

汤波,赵佐平,宋凤敏,等. 汉江上游铅锌尾矿区土壤环境效应[J]. 江苏农业科学,2016,44(8):470-473.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.08.135

# 汉江上游铅锌尾矿区土壤环境效应

汤波<sup>1,2,3</sup>, 赵佐平<sup>1,3</sup>, 宋凤敏<sup>1,3</sup>, 段敏<sup>1,3</sup>, 李琛<sup>1,3</sup>, 王彦民<sup>1,3</sup>, 刘智峰<sup>1,3</sup>

(1. 陕西理工学院化学与环境学院,陕西汉中 723001; 2. 西安科技大学地质与环境学院,陕西西安 710054;  
3. 秦巴山区生物资源综合开发协同创新中心,陕西汉中 723001)

**摘要:**以陕西省南部某铅锌矿区为研究对象,采用电感耦合等离子体原子发射光谱法(ICP-AES)测定土壤铜(Cu)、锌(Zn)、铅(Pb)、锰(Mn)、锆(Ge)、镍(Ni)含量,采用欧洲参考交流局(BCR)修正的顺序提取技术进行重金属形态分析;测定土壤脲酶、酸性磷酸酶、蔗糖酶、过氧化氢酶活性。结果表明:尾砂堆积对周边土壤的重金属含量影响明显,6种重金属乙酸提取态含量较高,容易迁移至土壤环境,风险评估编码法(RAC)重金属生态评价结果为Cu、Zn、Pb、Ge、Ni等5种重金属的生态风险评价等级为中等,Mn的生态风险等级为低;重金属复合污染对土壤过氧化氢酶、脲酶活性呈抑制作用,对蔗糖酶、磷酸酶活性具有激活作用。

**关键词:**铅锌矿区;重金属复合污染;土壤酶

**中图分类号:** X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)08-0470-04

近年来矿产开采活动日益频繁,由于尾矿、废石的堆放,占用了大量土地,污染周围环境,破坏了生态系统平衡。由于空气氧化、雨水淋溶等自然作用,尾矿、废石中的重金属会进入矿区及周边土壤、地表水及地下水,使环境生态问题不断恶化<sup>[1]</sup>。土壤酶是由微生物、土壤动物、植物根系和生物残体等释放到土壤中的一类具有催化作用的生物活性物质,是土壤系统中生物化学反应过程的主要参与者,它与土壤发育、土壤肥力形成、土壤环境净化等息息相关<sup>[2-3]</sup>。众多研究表明,土壤重金属的毒性、生物有效性、迁移转化特点,以及重金属对土壤酶的影响机理与效果都不仅与单一重金属含量相关,而且更加

明显地受重金属的赋存形态和多种重金属复合污染的影响<sup>[4]</sup>。因此,开展矿区土壤重金属形态分布特征、多种重金属复合污染特点及其对土壤酶影响的研究,其意义远大于单因素污染的研究。本研究探讨了陕西省南部燕子砭铅锌矿区周边土壤重金属的复合污染特征及其对土壤酶活性的影响,旨在为汉江上游铅锌尾矿区土壤生态保护提供科学的理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

研究区位于陕西省西南部的宁强县,该县位于陕西省、四川省、甘肃省的交界处,长江的最大支流——汉江就发源于此,因此宁强县有“千里汉江第一城”之美誉。该县境内富含数十种金属、非金属矿藏,主要有铁(Fe)、铜(Cu)、锰(Mn)、锌(Zn)、金(Au)等,区域成矿条件优越,被李四光先生誉为“中国的乌拉尔”<sup>[3]</sup>。本研究中的燕子砭铅锌矿地处陕西省宁强县、略阳县、勉县的三角地带,降水量充沛,地表雨水径流活跃,而且山区人口较多,耕地农田面积较大,所以该

收稿日期:2015-10-21

基金项目:陕西省教育厅专项科研计划(编号:14JK1136);秦巴山区生物资源综合开发协同创新中心自然科学基金项目[编号:QBXT-Z(P)-15-17]。

作者简介:汤波(1980—),女,陕西汉中,人,博士研究生,讲师,研究方向为土壤面源污染、矿山环境污染及修复治理。E-mail:czhatb@163.com。

20、50、80、100 m处污染较重,基本处于中度污染水平;Pb(0 m除外)、Zn整体处于未累积状况,属于清洁水平。

从综合污染指数来看,Pb、Cu、Cr、Zn 4种元素综合污染状况表现为距煤矸山愈远污染程度愈轻的趋势;垂直方向上表现出深层(40~100 cm)土壤的污染程度高于表层(0~40 cm)土壤。

## 参考文献:

- [1] 苏光全,何书金,郭焕成. 矿区废弃土地资源适宜性评价[J]. 地理科学进展,1998,17(4):39-46.
- [2] 卞正富. 国内外煤矿区土地复垦研究综述[J]. 中国土地科学,2000,14(1):6-11.
- [3] 王孝本,林玉利. 煤矿矸石山生态系统的演替[J]. 国土与自然资源研究,2000(1):44-45.

- [4] 王金达,刘景双,于君宝. 沈阳市城区土壤和灰尘中铅的分布特征[J]. 中国环境科学,2003,23(3):300-304.
- [5] 韦朝阳,张立城,何书金,等. 我国煤矿区生态环境现状及综合整治对策[J]. 地理学报,1997,52(4):300-307.
- [6] 陈峰,胡振琪,柏玉,等. 矸石山周围土壤重金属污染的生态风险评价[J]. 农业环境科学学报,2006,25(增刊):575-578.
- [7] 曹斌,何松洁,夏建新. 重金属污染现状分析及其对策研究[J]. 中央民族大学学报:自然科学版,2009,18(1):29-33.
- [8] 武冬梅,张建红,吕珊兰,等. 山西矿区矸石山复垦种植施肥策略[J]. 自然资源学报,1998,13(4):333-336.
- [9] 胡克宽,王英俊,张玉岱,等. 渭北黄土高原苹果园土壤重金属空间分布及其累积性评价[J]. 农业环境科学学报,2012,31(5):934-941.
- [10] 史崇文,赵玲芝,郭新波,等. 山西土壤元素背景值及其特征[J]. 华北地质矿产杂志,1994,9(2):188-196.

地区由矿产开采和选矿而产生的废石、尾矿对周边农田土壤的重金属污染不可小觑。

1.2 采样点布设及采集

在铅锌矿尾矿坝的坝顶、坝坡、下游及周边农田土壤中采集土样 19 个(其中对照 1 个,标为 W19),尾砂样品 2 个。采样时间是 2014 年 8 月,采用“S”形多点采样法<sup>[5]</sup>。采集 0 ~

20 cm 深度的表土,剥除表层杂草、枯枝等,在采样点不同位置分别采样 3 次,然后混合均匀作为 1 个样品。用全球定位系统(GPS)仪对每个采样点进行定位,并详细记录采样点环境状况,将样品保存在密封塑料袋中,依次编号。土样及尾砂经过风干、磨碎、过 100 目尼龙筛后,用塑封袋保存。采样点分布及坐标如图 1、表 1 所示。

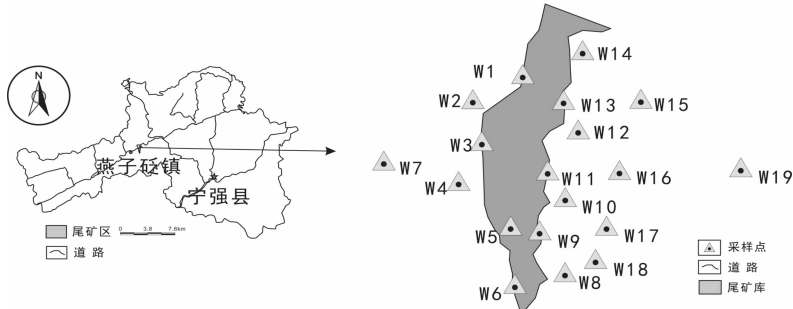


图1 宁强县燕子砭铅锌尾矿库周边采样点分布

表 1 燕子砭铅锌尾矿库周边采样点坐标

样品号	纬度	经度
W1	32°55′18.85″N	105°57′3.50″E
W2	32°55′18.12″N	105°57′1.39″E
W3	32°55′16.31″N	105°59′2.92″E
W4	32°55′14.05″N	105°57′1.01″E
W5	32°55′10.55″N	105°57′4.50″E
W6	32°55′7.21″N	105°57′5.11″E
W7	32°55′16.02″N	105°56′59.22″E
W8	32°55′7.72″N	105°57′8.56″E
W9	32°55′10.60″N	105°57′6.62″E
W10	32°55′12.32″N	105°57′9.09″E
W11	32°55′14.66″N	105°57′7.51″E
W12	32°55′16.73″N	105°57′11.07″E
W13	32°55′19.12″N	105°57′8.33″E
W14	32°55′22.79″N	105°57′9.74″E
W15	32°55′18.84″N	105°57′13.01″E
W16	32°55′14.67″N	105°57′12.07″E
W17	32°55′11.86″N	105°57′11.16″E
W18	32°55′9.92″N	105°57′9.64″E
W19	32°55′15.36″N	105°57′17.35″E

1.3 样品分析测定

土壤基本化学性质均采用土壤农业化学分析法测定:土壤 pH 值采用电位法测定<sup>[6]</sup>,液土质量比为 2.5 : 1;有效磷含量采用钼蓝比色法测定<sup>[6]</sup>;碱解氮含量采用碱解氮扩散法测定<sup>[6]</sup>;有机质含量采用重铬酸钾氧化法测定<sup>[6]</sup>。

土壤重金属总量根据国家地质实验中心标准(Q/GD001—2002)测定。采用 HNO<sub>3</sub> - HF - HClO<sub>4</sub> 法消解土壤,然后用电感耦合等离子体原子发射光谱法(ICP - AES)<sup>[3]</sup>测定 Cu、Zn、铅(Pb)、Mn、锆(Ge)、镍(Ni)含量。重金属形态分

析采用欧洲参考交流局(BCR)修正的顺序提取技术<sup>[7]</sup>。

土壤脲酶活性采用靛酚蓝比色法测定<sup>[8]</sup>,以 NH<sub>3</sub> - N 计;土壤酸性磷酸酶活性采用磷酸苯二钠比色法测定<sup>[9]</sup>,以苯酚计;土壤蔗糖酶活性采用 3,5 - 二硝基水杨酸比色法测定<sup>[9]</sup>,以葡萄糖计;土壤过氧化氢酶活性采用高锰酸钾滴定法测定<sup>[10]</sup>,以 0.1 mol/L KMnO<sub>4</sub> 计。

数据处理采用 Excel、Minitab 软件进行。

土壤潜在风险评价采用基于形态学的风险评价编码法(RAC)重金属风险评价法<sup>[11]</sup>,见表 2。

表 2 RAC 风险评价分级情况

乙酸可提取态分布比例	风险等级
<1%	无
1% ~ 10%	低
11% ~ 30%	中
31% ~ 50%	高
>50%	很高

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质

由表 3 可见,土壤粒径分布在 0.05 ~ 2.00、0.01 ~ 0.05 mm 的平均比例分别为 38.6%、32.9%,表明土壤颗粒孔隙度较大,黏性较差,透水性好,土壤肥力容易流失,而且重金属容易被淋滤。土壤 pH 值范围是 5.9 ~ 7.5,平均为 6.5,属于中性偏弱酸性土壤,容易增加重金属对土壤生态环境的潜在危害。由表 4 可见,研究区域基本为农田,施肥量较大,土壤有机质含量均值处于Ⅱ级肥力水平<sup>[12]</sup>,土壤有效氮平均含量处于Ⅰ级肥力水平<sup>[12]</sup>,土壤有效磷含量均值处于Ⅱ级肥力水平<sup>[12]</sup>,土壤速效钾含量均值处于Ⅱ级肥力水平,这也反映研究区土壤颗粒孔隙度较大,土壤肥力的流失状况比较严重。

表 3 土壤理化性质

项目	颗粒含量(%)				pH 值
	0.05 ~ 2.00 mm	0.01 ~ 0.05 mm	0.001 ~ 0.01 mm	<0.001 mm	
范围	12.8 ~ 52.1	7.7 ~ 58.3	7.1 ~ 44.8	4.9 ~ 21.5	5.9 ~ 7.5
平均值(标准差)	38.6(7.4)	32.9(11.2)	20.5(6.9)	10.2(3.8)	6.5(2.1)

表 4 土壤肥力状况

项目	有机质含量 (g/kg)	有效氮含量 (mg/kg)	有效磷含量 (mg/kg)	速效钾含量 (mg/kg)
范围	4.4~20.3	61.3~130.2	4.3~19.8	54.6~129.2
平均值(标准差)	13.1(4.9)	102.4(17.6)	9.2(7.3)	80.3(13.7)
分级	有机质含量 (g/kg)	有效氮含量 (mg/kg)	有效磷含量 (mg/kg)	速效钾含量 (mg/kg)
I 级	>15*(22.2**)	>90*(88.9**)	>10*(11.1**)	>12*(5.6**)
II 级	10~15*(66.7**)	60~90*(11.1**)	5~10*(82.3**)	80~120*(44.4**)
III 级	<10*(11.1**)	<60*(0.0**)	<5*(5.6**)	<80*(50.0**)

注:“\*”表示土壤肥力分级标准,单位同对应含量;“\*\*”表示样品达到分级标准的百分率,%。

2.2 土壤重金属含量

由表 5 可知,在重金属全量方面,与陕西省土壤背景值<sup>[13]</sup>相比,本研究中心尾矿周边的 18 个采样点 Cu、Zn、Pb、Ge、Mn、Ni 含量平均值超过当地土壤背景值,分别是背景值的 2.4、3.1、4.1、23.8、1.9、1.5 倍。而远离尾矿库的对照点重金属全量与陕西省土壤背景值非常相近,这说明燕子砭尾矿库的尾砂堆积对周边土壤的重金属含量影响十分明显。其中影响最大的是 Ge 元素,其次是 Pb、Zn、Cu。从各元素含量变异系数看,Mn、Pb 含量的变异系数最大,分别为 84.5%、64.5%,说明这 2 种元素在一定程度上受到外界干扰影响较大<sup>[12,14]</sup>。从乙酸提取态含量看,Cu、Zn、Pb、Ge、Mn、Ni 乙酸

提取态含量分别占对应全量的 14.0%、20.9%、13.3%、12.4%、7.7%、13.2%,该研究区域土壤属于中性偏弱酸性。重金属的乙酸提取态含量越高,表明重金属越容易迁移至土壤环境,对于该区域的土壤生态潜在威胁越大。对照 W19 采样点远离尾矿库,其重金属全量以及乙酸提取态含量均低于尾矿周边 18 个土壤的平均含量,且接近背景值,说明该样点未受到尾矿重金属的影响或影响较小。18 个土样 Cu、Zn、Pb、Ge、Mn、Ni 全量平均值分别是对照的 2.3、3.3、5.0、17.2、2.0、2.2 倍,乙酸提取态含量平均值分别是对照的 2.4、1.7、5.0、5.3、1.6、5.1 倍,说明尾矿库对周边土壤重金属污染比较明显。

表 5 土壤重金属全量及乙酸提取态含量分析

项目	全量(mg/kg)						乙酸提取态含量(mg/kg)					
	Cu	Zn	Pb	Ge	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Ge	Mn	Ni
最大值	116.0	478.0	227.0	63.0	4 353.0	77.4	13.6	106.6	48.1	11.4	124.9	9.5
最小值	24.0	103.0	28.2	33.1	496.0	22.7	2.5	12.6	2.1	2.2	30.7	1.0
平均值	50.7	210.6	87.3	42.9	1 052.0	42.4	7.1	44.0	11.6	5.3	81.4	5.6
标准差	22.4	102.2	56.3	7.8	889.5	13.5	4.2	30.0	11.8	2.7	27.3	2.5
变异系数(%)	44.2	48.5	64.5	18.1	84.5	31.8	58.6	68.3	101.7	51.3	33.6	45.2
对照	22.1	64.7	17.3	2.5	531.8	19.6	2.9	25.9	2.3	1.0	50.3	1.1
陕西省土壤背景值	21.4	69.0	21.4	1.8	557.0	28.8						

2.3 RAC 重金属风险评价

RAC 风险评价法是基于重金属形态分析的重金属潜在风险评价方法<sup>[10]</sup>。传统重金属污染评价都是对重金属总量进行评价,这些方法仅可了解重金属污染程度,不能有效评价重金属的迁移性、活性和潜在生态危害性。所以将重金属总量评价与重金属形态分析评价相结合,才能为土壤重金属污染防治提供更加科学有效的依据<sup>[10]</sup>。

如表 6 所示,从采样点的重金属乙酸可提取态比例的平均值看,Cu、Zn、Pb、Ge、Ni 等 5 种重金属的生态风险评价等级为中等,Mn 的生态风险等级为低。从乙酸可提取态的分布比例范围看,各采样点的 Zn 元素生态风险评价等级均属于中等,其他 4 种重金属元素的生态风险等级都是在部分区域呈中等风险,部分区域呈低风险。

2.4 矿区土壤酶活性

由表 7 可知,从酶活性平均值来看,18 个污染土壤样品的过氧化氢酶、蔗糖酶、磷酸酶、脲酶活性分别是对照的 47%、171%、114%、58%,说明重金属复合污染对土壤过氧化氢酶、脲酶活性呈现出抑制作用,对蔗糖酶、磷酸酶具有激活作用。

由表 8 可见,过氧化氢酶活性与 Cu、Zn、Pb、Ge、Mn、Ni 等 6 种金属全量均呈负相关,其中与 Cu、Zn、Pb 全量呈极显著负

表 6 RAC 生态风险评价结果

重金属	乙酸可提取态分布比例 (%)	平均值 (%)	RAC 生态风 险评价等级
Cu	3.2~25.9	12.1	中
Zn	10.3~29.4	16.0	中
Pb	3.4~33.4	13.3	中
Ge	4.8~22.0	11.3	中
Mn	2.0~18.4	9.8	低
Ni	2.6~23.8	13.6	中

水平;蔗糖酶活性与 6 种重金属全量均呈正相关,其中分别与 Cu、Pb 全量呈极显著正相关。脲酶活性与 6 种重金属全量均呈负相关,其中分别与 Cu、Pb 全量呈极显著、显著负相关。由土壤酶活性与重金属乙酸提取态含量的相关性可知,过氧化氢酶活性与 6 种重金属乙酸提取态含量均呈负相关,相关;磷酸酶活性与 6 种重金属全量均呈正相关,并未达到显著其中分别与 Zn、Cu 呈极显著、显著负相关。蔗糖酶活性与 Mn 的乙酸提取态含量呈负相关,与其余 5 种重金属呈正相关,其中与 Pb 呈极显著正相关。磷酸酶活性与 Zn 的乙酸提取态含量呈负相关,与其余 5 种重金属呈正相关,但均未达到显著水平;脲酶活性与 6 种重金属的乙酸提取态含量呈负相关,其中与 Pb、Ge 呈极显著负相关。

表 7 土壤酶活性

样点	酶活性			
	过氧化氢酶 (mL/g)	蔗糖酶 [mg/(d·g)]	磷酸酶 [μg/(d·g)]	脲酶 [mg/(d·g)]
W1	0.92	38.31	17.62	1.82
W2	0.74	56.24	28.13	0.51
W3	2.94	49.15	16.32	1.91
W4	3.23	27.25	26.10	1.67
W5	4.78	21.16	20.54	2.84
W6	3.80	35.68	23.37	0.95
W7	3.84	35.89	18.20	1.60
W8	2.73	29.42	16.96	1.62
W9	1.56	27.53	16.35	1.84
W10	2.99	61.24	18.24	0.86
W11	2.32	19.75	17.26	2.10
W12	1.91	35.52	19.90	1.65
W13	2.64	29.34	29.45	2.11
W14	4.25	25.13	22.68	1.72
W15	3.94	23.62	9.21	1.81
W16	4.15	40.22	14.31	1.55
W17	4.40	12.26	15.42	1.80
W18	3.31	23.35	17.24	1.64
平均值	3.03	32.84	19.29	1.67
标准差	0.94	9.95	3.90	0.33
对照	6.45	19.20	16.91	2.86
变异系数	31%	30%	20%	20%

由此可见,过氧化氢酶和脲酶在重金属影响下最敏感,这可能是由于重金属与过氧化氢酶、脲酶的中心活性基团结合,生成稳定的络合物,与底物产生竞争性抑制作用;也可能是重金属对土壤微生物生长产生抑制作用,阻碍了其体内酶的分泌<sup>[14]</sup>。但与此同时,蔗糖酶、磷酸酶活性与重金属全量、乙酸提取态含量的关系以正相关为主,即重金属对其具有一定激活作用,这可能是由于蔗糖酶、磷酸酶的中性活性基团与底物结合时,重金属离子起到辅基作用,促进了酶与底物的配位结合作用<sup>[14]</sup>。

3 结论

本研究中的铅锌矿区土壤 Cu、Zn、Pb、Ge、Mn、Ni 等 6 种重金属含量平均值超过当地土壤背景值,而且尾矿周边 18 个采样点重金属全量及乙酸提取态含量均高于对照,说明尾砂堆积对周边土壤的重金属含量影响十分明显。Cu、Zn、Pb、Ge、Mn、Ni 乙酸提取态含量分别占对应全量的 14.0%、20.9%、13.3%、12.4%、7.7%、13.2%,容易迁移至土壤环境,对该区域的土壤生态有较大的潜在威胁。RAC 重金属生态评价结果显示,Cu、Zn、Pb、Ge、Ni 等 5 种重金属的生态风险评价等级为中等,Mn 的生态风险等级为低。通过对比 18 个污染土壤样品与对照土壤酶活性,污染土壤中过氧化氢酶,蔗糖酶、磷酸酶、脲酶活性分别是对照的 47%、171%、114%、58%,说明重金属复合污染对土壤过氧化氢酶、脲酶活性有抑

表 8 土壤酶活性与重金属全量、乙酸提取态含量的相关性分析

元素全量	相关系数				乙酸提取态量	相关系数			
	过氧化氢酶活性	蔗糖酶活性	磷酸酶活性	脲酶活性		过氧化氢酶活性	蔗糖酶活性	磷酸酶活性	脲酶活性
Cu	-0.628 **	0.682 **	0.323	-0.638 **	Cu	-0.541 *	0.586 *	0.292	-0.368
Zn	-0.671 **	0.303	0.159	-0.356	Zn	-0.665 **	0.331	-0.029	-0.266
Pb	-0.821 **	0.613 **	0.186	-0.477 *	Pb	-0.392	0.752 **	0.272	-0.593 **
Ge	-0.280	0.307	0.110	-0.250	Ge	-0.255	0.396	0.277	-0.606 **
Mn	-0.246	0.090	0.037	-0.217	Mn	-0.533	-0.081	0.313	-0.072
Ni	-0.402	0.217	0.257	-0.314	Ni	-0.119	0.006	0.235	-0.144

注:“\*”“\*\*”分别表示在 0.05、0.01 水平上显著相关。

制作用,对蔗糖酶、磷酸酶活性具有激活作用。

过氧化氢酶和脲酶在重金属影响下最敏感,6 种重金属全量及乙酸提取态含量均与其活性呈负相关,且基本与 Cu、Zn 等元素的相关性达到显著或极显著。蔗糖酶活性与重金属全量呈正相关,激活作用比较明显。磷酸酶活性与重金属全量呈正相关,虽无显著相关关系,但在一定程度上说明重金属对磷酸酶具有激活作用。

参考文献:

[1]廖国礼. 典型有色金属矿山重金属迁移规律与污染评价研究[D]. 长沙:中南大学,2005.

[2]苗旭锋,肖细元,郭朝晖,等. 矿冶区重金属污染土壤肥力特征及生态修复潜力分析[J]. 环境科学与技术,2010,33(7):115-119.

[3]宋凤敏,张兴昌,李琛,等. 陕西略阳某铁矿尾矿库区重金属剖面分布特征[J]. 水土保持学报,2014,28(5):264-269.

[4]姜素,陆华,曹瑞祥,等. 某铁矿尾矿库及周边土壤重金属污染评价[J]. 环境科学与技术,2014,37(增刊):274-278.

[5]黄兴星,朱先芳,唐磊,等. 密云水库上游某铁矿区土壤重金属含量及形态研究[J]. 中国环境科学,2012,32(9):1632-1639.

[6]中国环境监测总站. 土壤元素的近代分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社,1992.

[7]王利军,卢新卫,荆淇,等. 宝鸡长青镇铅锌冶炼厂周边土壤重金属污染研究[J]. 农业环境科学学报,2012,31(2):325-330.

[8]王全辉,董元杰,邱现奎,等. 泰山景区土壤重金属污染及其对土壤酶活性的影响[J]. 水土保持学报,2011,25(2):181-184.

[9]王志楼,谢学辉,王慧萍,等. 典型铜尾矿库周边土壤重金属复合污染特征[J]. 生态环境学报,2010,19(1):113-117.

[10]杨维,高雅玲,康志勇,等. 毗邻铁矿的景区土壤重金属形态及生物有效性[J]. 环境科学与技术,2010,33(11):82-86.

[11]海米提·依米提,祖皮艳木·买买提,李建涛,等. 焉耆盆地土壤重金属的污染及潜在生态风险评价[J]. 中国环境科学,2014,34(6):1523-1530.

[12]陈岩,季宏兵,朱先芳,等. 北京市得田沟金矿和崎峰茶金矿周边土壤重金属形态分析和潜在风险评价[J]. 农业环境科学学报,2012,31(11):2142-2151.

[13]中国环境监测总站. 中国元素背景值[M]. 北京:中国科学出版社,1990.

[14]郭伟,赵仁鑫,张君,等. 内蒙古包头铁矿区土壤重金属污染特征及其评价[J]. 环境科学,2011,32(10):3099-3105.