

上虞某铅锌矿区周边土壤植物重金属含量及其污染评价*

王莹¹ 赵全利¹ 胡莹² 杜心³ 葛伟¹ 刘文菊^{1**}

(1. 河北农业大学资源与环境科学学院, 保定, 071001; 2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京, 100085;
3. 中国铝业集团安全环保健康部环保健康处, 北京, 100082)

摘要 以浙江上虞某废弃铅锌尾矿为中心点, 调查分析了其周边不同采样点(抛荒稻田、污染稻田、林地及普通稻田)土壤和植物中重金属含量及污染状况。结果表明, 尾矿周边各采样点土壤 As、Zn、Pb 和 Cu 平均含量为 $328 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $1760 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $2708 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $287 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 以国家土壤环境质量三级标准作为评价依据进行污染评价, 污染稻田和林地土壤综合污染指数均大于 3, 属于重度污染, 普通稻田综合污染指数为 2.88, 属于中度污染。人工栽培植物其体内重金属含量均表现为根系大于地上部。在各采样点中呈现: 抛荒稻田 > 污染稻田 > 普通稻田, 与各采样点土壤中重金属含量相一致; 参照国家农产品安全质量标准 GB18406.1—2001, 蔬菜中 As、Pb 限量标准分别为 $0.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 萝卜可食部位砷和铅分别超标 5 倍和 220 倍。野生植物体内 As、Zn、Pb 和 Cu 平均含量分别为 $3.69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $73.23 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $16.32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $62.20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。而污染稻田和普通稻田水稻可食部位重金属污染评价结果表明, 污染稻田中水稻籽粒为轻度污染, 而普通稻田处在警戒限, 由此可见, 该尾矿周边农田重金属 As、Pb、Zn 和 Cu 的污染不容忽视。

关键词 铅锌矿, 土壤, 植物, 水稻, 重金属污染。

我国是矿业大国, 矿山在我国中南部和西南部的湖南、浙江、云南、广西、广东等省区广泛分布^[1]。而铅锌矿是我国的优势矿种, 其矿产资源比较丰富, 生产能力、消费量、出口量都居世界前列^[2], 铅锌矿开采和冶炼产生的废水、废渣, 使矿山周边土壤不断富集重金属, 造成周边土壤和植物重金属污染^[3]。此外露天堆存的铅锌尾矿又是一类 Pb 和 Zn 含量极高同时能伴生许多其它重金属的污染源, 这已引起国内外广泛关注^[4-7]。有研究表明, 铅锌矿周边土壤中经常富集 Pb、Zn、Cu 等重金属以及类金属元素 As, 这些重金属在土壤中的含量会超过限定值的几十倍甚至几百倍^[8-11]。重金属不仅改变土壤性质, 毒害植物, 同时也影响作物生长, 使食品质量下降, 甚至有可能造成农田抛荒。重金属也可通过食物链直接经口摄入人体或者通过农民的劳作行为间接进入人体, 从而严重影响当地居民的生活质量和身体健康^[12-14]。

本文以浙江上虞市某废弃铅锌尾矿为中心点, 对其周边土壤和植物重金属含量进行调查分析及污染评价, 揭示该铅锌尾矿区周边土壤和植物重金属污染状况, 也为当地重金属污染修复提供基础科学数据。

1 材料与方法

1.1 样品的采集

铅锌尾矿位于浙江上虞市东北, 北纬 $29^{\circ}59'33.96''$, 东经 $120^{\circ}46'25.14''$, 地处亚热带, 气候温和湿润, 四季分明。无霜期 8—9 个月, 年平均气温 17°C , 年平均降水量 1319.7 mm , 该尾矿周边农田分布密集, 且主要以水稻田为主, 故以尾矿为中心点在其周围半径约 1.7 km 的圆环区域内选择了以水稻田为主的具有代表性的采样点, 并根据尾矿区周围的景观以及当地居民的介绍, 将采样点分为抛荒稻田、污染稻田、林地及普通稻田, 表 1 列出各采样点的基本概况及采集的样品。

2010 年 7 月 16 日收稿。

* 国家自然科学基金(40673060, 40811140337)资助项目。

** 通讯联系人, E-mail: liuwj@hebau.edu.cn

表 1 采样点概况及采集的样品种类

Table 1 General description of sampling sites and sample types

采样地点	经纬度	基本概况	采集样品
抛荒稻田	N29°59'45.2" E120°46'27.3"	位于尾矿山正南方向约 0.13 km, 原为水稻田, 污染后被抛荒	抛荒稻田中野生植物和田边人工栽培的萝卜
污染稻田	N29°59'54.1" E120°46'40.7"	尾矿山东北方向约 1.06 km, 由于降水将矿区的废弃物冲刷近农田造成稻田土壤存在重金属污染但仍种植水稻	水稻植株和籽粒(品种为秀水 03), 稻田边野生植物, 稻田土壤样品(0—20 cm)
林地	N30°00'08.1" E120°46'51.6"	位于尾矿山东北方向约 1.33 km, 原为水稻田, 现为种植树木的林地(约 5 年)	林边野生植物和林地土壤样品(0—20 cm)
普通稻田	N30°00'12.2" E120°46'57.7"	尾矿山东北方向约 1.64 km, 种植水稻的稻田	水稻植株, 籽粒(品种为秀水 03) 和稻田土壤样品(0—20 cm)

1.2 样品的处理与分析

在每个采样点分别采集土壤样品、人工栽培和野生的植物样品, 各采样点采集的土壤样品 3 份, 人工栽培植物样品 3 个, 野生植物样品为 4 个。将采集的植物样品分地上和地下两部分, 用去离子水冲洗干净, 在 105 °C 下杀青 30 min, 然后在 65 °C 下烘至恒重。烘干后用不锈钢内胆的塑料研磨机研磨, 过 0.15 mm 筛, 保存待测。土壤样品经自然风干后, 除去植物根系等异物, 用木棍将样品压碎、研磨, 过 0.15 mm 尼龙筛, 保存待测。

植物和土壤样品均采用闷罐消解法进行前处理。具体方法为: 称取样品 0.2 g 左右放入聚四氟乙烯内胆中, 加入 5 mL 优级纯的浓硝酸, 放置过夜, 次日装罐放入烘箱(GZX-9140 MEB, 上海博讯实业有限公司医疗设备厂)中进行消解。消解程序如下: 升温到 100 °C, 在此温度保持 1 h 后, 继续升温至 140 °C, 保持 4 h, 关闭烘箱使其自然冷却至室温^[15]。闷罐冷却后取出内胆, 内胆中液体用超纯水(2000 D, 北京市长风仪器仪表公司)转移至 50 mL 比色管中定容待测。空白和标准样品(GBW10010, GBW07605, 购自国家标准物质中心)同时进行实验, 以确保消煮前处理及测定的准确度。植物样品消解后的溶液用原子荧光分光光度计(AFS-2202E, 北京海光分析仪器有限公司)测定其中的砷含量。植物和土壤样品消解液用 ICP-OES(Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometer, Optima 2000 DV, Perkin Elmer, USA)测定其它重金属含量。

1.3 数据分析

1.3.1 土壤-植物中重金属污染评价

(1) 单项污染指数法

单项污染指数法的计算公式为:

$$P_i = c_i/S_i$$

式中 P_i 为土壤中单项污染物污染指数, c_i 为土壤中单项污染物的实测数据, S_i 为单项污染物的评价标准。 $P_i < 1$ 表示土壤未受污染物污染; $P_i > 1$ 表示土壤受污染, P_i 越大, 受污染程度越重。

(2) 内梅罗污染指数法

单项污染指数只能代表某一种重金属的环境质量状况, 不能反映环境质量的全貌。因此本研究同时采用内梅罗污染指数法进行综合污染指数评价。综合污染指数公式为:

$$P_{\text{综合}} = \sqrt{[P_{\text{max}}^2 + P_{\text{ave}}^2]/2}$$

式中 $P_{\text{综合}}$ 为内梅罗综合污染指数, P_{max} 为单项污染指数最高值, P_{ave} 为参加评价的单项污染指数的算术平均值。

土壤环境质量分级是土壤质量评价的基本内容。综合污染指数的分级标准为: $P_{\text{综合}} < 0.7$ 污染等级为清洁(安全级), $P_{\text{综合}}$ 在 0.7—1 之间时为警戒限, $P_{\text{综合}}$ 在 1—2 间属轻度污染, $P_{\text{综合}}$ 在 2—3 范围属中度污染, 当 $P_{\text{综合}}$ 在 3 以上时为重度污染。

1.3.2 土壤-植物中砷的转运能力

转运系数: 植物地上部重金属浓度与根中重金属浓度的比值, 表示砷由植物根系被转运至茎叶的能力^[16]。富集系数: 是植物中重金属的含量与土壤中重金属含量的比值, 表示植物对重金属的富集能力。

所得数据的统计主要采用 Microsoft® Excel 2003 和 SPSS17.0 统计分析软件分析.

2 结果与讨论

2.1 尾矿山周边土壤重金属含量

不同采样点土壤重金属含量如表 2 所示,铅锌尾矿山周边土壤 As、Zn、Pb 和 Cu 平均含量分别为 328 mg·kg⁻¹、1760 mg·kg⁻¹、2708 mg·kg⁻¹和 287 mg·kg⁻¹,均超过国家土壤环境质量标准中的土壤环境背景值.土壤砷和铅含量在污染稻田和林地差异不显著,但二者均显著大于普通稻田($p < 0.01$),其中土壤砷含量,污染稻田最高为 460 mg·kg⁻¹,达到国家土壤环境背景值的 30 倍,土壤铅含量林地最高为 3440 mg·kg⁻¹,达到国家土壤环境背景值的 98 倍;土壤锌含量在 3 个采样点差异不显著;而土壤中铜含量,普通稻田显著大于污染稻田和林地($p < 0.01$),其含量为 318 mg·kg⁻¹,达到国家土壤环境背景值的 9 倍.由此可见,该尾矿山周边土壤均存在不同程度的 As、Zn、Pb、Cu 重金属的污染,且以 As、Zn 和 Pb 的污染较为严重.

由表 2 中尾矿山周边采样点各种重金属变异系数可以看出,As 和 Pb 的变异系数最高为 64.96% 和 43.29%,各元素含量变异强度为: As > Pb > Cu > Zn,说明该铅锌尾矿区周边不同采样点土壤中 As 和 Pb 分布差异较大.这可能是由于 As 和 Pb 两种重金属元素受各种因素影响较大^[17],且铅锌矿人为不当的开采活动或降水等自然条件变化影响了尾矿周边土壤这两种重金属的含量及其分布.铅锌矿是伴生矿,其中一些矿石中含有部分铜,但矿区周边土壤中锌的含量远远高于铜,二者的变异系数虽然有差异,但是差异不显著.

表 2 采样点土壤重金属含量(mg·kg⁻¹ $n=3$)

Table 2 Heavy metal concentrations in soils collected from sampling sites

	As	Zn	Pb	Cu
污染稻田	460 ± 20.8	1776 ± 57.7	3329 ± 22.7	268 ± 5.0
林地	442 ± 30.3	1856 ± 57.4	3440 ± 81.5	275 ± 2.6
普通稻田	82 ± 4.5	1647 ± 63.9	1356 ± 14.1	318 ± 2.1
平均值	328	1760	2708	287
变异系数/%	64.96	6.01	43.29	9.50
国家土壤环境质量标准(背景值 GB 15618—1995)	15	100	35	35

2.2 尾矿周边土壤重金属污染评价

该尾矿区周边土壤主要的污染元素为 As、Pb、Zn 和 Cu,这 4 个元素也是铅锌矿周边土壤中常见的污染元素^[3],因此将这 4 个重金属元素作为污染评价指标.根据国家土壤环境质量标准^[18]规定(表 3),林地土壤及污染物容量较大的高背景值土壤和矿区附近等地的农田土壤均采用国家土壤环境质量三级标准,因此本研究运用土壤重金属单项污染指数法和综合污染(内梅罗)指数法,以国家土壤环境质量三级标准作为评价依据对铅锌尾矿周边土壤进行污染评价.结果如表 4 所示,整个铅锌尾矿山周边土壤重金属的污染程度呈现: As > Pb > Zn > Cu,砷伴生在铅锌矿中其污染程度最高.从不同重金属单因子污染指数看,除普通稻田砷污染指数为 2.74 属于中度污染外,污染稻田和林地都属于砷重度污染;3 个采样点锌污染指数相近都属于重度污染;普通稻田的铅污染指数为 2.71 属于中度污染,污染稻田和林地均属于重度污染;3 个采样点铜污染指数相近,分别 0.67、0.69 和 0.80,普通稻田较高在警戒限内,污染稻田和林地都属于清洁土壤.从多因子综合污染指数评价结果来看,污染程度表现为:污染稻田 > 林地 > 普通稻田,污染稻田和林地综合污染指数均大于 3 属于重度污染,普通稻田综合污染指数为 2.88 属于中度污染.

污染稻田、林地和普通稻田均位于铅锌尾矿山东北方向,距尾矿山的直线距离分别约为 1.06 km, 1.33 km 和 1.64 km(表 1),也就是说污染稻田距尾矿山较近,林地距尾矿山较远,最远为普通稻田,而通过综合污染指数可以看出污染稻田污染最严重,最小为普通稻田,由此也可以说明其土壤重金属的污

染程度是随着远离铅锌尾矿山而逐渐减小. 这一结果也进一步证明矿山人为不当的开采活动易造成其周边土壤的相关重金属污染.

表 3 国家土壤环境质量标准值 (GB 15618—1995) ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 3 National environmental quality standard for soils (GB 15618—1995)

级别	pH 范围	As	Zn	Pb	Cu
一级	自然背景	15	100	35	35
二级	<6.5	30	200	250	50
三级	>6.5	30	500	500	400

表 4 尾矿山周边采样点土壤污染指数

Table 4 Pollution indexes of soil at the sampling sites around the mine tailing

采样点	P_{As}	P_{Zn}	P_{Pb}	P_{Cu}	$P_{\text{综合}}$	污染程度
污染稻田	15.35	3.55	6.66	0.67	11.80	重度污染
林地	14.47	3.71	6.88	0.69	11.39	重度污染
普通稻田	2.74	3.29	2.71	0.80	2.88	中度污染

2.3 尾矿山周边植物重金属累积状况分析

首先从人工栽培的植物来看(表 5), 虽然萝卜和水稻对重金属吸收程度不同, 但其体内重金属含量均表现为根系大于地上部, 即大部分重金属累积在根部, 这符合重金属元素在一般植物体内的分布规律. 一般而言, 重金属在作物中的残留规律是: 根茎类 > 禾谷类, 萝卜的可食部位为根部, 参照国家农产品安全质量标准 GB18406.1—2001, 蔬菜中 As、Pb 限量标准分别为 $0.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 萝卜可食部位砷和铅分别超标 5 倍和 220 倍, 如此高含量的重金属不仅对植物体本身有毒害作用, 而且也通过食物链严重危害人体健康.

表 5 采样点人工栽培植物重金属含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $n = 3$)

Table 5 The concentrations of heavy metals in cultivated plants at the sampling sites

采样点	样品	部位	As	Zn	Pb	Cu
抛荒稻田	萝卜	地上部	1.80 ± 0.03	102.99 ± 5.61	5.16 ± 0.11	7.01 ± 0.14
		根系	2.62 ± 0.41	143.84 ± 3.81	45.30 ± 2.59	978.73 ± 56.31
污染稻田	水稻	地上部	8.51 ± 1.13	61.50 ± 8.83	1.80 ± 0.37	8.64 ± 0.28
		根系	101.04 ± 4.18	115.30 ± 5.36	252.95 ± 8.15	45.21 ± 1.41
普通稻田	水稻	地上部	8.95 ± 0.87	57.92 ± 8.21	NA	9.90 ± 1.67
		根系	145.57 ± 22.61	96.89 ± 10.85	113.57 ± 15.96	49.93 ± 2.43

注: NA 为未检测出.

从铅锌尾矿山周边野生植物来看(表 6), 其体内 As、Zn、Pb 和 Cu 平均含量分别为 $3.69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $73.23 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $16.32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $62.20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. 植物 As 浓度一般为 $0.05\text{—}13.25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[19], 各采样点植物体内 As 含量均在此范围内; Zn 是植物生长发育的必需元素, 过量时会引起植物毒害, 植物中 Zn 的含量一般为 $20\text{—}150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[20], 在该铅锌矿周边采集的野生植物体内 Zn 含量从 $27.44\text{—}134.12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 均未超过此范围; 一般植物地上部只能积累少量的 Pb^[21], 其含量范围相对较窄, 一般在 $0.1\text{—}10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 范围之内, 平均为 $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[20], 而 3 个采样点中植物 Pb 含量均超出此范围, 说明野生植物地上部对铅累积能力高于一般栽培植物; 而植物中的 Cu 含量一般为 $5\text{—}30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[20], 然而, 除污染稻田中野生植物 Cu 含量在这个范围内, 抛荒稻田和林地中采集的野生植物体内 Cu 含量均超出此范围, 最大为抛荒稻田 $100.51 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. 从野生植物体内的变异系数来看, 铜和锌的变异系数最大, 分别为 111% 和 60.19%, 说明这两种元素在该尾矿周边的野生植物体中分布不均匀.

表 6 采样点野生植物体内重金属含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $n=4$)
 Table 6 Heavy metal concentrations in wild plants at the sampling sites

	As	Zn	Pb	Cu
抛荒稻田	3.63 ± 0.08	27.44 ± 5.22	21.32 ± 1.74	100.51 ± 17.79
污染稻田	4.88 ± 0.28	58.17 ± 1.98	16.23 ± 0.70	16.88 ± 1.53
林地	2.58 ± 0.34	134.12 ± 2.24	11.41 ± 0.29	30.89 ± 0.55
平均值	3.69 ± 0.23	73.23 ± 3.15	16.32 ± 0.91	62.20 ± 6.62
变异系数/%	32.52	60.19	30.27	111

2.4 尾矿山周边稻田中水稻重金属污染状况分析

水稻作为我国主要粮食作物,也是当地居民赖以生存的主食来源.因此,水稻重金属含量不仅直接反应尾矿山的存在对其周边植物重金属的污染状况,而且可评价其通过食物链对人体健康的风险.污染稻田和普通稻田种植的水稻品种均为秀水 03,这也是当地种植面积最广的高产品种之一.对比两块稻田中水稻对重金属的富集系数与重金属在其体内的转运系数,结果如表 7 所示.两块稻田中 Zn、Pb 和 Cu 富集系数相近,但 As 富集系数相差较大,污染稻田为 0.22,而普通稻田的富集系数为 1.77,远高于前者,这可能源于两块稻田不同土壤化学性质,污染稻田的 pH 值为 7.65,而普通稻田的 pH 值为 5.68,明显小于污染稻田,研究表明,pH 值降低会引起土壤对重金属的吸附量降低,从而使植物的吸收量增加^[22].此外,有机质对土壤溶液中砷的浓度有明显影响,污染稻田的有机质含量为 $1563 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,而普通稻田有机质含量为 $2027 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,近期的研究结果显示,有机质含量高的土壤溶液中砷的浓度是有机质含量较低的土壤溶液中砷浓度的 2—3 倍^[23].因此,普通稻田土壤有机质含量要明显高于污染稻田,高含量有机质的存在增大了土壤溶液中砷的浓度.许嘉琳等人^[24]研究结果也表明 As 对农作物的毒害水平受土壤环境物理化学条件、污染物类型等制约,因此只有深入了解砷在土壤-植物系统中的迁移转化形式,才能确定土壤中砷含量与作物效应间的定量关系.

从重金属在水稻体内的转运系数来看(表 7),两块稻田中种植同一品种的水稻转运系数差异不大,污染稻田 As、Zn、Pb 和 Cu 转运系数分别为 0.08、0.53、0.01 和 0.19;普通稻田中 As、Zn 和 Cu 的转运系数分别为 0.06、0.60 和 0.20,而 Pb 在普通稻田地上部未检出.这说明虽然两块稻田土壤中 Pb 含量分别达到国家土壤环境质量三级标准的 7 倍和 3 倍,但 Pb 在水稻体内的转运能力较低,从而导致其在地上部的富集量很低.前人的研究也证实土壤中的 Pb 主要被富集在水稻根部,较难迁移到地上的茎叶部分,土壤中 Pb 对水稻具有轻微的毒害作用^[25-26].

表 7 污染稻田及普通稻田水稻富集系数与转运系数

Table 7 The bio-accumulating coefficient (BAC) and biological transfer coefficient (BTC) of rice grown in the contaminated and normal paddy fields

元素	污染稻田		普通稻田	
	富集系数	转运系数	富集系数	转运系数
As	0.22	0.08	1.77	0.06
Zn	0.06	0.53	0.06	0.60
Pb	0.08	0.01	0.08	NA
Cu	0.17	0.19	0.16	0.20

籽粒作为水稻可食部位,其中重金属可通过食物链进入人体,危害人体健康.根据国家粮食重金属的限量标准^[27]规定其砷含量 $\leq 0.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,锌含量 $\leq 50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,铅含量 $\leq 0.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,铜含量 $\leq 10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,并以此为评价标准对污染稻田和普通稻田中水稻可食部位重金属含量进行污染评价.其污染指数如表 8 所示,从单因子污染指数来看,污染稻田籽粒中 Cu 污染指数最大为 1.91,其次为 As 污染指数 1.06, Zn 污染指数 0.38,而 Pb 在水稻籽粒中未检出,普通稻田中,水稻籽粒中重金属单因子污染指数的排序为: $\text{As} > \text{Cu} > \text{Zn}$, Pb 同样未检出.从综合污染指数看,污染稻田水稻籽粒属于重金属轻度污染,而普通稻田籽粒在警戒限内.因此,该尾矿区周边农田水稻籽粒对人体的健康风险不容忽视.

表 8 两块稻田中水稻可食部位重金属污染指数

Table 8 Pollution indexes of edible part of rice in the paddy fields

采样点	样品	可食部位	P_{As}	P_{Zn}	P_{Pb}	P_{Cu}	$P_{综合}$	污染程度
污染稻田	水稻	籽粒	1.06	0.38	NA	1.91	1.47	轻度污染
普通稻田	水稻	籽粒	1.07	0.26	NA	1.04	0.86	警戒限

3 结论

(1) 铅锌尾矿山周边各采样点土壤 As、Zn、Pb 和 Cu 平均含量为 $328 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $1760 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $2708 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $287 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均超过土壤环境背景值, 各元素含量变异强度为: $As > Pb > Cu > Zn$. 污染稻田和林地土壤均属于重度重金属污染, 普通稻田属于中度重金属污染.

(2) 人工栽培植物体内重金属含量均表现为根系大于地上部, 萝卜可食部位砷和铅分别超过国家农产品安全质量标准的 5 倍和 220 倍. 铅锌尾矿山周边野生植物体内 As、Zn、Pb 和 Cu 平均含量分别为 $3.69 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $73.23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $16.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $62.20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

(3) 污染稻田和普通稻田种植的水稻, 其对 Zn、Pb 和 Cu 富集系数相近, 但对 As 富集系数相差较大, 污染稻田为 0.22, 而普通稻田的富集系数为 1.77. 对水稻可食部位进行污染评价表明污染稻田为重金属轻度污染, 而普通稻田水稻籽粒重金属含量在警戒限内.

参 考 文 献

- [1] 蔡保松, 陈同斌, 廖晓勇. 土壤砷污染对蔬菜砷含量及食用安全性的影响[J]. 生态学报, 2004, 24(4): 711-716
- [2] 雷力, 周兴龙, 文申明. 我国铅锌矿资源特点及开发利用现状[J]. 矿业快报, 2007, 9: 1-4
- [3] 储彬彬, 罗立强. 南京栖霞山铅锌矿地区土壤重金属污染评价[J]. 岩矿测试, 2010, 29(1): 5-8, 13
- [4] 束文圣, 叶志鸿, 张志权. 华南铅锌尾矿生态恢复的理论与实践[J]. 生态学报, 2003, 23(8): 1629-1639
- [5] 龙健, 黄昌勇, 腾应, 等. 天台铅锌矿区香根草等几种草本植物的重金属耐性[J]. 应用与环境生物学报, 2003, 9(3): 226-229
- [6] 孙庆业, 任冠举, 杨林章. 自然植物群落对铜尾矿废弃地土壤酶活性的影响[J]. 土壤学报, 2005, 42(1): 37-43
- [7] 曹得菊, 王光宇, 汪琰. 安徽铜陵矿区优势植物的重金属富集特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(6): 1079-1082
- [8] Shikazono N, Zakir H M, Sudo Y. Zinc contamination in river water and sediments at Taisyu Zn Pb mine area, Tsushima Island, Japan [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2008, 98(3): 80-88
- [9] Cappuyens V, Swennen R, Vandamme A. Environmental impact of the former Pb/Zn mining and smelting in East Belgium [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2006, 88(1-3): 6-9
- [10] Venrner J F, Ramesy M H, Helio-rybicka E, et al. Heavy metal contamination of soils around a Pb-Zn smelter in Bukowno, Poland [J]. Applied Geochemistry, 1996, 11(1-2): 11-16
- [11] Jung M C, Thornton I. Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea [J]. Applied Geochemistry, 1996, 11(1-2): 53-59
- [12] Moles N R, Smyth D, Mather C E, et al. Dispersion of cerussite-rich tailings and plant uptake of heavy metals at historical lead mines near Newtownards, Northern Ireland [J]. Applied Earth Science, 2004, 113: 21-26
- [13] Wilson B, Lang B, Pyatt F B. The dispersion of heavy metals in the vicinity of Britannia Mine, British Columbia, Canada [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2005, 60(3): 269-276
- [14] Sobanska S, Ledesert B, Deneele D, et al. Alteration in soils of slag particles resulting from lead smelting [J]. Earth and Planetary Sciences, 2000, 331(4): 271-278
- [15] 褚卓栋, 肖亚兵, 刘文菊. 高压密闭消解土壤砷、汞、铅、镉酸体系比较[J]. 中国环境监测, 2009, 10(25): 55-61
- [16] 刘文菊, 胡莹, 毕淑芹. 苗期水稻吸收和转运砷的基因型差异研究[J]. 中国农学通报. 2006, 22(6): 356-360
- [17] 尹仁湛, 罗亚平, 李金城. 泗顶铅锌矿周边土壤重金属污染潜在生态风险评价及优势植物对重金属累积特征[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(6): 2158-2165
- [18] 国家环境保护总局. GB 15618—1995, 土壤环境质量标准[S].
- [19] Baroni F, Boscagli A, Dil L A. Arsenic in soil and vegetation of contaminated areas in southern Tuscany (Italy) [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2004, 81: 1-14
- [20] Kabata-pendias A, Pendias H. Trace elements in soils and plants [M]. London: CRC Press, 1992
- [21] McBride M B. Environmental Chemistry of Soils [M]. New York: Oxford University Press, 1994
- [22] 王学锋, 朱桂芬. 重金属污染研究新进展[J]. 环境科学与技术. 2003, 26(1): 54-56

- [23] Tomohitoarao , Akirakauasaki , Kojibaba et al. Effects of water management on cadmium and arsenic accumulation and dimethylarsinic acid concentrations in Japanese rice [J]. *Environment Science and Technology* ,2009 ,43: 9361-9367
- [24] 许嘉琳,杨居荣,荆红卫. 砷污染土壤的作物效应及其影响因素[J]. *土壤* ,1996 ,2: 85-89
- [25] 周启星 宋玉芳. 植物修复的技术内涵及展望[J]. *安全与环境学报* 2001 ,1(3) : 48-53
- [26] 杨清伟,束文圣,林周,等. 铅锌矿废水重金属对土壤-水稻的复合污染及生态影响评价[J]. *农业环境科学学报* ,2003 ,22(4) : 385-390
- [27] 中华人民共和国卫生部: As: GB4810-94 , Pb: GB14935-94 , Zn: GB13106-91 , Cu: GB15199-94 , 国家粮食卫生标准[S].

SURVEY AND CONTAMINATION ASSESSMENT OF HEAVY METALS IN SOIL AND PLANTS AROUND THE Pb/Zn MINE IN SHANGYU , ZHEJIANG PROVINCE

WANG Ying¹ ZHAO Quanli¹ HU Ying² DU Xin³ GE Wei¹ LIU Wenju¹

(1. College of Resources and Environmental Sciences , Agriculture University of Hebei , Baoding , 071001 , China

2. The Research Center for Eco-Environmental Sciences , Chinese Academy of Sciences , Beijing , 100085 , China

3. Department of Environmental , Health & Safety Aluminum Corporation of China , Beijing , 100082 , China)

ABSTRACT

The concentrations of heavy metals (As , Pb , Zn and Cu) in soils and plants were investigated and assessed in different sampling sites around Pb/Zn mine tailing in Shangyu area of Zhejiang Province. The results showed that the concentrations of As , Zn , Pb and Cu in soils were $328 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $1760 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $2708 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $287 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. Based on National Soil Environmental Quality Standard of Grade III , the comprehensive pollution indexes of contaminated paddy fields and woodland were both higher than 3 , which showed the contamination soil reached heavy pollution grade. The index of normal paddy fields was 2.88 , which showed moderate pollution. The concentrations of heavy metals in the roots of cultivated plants were higher than those in aboveground parts. Moreover , the heavy metal concentrations in cultivated plants were , abandoned paddy field > contaminated paddy field > normal paddy field , which followed the order in the soils. Among to the National Products Quality Standard (GB18406.1—2001) , the residual limits of As and Pb in vegetables are $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, but the concentrations of As and Pb in the edible part of radish were 5 and 220 times higher than the limits. Concentrations of As , Zn , Pb and Cu in the plants were $3.69 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $73.23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $16.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $62.20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. The pollution assessment results for rice grown on contaminated and normal paddy fields showed that the rice on the contaminated paddy field reached light pollution , and on normal paddy field reached alert status. Therefore , As , Pb , Zn and Cu pollution in the Pb/Zn mine tailing can not be ignored.

Keywords: Pb/Zn mine , soil , plant , paddy rice , heavy metals pollution.