/۰ ppm) به ترتیب در نمونه‌های شماره در نمونه شماره ۲۵، ۲۶ و ۲۸ مشاهده می‌شود.

۳- مطالعه آمار توصیفی داده‌های مربوط به غلظت کل فلزات در نمونه‌های خاک مورد مطالعه نیز نشان داد که میانگین غلظت فلزات مورد مطالعه در خاک به صورت  $Zn > Pb > Cr > Cu > Ni > Cd$  تغییر می‌کند. همچنین با توجه به این مسأله که معمولاً فلزاتی که منشاء برونزاد در خاک دارند توزیع آن‌ها از حالت نرمال پیروی نکرده و ضریب تغییرات بالایی را نشان می‌دهند، بنابراین سه فلز Zn، Pb و Cd در خاک به احتمال زیاد از منابع انسانزاد (مرتبط با فعالیت معدن کاری و فرآوری) منشاء گرفته‌اند.

۴- نتایج مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین با برخی استانداردها و مقادیر مرجع جهانی، نشان داد که غلظت Zn، Pb و Cd و به مقدار کمتر Ni در نمونه‌های خاک بیش از میانگین خاک جهانی است. همچنین از مقایسه میانگین غلظت فلزات در نمونه‌های خاک با ترکیب میانگین پوسته‌ای و شیل میانگین نیز همین نتایج حاصل شد اما غلظت Ni در خاک‌های مورد مطالعه در مقایسه با شیل میانگین پایین‌تر است.

۵- بر اساس روابط بین فلزات و ضرایب همبستگی پیرسون، فلزات مورد مطالعه به دو گروه تقسیم گردیدند. همبستگی مثبت بین فلزات Zn، Pb و Cd نشانگر منشاء یکسان و یا رفتار ژئوشیمیایی مشابه آنها در نمونه‌های خاک است. همچنین همبستگی مثبت Cu با Zn به این دلیل است که این فلزات از نظر پتانسیل یونی در گروه کاتیون‌های محلول قرار می‌گیرند. گروه دوم شامل فلزات Ni، Cr، Al و Ti است که فلزاتی زمین‌زاد بوده و کمتر تحت تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد قرار دارند.

۶- از بین خواص فیزیکوشیمیایی خاک، بخش دانه ریز خاک با فلزات Zn، Pb و Cd همبستگی مثبت نشان می‌دهد. از طرفی بخش دانه ریز خاک با ماده آلی خاک همبستگی مثبت دارد. همچنین در نقاطی که ماده آلی بیشتر است CEC خاک نیز بالاتر است که این امر ناشی از تأثیر ماده آلی بر قابلیت جذب و انتقال فلزات در خاک است. بنابراین نمی‌توان استدلال کرد که فلزات Zn، Pb و Cd فقط توسط کانی رسی خاک جذب سطحی شده‌اند و با توجه به پایین بودن CEC خاک، می‌توان گفت CEC نمونه‌های خاک نه تنها به کانی‌های رسی بلکه به سایر پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک مانند بالا بودن میزان کربنات کلسیم در نمونه‌های خاک نیز وابسته است.

۷- بر اساس ضرایب غنی‌شدگی، فلزات مورد مطالعه به ۳ گروه تقسیم شدند. فلزات با ضریب غنی‌شدگی کمتر از ۲ (Cr)، فلزات با میانگین ضریب غنی‌شدگی بین ۲ تا ۱۰ (شامل Cu و Ni) و فلزات با میانگین ضریب غنی‌شدگی بالاتر از ۱۰ (Zn، Pb و Cd). بنابراین احتمالاً Ni، Cr و Cu عمدتاً منبع طبیعی و Pb، Zn و Cd عمدتاً منبع انسان‌زاد دارند.

۸- شاخص زمین‌انباشت برای فلزات Ni، Cr و Cu کمتر از صفر بوده که نشانگر عدم آلودگی خاک‌های مورد مطالعه به این فلزات است. محاسبه این شاخص برای فلزات Zn و Pb (به جز نمونه شماره ۲۴) و Cd نشانگر آلودگی متوسط تا شدید خاک منطقه مورد مطالعه به این فلزات است. نمونه شماره ۲۴ برای فلزات Zn و Pb آلودگی بی‌نهایت بالا را نشان می‌دهد. این نمونه به سد باطله غیر فعال (خشک) و کارخانه



فرآوری نزدیک است. همچنین Pb در نمونه شماره ۲۶ دارای شاخص زمین‌انباشت کمتر از صفر بوده که نشانگر عدم آلودگی یا آلودگی پایین است که دلیل آن فاصله بیشتر این نمونه با سدهای باطله است.

۹- با توجه به نتایج استخراج تک‌مرحله‌ای فلزات Zn، Pb و Cd در خاک منطقه مورد مطالعه و بررسی سهم غلظت دسترس‌پذیر فلزات از غلظت کل آن‌ها مشخص شد که سهم غلظت دسترس‌پذیر از غلظت کل برای فلز Cd (۴٪ تا ۶۰٪) از فلزات Zn (۱٪ تا ۲۲٪) و Pb (۱٪ تا ۱۸٪) بیشتر است.

۱۰- بررسی ضرایب همبستگی بین پارامترهای خاک و غلظت زیست‌دسترس‌پذیر فلزات نشان داد که غلظت زیست‌دسترس‌پذیر فلزات با درصد کربنات خاک همبستگی منفی دارد. بدین معنی که با افزایش درصد کربنات کلسیم خاک به علت تثبیت فلزات، میزان تحرک و زیست‌دسترس‌پذیری آن‌ها کاسته شده و در نتیجه به مقدار کمتری در دسترس گیاهان قرار می‌گیرند. همچنین به علت اضافه شدن مستمر کود آلی به خاک منطقه، خاک هنوز از نظر ماده آلی به حالت پایدار یا تعادل نرسیده است. بنابراین میزان کربنات خاک نسبت به سایر پارامترها بر دسترس‌پذیری فلزات بیشتر تأثیر گذار است.

۱۱- بررسی رابطه آماری بین غلظت کل و دسترس‌پذیر فلزات در خاک مشخص ساخت که افزایش غلظت کل فلز Cd باعث افزایش غلظت دسترس‌پذیر آن در خاک شده است. اما رابطه معناداری بین میزان غلظت زیست‌دسترس‌پذیر Pb و Zn و غلظت کل آن‌ها وجود ندارد. همچنین همبستگی مثبت بین میزان غلظت Cd دسترس‌پذیر و غلظت کل فلزات Pb و Zn را می‌توان تا حدی به رابطه همسو یا ناهمسو بین فلزات در محلول خاک مرتبط دانست. بنابراین می‌توان چنین استنباط کرد که دسترس‌پذیری Cd در خاک‌های منطقه مورد مطالعه، در حضور فلزات Zn و Pb افزایش یافته است.

۱۲- غلظت سه فلز Zn، Pb و Cd در نمونه‌های گیاه ریحان (در بخش ساقه، ریشه و برگ) که از زمین‌های کشاورزی مجاور سدهای باطله فرآوری معدن سرب و روی ایرانکوه برداشت گردیده است، مشخص کرد که ترتیب فراوانی غلظت فلزات در بخش‌های مختلف گیاهان به صورت ساقه > برگ > ریشه است که نشان

دهنده‌ی ظرفیت بالای ریشه این گیاه برای تجمع فلزات است و از نظر فلزی نیز ترتیب فراوانی غلظت فلزات مورد مطالعه در ریشه، ساقه و برگ به صورت  $Zn > Pb > Cd$  تغییر می‌کند. همچنین مقایسه غلظت فلزات مورد مطالعه در بخش خوراکی گیاهان با مقدار حد مجاز فلزات در سبزیجات نشان داد که غلظت دو فلز  $Pb$  و  $Cd$  بسیار بالاتر از غلظت مجاز آن در سبزیجات است اما غلظت  $Zn$  پایین‌تر از غلظت مجاز مربوطه است.

۱۳- نتایج محاسبه ضریب انتقال فلزات مورد مطالعه (TF) از خاک به گیاه، نشان داد که میانگین ضریب انتقال  $Cd$  نسبت به  $Zn$  و  $Pb$  بسیار بالاتر است. بنابراین می‌توان گفت  $Cd$  دارای تحرک و دسترس‌پذیری بالا است و دو فلز  $Pb$  و  $Zn$  دارای دسترس‌پذیری متوسط هستند که این نتیجه‌گیری با رفتار شناخته شده این فلزات در محیط خاک سازگار است.

۱۴- به منظور تعیین میزان آلودگی سبزیجات منطقه و خطرات ناشی از مصرف آن‌ها، میزان جذب روزانه فلزات سنگین به بدن هر فرد محاسبه شد و بر اساس محاسبات انجام شده میزان جذب روزانه فلزات سنگین به بدن هر فرد به صورت  $Zn > Pb > Cd$  به دست آمد. که دلیل آن غلظت بالاتر  $Zn$  نسبت به دو فلز دیگر در نمونه‌های گیاه است. همچنین شاخص ارزیابی خطر سلامت (HRI) برای فلزات سنگین بر اساس میانگین دریافت روزانه به مقدار خوراکی مرجع، محاسبه شد. با توجه به نتایج به دست آمده شاخص ارزیابی خطر سلامت برای فلزات  $Zn$ ،  $Pb$  و  $Cd$  به ترتیب برابر با  $۰/۰۲$ ،  $۰/۵۷$  و  $۰/۳۰$  محاسبه گردید. گرچه این نتایج را می‌باید با احتیاط به کار برد (چرا که محاسبه شاخص خطر سلامتی در این مطالعه تنها بر مصرف یک نوع سبزی استوار است و در مورد سایر پارامترها چون مصرف روزانه نیز عدم قطعیت‌هایی وجود دارد). این نتایج ذکر شده می‌تواند معیار کلی در مورد احتمال وجود خطر سلامتی ناشی از حضور غلظت بالای فلزات در سبزیجات کشت شده، در نزدیکی سدهای باطله معدنی در منطقه مورد مطالعه به دست دهد.

### ۵-۳- پیشنهادهایی برای مطالعات آینده

۱- بررسی روش‌های مختلف پاکسازی فیزیکی و شیمیایی خاک به منظور تعیین بهترین روش برای

پاکسازی خاک منطقه از فلزات سنگین

۲- بررسی کارایی افزودن مواد جاذب و تثبیت کننده (مانند کانی‌های رسی، زئولیت و آهک) به خاک

جهت کاهش تحرک و زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در خاک منطقه

۳- بررسی و ارزیابی آلودگی فلزی در انواع مختلف سبزیجات کشت شده در منطقه و تعیین رابطه آن با

آلودگی خاک و منابع انسانزاد و همچنین ارزیابی دقیق ریسک سلامتی ناشی از مصرف آن‌ها در طولانی

مدت

۴- بررسی گیاهان بومی و یا کشت نوع و گونه خاصی از گیاهان به منظور تعیین میزان قابلیت جذب

فلزات سنگین توسط آن‌ها، جهت انجام گیاه‌پالایی در خاک منطقه



# فهرست منابع

## منابع فارسی

- ایبای ج. ن، (۱۳۹۰)، "مبانی زمین‌شیمی زیست‌محیطی". فرید مر، سروش مدبری، گیتی فرقانی  
تهرانی چاپ اول، مرکز نشر دانشگاهی.
- پرورش م و سعادت س، (۱۳۹۱)، "روش‌های کاربردی پاک‌سازی آلاینده‌های زیست‌محیطی" چاپ  
اول، انتشارات سخن‌گستر.
- تیموری اصل ف، (۱۳۸۹)، پایان‌نامه ارشد: "بررسی رسوب‌شناسی و سنگ‌شناسی نهشته‌های  
ژوراسیک و شورابه‌های حوضه‌ای در شکل‌گیری کانسارهای منطقه ایرانکوه (جنوب غرب  
اصفهان)"، گروه زمین‌شناسی، دانشگاه اصفهان.
- داتنوف ل، المر و هوپر د، (۱۳۹۲)، "تغذیه معدنی گیاه و بیماری‌های گیاهی". ضیاءالدین بنی‌هاشمی،  
چاپ اول، انتشارات آبیژ.
- داودی فرد م، (۱۳۹۲)، پایان‌نامه ارشد: "توزیع عناصر جزئی و گونه‌سازی شیمیایی آن‌ها در  
خاک‌های اطراف معدن ایرانکوه"، جنوب غرب اصفهان، دانشگاه صنعتی شاهرود.
- رضایی ب، (۱۳۹۴)، "فلوتاسیون". چاپ ششم، دانشگاه هرمزگان.
- سرشتی ح، (۱۳۹۳)، "شیمی تجزیه در محیط زیست". چاپ دوم، انتشارات دانشگاه تهران.
- علی‌پور ص، (۱۳۸۴)، "مبانی اکتشاف بیوژئوشیمیایی در کشف ذخایر معدنی و مطالعات  
زیست‌محیطی". انتشارات دانشگاه ارومیه.
- غضبان ف و حاجی‌کاظمی ا، (۱۳۷۳)، "شواهد زمین‌شناسی و ژئوشیمیایی موجود در سنگ  
میزبان نهشته‌های سرب، روی و باریم در ناحیه ایرانکوه غرب ایران مرکزی". سمپوزیم  
معدن‌کاری ایران، ص ۴۹-۷۹.

- Abraham G. M. S., and Parker R. J. (2008). **“Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand”**. Environmental monitoring and assessment, 136(1-3), pp. **227-238**.
- Akkajit P., and Tongcumpou C. (2010). **“Fractionation of metals in cadmium contaminated soil: Relation and effect on bioavailable cadmium”**. Geoderma, 156(3), pp. **126-132**.
- Alloway B., and Ayres D. C. (1997). **“Chemical principles of environmental pollution”**. CRC press.
- Aswathanarayana U. (2005). **“Mineral resources management and the environment”**. CRC Press.
- Banerjee A. D. (2003). **“Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India”**. Environmental Pollution, 123(1), pp. **95-105**.
- Bohn H. L., Strawn D. G., and O'Connor G. A. (2015). **“Soil chemistry”**. John Wiley & Sons.
- Clemente R., Walker D. J., Roig A., and Bernal M. P. (2003). **“Heavy metal bioavailability in a soil affected by mineral sulphides contamination following the mine spillage at Aznalcóllar (Spain)”**. Biodegradation, 14(3), pp. **199-205**.
- Daldoul G., Souissi R., Souissi F., Jemmali N., and Chakroun H. K. (2015). **“Assessment and mobility of heavy metals in carbonated soils contaminated by old mine tailings in North Tunisia”**. Journal of African Earth Sciences, 110, pp. **150-159**.
- Deer W. A., Howie R. A., and Zussman J. (1992). **“An introduction to the rock-forming minerals”**. (Vol. 696). London: Longman.
- Duquesne S., Newton L. C., Giusti L., Marriott S. B., Stärk H. J., and Bird D. J. (2006). **“Evidence for declining levels of heavy-metals in the Severn Estuary and Bristol Channel, UK and their spatial distribution in sediments”**. Environmental Pollution, 143(2), pp. **187-196**.

- Davis A., Ruby M. V., and Bergstrom P. D. (1994). **“Factors controlling lead bioavailability in the Butte mining district, Montana, USA”**. Environmental Geochemistry and Health, 16(3-4), pp. **147-157**.
- Garrett R. G. (2000). **“Natural sources of metals to the environment”**. Human and ecological risk assessment, 6(6), pp. **945-963**.
- Gunn A. M., Hunt D. T., and Winnard D. A. (1989). **“The effect of heavy metal speciation in sediment on bioavailability to tubificid worms”**. In Environmental Bioassay Techniques and their Application. Springer Netherlands. pp. **487-496**.
- Farkas A., Erratico C., and Viganò L. (2007). **“Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po”**. Chemosphere, 68(4), pp. **761-768**.
- Fernandez-Turiel J. L., Aceñolaza P., Medina M. E., Llorens J. F., and Sardi F. (2001). **“Assessment of a smelter impact area using surface soils and plants”**. Environmental Geochemistry and Health, 23(1), pp. **65-78**.
- Feng M. H., Shan X. Q., Zhang S., and Wen B. (2005). **“A comparison of the rhizosphere-based method with DTPA, EDTA, CaCl<sub>2</sub>, and NaNO<sub>3</sub> extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley”**. Environmental Pollution, 137(2), pp. **231-240**.
- Florea A. M., and Büsselberg D. (2006). **“Occurrence, use and potential toxic effects of metals and metal compounds”**. Biometals, 19(4), pp. **419-427**.
- Kabata-Pendias A. (2010). **“Trace elements in soils and plants”**. CRC press.
- Kabata-Pendias A., and Pendias H. (2001). **“Trace elements in plants”**. Trace Element in Soils and Plants, pp. **73-98**.
- Kabata-Pendias A., and Mukherjee A. B. (2007). **“Trace elements from soil to human”**. Springer Science & Business Media.
- Kelm U., Helle S., Matthies R., and 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(2), pp. **365-376**.



- Kim J. Y., Kim K. W., Lee J. U., Lee J. S., and Cook J. (2002). **“Assessment of As and heavy metal contamination in the vicinity of Duckum Au-Ag mine, Korea”**. Environmental Geochemistry and Health, 24(3), pp. 213-225.
- Krishnamurti G. S., and Naidu R. (2008). **“Chemical speciation and bioavailability of trace metals”** Doctoral dissertation, John Wiley and Sons.
- Lewis D. W. (1984). Practical sedimentology Hutchinson Ross Publishing Company.
- Li Q., Wu Z., Chu B., Zhang N., Cai S., and Fang J. (2007). **“Heavy metals in coastal wetland sediments of the Pearl River Estuary, China”**. Environmental Pollution. 149(2), pp. 158-164.
- Liao J., Wen Z., Ru X., Chen J., Wu H., and Wei C. (2016). **“Distribution and migration of heavy metals in soil and crops affected by acid mine drainage: Public health implications in Guangdong Province, China”**. Ecotoxicology and environmental safety, 124, pp. 460-469.
- Lindsay W. L., and Norvell W. A. (1978). **“Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper”**. Soil science society of America journal, 42(3), pp. 421-428.
- Lottermoser B. G. (2010). **“Mine water. In Mine Wastes”**. Springer Berlin Heidelberg. pp. 119-203.
- Mehes-Smith M., Nkongolo K. K., Narendrula R., and Cholewa E. (2013). **“Mobility of heavy metals in plants and soil: a case study from a mining region in Canada”**. Am J Environ Sci, 9(6), pp. 483-493.
- Metson A. J. (1956). **“Methods of chemical analysis for soil survey samples”**. New Zealand Department of Scientific and Industrial Research Soil Bureau. *Bulletin*, (12), pp. 165-175.
- Mico C., Recatalá L., Peris M., and Sánchez J. (2006). **“Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis”**. Chemosphere, 65(5), pp. 863-872.
- Mirsal I. (2008). **“Soil pollution: origin, monitoring & remediation”**. Springer Science & Business Media.
- Muller G. (1969). **“Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River”**.
- Narwal R. P., and Singh B. R. (1998). **“Effect of organic materials on partitioning, extractability and plant uptake of metals in an alum shale soil”**. Water, Air, and Soil

- Pollution,  
103(1-4), pp. **405-421**.
- Nies D. H. (1999). “**Microbial heavy-metal resistance**”. Applied microbiology and biotechnology, 51(6), pp. **730-750**.
- Ngole V. M., and Ekosse G. I. E. (2012). “**Copper, nickel and zinc contamination in soils within the precincts of mining and landfilling environments**”. International Journal of Environmental Science and Technology, 9(3), pp. **485-494**.
- Novozamsky I., Lexmond T. M., and Houba V. J. G. (1993). “**A single extraction procedure of soil for evaluation of uptake of some heavy metals by plants**”. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 51(1-4), pp. **47-58**.
- Ortiz-Hernández L. E., Acevedo-Sandoval O. A., and Flores-Castro K. (2003). “**Early Cretaceous intraplate seamounts from Guanajuato, central Mexico: geochemical and mineralogical data**”. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 20(1), pp. **27-40**.
- Obiora S. C., Chukwu A., and Davies T. C. (2016). “**Heavy metals and health risk assessment of arable soils and food crops around Pb–Zn mining localities in Enyigba, southeastern Nigeria**”. Journal of African Earth Sciences, 116, pp. **182-189**.
- Page A. L., Miller R. H., and Keeney D. R. (1982). “**Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties**”. American Society of Agronomy. In Soil Science Society of America (Vol. 1159).
- Perk M. (2013). “**Soil and water contamination**”. CRC Press.
- Qishlaqi A., Moore F., and Forghani G. (2008). “**Impact of untreated wastewater irrigation on soils and crops in Shiraz suburban area, SW Iran**”. Environmental monitoring and assessment, 141(1-3), pp. **257-273**.
- Rastad E. (1981). “**Geological, Mineralogical, and Ore Facies Investigations on the Lower Cretaceous Stratabound Zn-Pb (Ba-Cu-) Deposits of the Irankuh Mountain Range, Esfahan, West Central Iran**”.
- Rattan R. K., Datta S. P., Chhonkar P. K., Suribabu K., and Singh A. K. (2005). “**Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater-a case study**”. Agriculture, Ecosystems & Environment, 109(3), pp. **310-322**.

- Rauret G. (1998). "Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment". *Talanta*, 46(3), pp. 449-455.
- Reeve R. N. (2002). "Introduction to environmental analysis" (Vol. 5). John Wiley & Sons.
- Reimann C., Filzmoser P., Garrett R., and Dutter R. (2011). "Statistical data analysis explained: applied environmental statistics with R". John Wiley & Sons.
- Selinus O., and Alloway B. J. (2013). "Essentials of medical geology". J. A. Centeno, R. B. Finkelman, R. Fuge, U. Lindh, P. Smedley (Eds.). New York, NY, USA. Springer. pp. 820.
- Sengupta M. (1993). "Environmental impacts of mining monitoring, restoration, and control". CRC Press.
- Siegel E. R. (2002). "Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals".
- Sungur A., Soylak M., Yilmaz E., Yilmaz S., and Ozcan H. (2015). "Characterization of heavy metal fractions in agricultural soils by sequential extraction procedure: the relationship between soil properties and heavy metal fractions". *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 24(1), pp. 1-15.
- Sutherland R. A., Tack F. M. G., Tolosa C. A., and Verloo M. G. (2000). "Operationally defined metal fractions in road deposited sediment, Honolulu, Hawaii". *Journal of Environmental Quality*, 29(5), pp. 1431-1439.
- Singh K. P., Mohan D., Singh V. K., and Malik A. (2005). "Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments-a tributary of the Ganges, India". *Journal of hydrology*, 312(1), pp. 14-27.
- Shan X., and Chen B. (1993). "Evaluation of sequential extraction for speciation of trace metals in model soil containing natural minerals and humic acid". *Analytical Chemistry*, 65(6), pp. 802-807.
- Smart R., Skinner W. M., Levay G., Gerson A. R., Thomas J. E., Sobieraj H., Schumann R., Weisener C. G., Weber P. A., Miller S. D. Stewart W. A., and Stewart W. A. (2002). "ARD test handbook: Project P387, A prediction and kinetic control of acid mine drainage". AMIRA, International Ltd, Ian Wark Research Institute, Melbourne, Australia.

- Tessier A., Campbell P. G., and Bisson M. (1979). “**Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals**”. *Analytical chemistry*, 51(7), pp. 844-851.
- Turekian K. K., and Wedepohl K. H. (1961). “**Distribution of the elements in some major units of the earth's crust**”. *Geological Society of America Bulletin*, 72(2), pp. 175-192.
- USEPA. (2014). “**United States Environmental Protection Agency, Integrated risk information system**”. (<http://www.epa.gov/iris/>).
- Wang X., Ding, W., Nan Z., Liao Q., and Wu W. (2013). “**Fraction of Cd in oasis soil and its bioavailability to commonly grown crops in Northwest China**”. *Environmental earth sciences*, 70(1), pp. 471-479.
- Walkley A., and Black I. A. (1934). “**An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method**”. *Soil science*, 37(1), pp. 29-38.
- Weissenhorn I., Leyval C., and Berthelin J. (1995). “**Bioavailability of heavy metals and abundance of arbuscular mycorrhiza in a soil polluted by atmospheric deposition from a smelter**”. *Biology and Fertility of Soils*, 19(1), pp. 22-28.
- WHO/FAO, (2007). “**Joint FAO/WHO Food Standard Programme Codex Alimentarius Commission 13th Session**”. Report of the Thirty Eight Session of the Codex Committee on Food Hygiene. Houston, United States of America. ALINORM 07/30/13.
- Xu D., Zhou P., Zhan J., Gao Y., Dou C., and Sun Q. (2013). “**Assessment of trace metal bioavailability in garden soils and health risks via consumption of vegetables in the vicinity of Tongling mining area, China**”. *Ecotoxicology and environmental safety*, 90, pp. 103-111.
- Ye Z. H., Shu W. S., Zhang Z. Q., Lan C. Y., and Wong M. H. (2002). “**Evaluation of major constraints to revegetation of lead/zinc mine tailings using bioassay techniques**”. *Chemosphere*, 47(10), pp. 1103-1111.
- Young S. D. (2013). “**Chemistry of heavy metals and metalloids in soils**”. In *Heavy metals in soils*. Springer Netherlands. pp. 51-95.
- Zhuang P., McBride M. B., Xia H., Li N., and Li Z. (2009). “**Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China**”. *Science of the Total Environment*, 407(5), pp. 1551-1561.

Zimmerman A. J., and Weindorf D. C. (2010). **“Heavy metal and trace metal analysis in soil by sequential extraction: a review of procedures”**. International Journal of Analytical Chemistry. pp. **1-7**.

Zhang L., Ye X., Feng H., Jing Y., Ouyang T., Yu X., Liang R., Gao C., and Chen W. (2007). **“Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China”**. Marine pollution bulletin, 54(7), pp. **974-982**.



## **Abstract:**

Irankuh Pb-Zn mine is located as one of the largest Pb-Zn mines in Iran has a great potential to become a source for contamination of surrounding soils through extraction and processing of ores. To evaluate the bioavailability of heavy metals in soils around this mine and processing tailings dams, 31 soil samples, and 7 samples of plant (*Ocimum basilicum*) of agricultural land were collected and physicochemical parameters along with the concentration of heavy metals were measured. According to the results obtained, most samples are Sandy loam and sandy clay loam in texture. Average pH, OM, CEC and CaCO<sub>3</sub> were found as 7.82, 1.76 %, 10.76 meq/100 gr and 43.92%, respectively. Spatial variability analysis of metal concentrations showed that concentrations of Zn, Pb and Cd are elevated near Irankuh mine and processing tailings dams. The correlation coefficient showed there is high correlation between these metals and clay size fraction of soil samples. Also Enrichment factor and Geo-accumulation indexes hints to considerable soil pollution by Zn, Pb and Cd. Single extraction (DTPA) results revealed that bioavailability of the metals in the soil depends on calcium carbonate percent in soils. However, cadmium has a more proportion of bioavailability (4 % to 60 %) as compared to the metals Zn (1 % to 22 %) and Pb (1 % to 18 %). Concentration of metals in plants varies as stem > leaf > root and in different parts of the plant as Zn > Pb > Cd. Concentrations of Pb and Cd in edible portions of the plant are significantly higher than their permissible concentrations in vegetables. Calculation of transfer factor for different metals also showed that Cd has high availability where Zn and Pb have moderate availability to transfer from soil to plant. Based on the obtained results, there is the risk in terms of daily intake of vegetables with high contents of heavy metals for consumers around the tailings dams.

**Key words:** Irankuh Pb-Zn mine, Bioavailability, Heavy metals, Processing tailing dams, Single extraction.



Shahrood University of Technology  
Faculty of Geosciences  
MSc Thesis in Environmental geology

**An investigation on bioavailability of heavy metals in soils around tailing  
dam of Irankuh Pb-Zn mine, SW Esfahan**

**By: Mahsa Rokhbar**

**Supervisor:**

**Dr. Afshin Qishlaqi**

**Advisor:**

**Dr. Giti Forghani**

September 2016