

# 三江源畜牧业示范区土壤重金属含量特征及评价

未亚西<sup>1,3</sup>, 贺慧丹<sup>1,3</sup>, 罗 谨<sup>1,3</sup>, 杨永胜<sup>1,2</sup>, 李红琴<sup>1,2</sup>, 李英年<sup>1,2</sup>

1. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810001
2. 中国科学院高原生物适应与进化重点实验室, 青海 西宁 810001
3. 中国科学院大学, 北京 100049

**摘 要:** 为了明确三江源智慧生态畜牧业示范区内土壤重金属元素含量特征及潜在风险, 2015年7月在三江源智慧生态畜牧业示范区11个示范村镇进行土壤样品采集, 带回实验室分析Pb、Cd、Hg、Cr、Cu、Zn、Ni含量。对数据进行统计分析并采用内梅罗综合污染指数和生态危害指数进行风险等级评价。结果显示: 部分采样点重金属元素含量高于青海省背景值; Pb、Cr、Cu、Zn、Ni主要受土壤母质的影响, Cd受自然和人为因素的双重影响, Hg主要受人为因素影响; 内梅罗综合污染指数显示11个点位的指数都小于1, 该地未出现污染状况; 生态危害指数显示除GMY点位处于轻微风险等级, 其余采样点为中等风险等级。总体上示范区内土壤未出现强污染和面源污染状况, 但需要加强点源污染的风险防范。

**关键词:** 三江源; 重金属; 特征; 评价

中图分类号: X825 文献标志码: A 文章编号: 1002-6002(2018)04-0095-07

DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2018.04.12

## Characteristics and Potential Risks Evaluation of Soil Heavy Metals of the Stockbreeding Demonstration Zone in the Source of Lantsang, Yellow and Yangtse River

WEI Yaxi<sup>1,3</sup>, HE Huidan<sup>1,3</sup>, LUO Jin<sup>1,3</sup>, YANG Yongsheng<sup>1,2</sup>, LI Hongqin<sup>1,2</sup>, LI Yingnian<sup>1,2</sup>

1. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China
2. Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China
3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

**Abstract:** In order to clarify the soil heavy metal elements content characteristics and potential risks of the Wisdom Ecological Animal Husbandry Demonstration Zone in the source of Lantsang, Yellow and Yangtse River, soil samples were collected in 11 demonstration villages in this area in July, 2015 and the content of Pb, Cd, Hg, Cr, Cu, Zn, Ni in samples were analyzed in the laboratory. Then analyzing the data and using comprehensive pollution index of Neromei and ecological hazard index to evaluate the ecological risk of heavy metal pollution. The results showed that the content of heavy metals in some sampling locations were higher than background value of Qinghai. Pb, Cr, Cu, Zn, Ni were mainly affected by soil parent material, Cd was affected by natural and anthropogenic factors, Hg was mainly affected by anthropogenic factors. The comprehensive pollution index of Neromei showed that the indexes of 11 sampling locations were all less than 1 and there was no pollution in the place. The ecological hazard index indicated that except GMY, which was at a slight risk level, the remaining points were at medium risk level. In general, the content and potential risk of heavy metal elements in the demonstration area were relatively low, and there was no strong pollution and non-point source pollution. But in this place we should improve risk prevention of point source pollution.

**Keywords:** the source of Lantsang, Yellow and Yangtse River; heavy metal; characteristic; assessment

土壤是人类赖以生存的物质基础,也是生态系统的重要组成部分。随着城市化、工业化和农业集约化的快速发展,中国土壤环境和健康质量问题越来越突出,不仅制约了中国经济的快速发展,还严

重影响着农产品安全及人类健康质量<sup>[1]</sup>。重金属是土壤中潜在的污染物,具有长期性、隐蔽性、表聚性、难可逆性、普遍性和难治理性等特点。日本在20世纪50年代出现的水俣病和骨痛病就是由于

收稿日期: 2017-03-14; 修订日期: 2017-04-25

基金项目: 青海省科技支撑计划(2015-SF-A4-1); 中国科学院战略性先导科技专项(XDB03030502); 国家自然科学基金资助项目(31300385, 31270523, 31070437)

第一作者简介: 未亚西(1992-),男,河北保定人,在读硕士研究生。

通讯作者: 李英年

重金属 Hg 和 Cd 的污染所致,重金属污染已受到极大的重视。近年来中国学者对不同地区的土壤重金属含量、分布及风险评价进行了大量研究,但是这些研究主要集中在东部和中部人口密集、工农业发达,受人类活动影响明显的地区<sup>[2-6]</sup>,关于青藏高原土壤重金属的研究报道较少<sup>[7-8]</sup>。

青藏高原作为中国重要的畜牧业基地之一,处于特殊的高寒气候环境条件下生态环境极其脆弱。在气候变化和人类活动的综合影响下,青藏高原生态系统的稳定性威胁加大,资源环境压力加重。三江源位于青藏高原腹地,是长江、黄河和澜沧江的发源地,有中华水塔之称。不仅如此,三江源生态环境的好坏对中国生产、生活和生态安全起到非常重要的作用,也受到各级政府的关注。为了实现智慧型畜牧业的发展,2015年青海省科技厅、青海省农牧厅组织相关单位在三江源青海境内东部区实施了《三江源智慧生态畜牧业技术平台研发与应用示范》重大专项研究。Pb、Cd、Hg、Cr、Cu、Zn、Ni 是常见的重金属元素,其含量过高会导致生态系统变异,影响当地畜牧业的可持续发展,研究以三江源智慧生态畜牧业示范区 11 个示范村镇的土壤重金属为研究对象,通过对数据进行变异强度分析、相关性分析来探讨重金属元素的含量特征,用内梅罗综合污染指数法、生态危害指数法对重金属元素进行评价,以期为青藏高原草地畜牧业生产和环境品质认证提供基础数据。

## 1 实验部分

### 1.1 研究区自然概况

研究区位于三江源智慧生态畜牧业示范区,采样点包括 11 个示范村镇:贵南县的嘉仓村(JC)、茫曲镇(MQ)、黑羊场(HYC)、过马营镇(GMY);河南蒙古自治县的阿木乎村(AMH)、荷日恒村(HRH)、兰龙村(LL)、作毛村(ZM)、尖克村(JK);泽库县的宁秀乡拉格日村(LGR)和泽曲镇东格日村(DGR)。其采样点的位置如图 1 所示。该地年均气温为  $-2.4 \sim 1.6^{\circ}\text{C}$ ,年降水量为  $393.3 \sim 615.5 \text{ mm}$ ,年内无绝对无霜期,牧草生长期仅为 150 d 左右,无明显四季之分,仅有冷暖季之别,表现出冬季漫长、寒冷、少雨、干燥,暖季凉爽、湿润、降水集中,系典型的高原大陆性气候。研究区的植被类型从东南向西北展现出由草甸经草甸化草原向干草原过渡的特征,其中 LGR、JK

部分采样点为建植样地或有早期建植的痕迹。JK、ZM、AMH、GMY、HYC 采样点的土壤类型为草甸土,LGR、HRH、JC、DGR 采样点为灰褐土,MQ、LL 采样点为黑钙土。

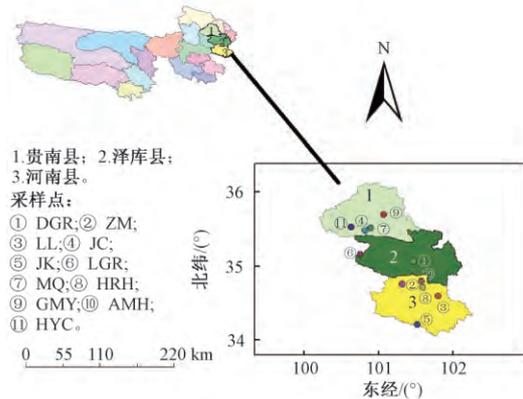


图 1 采样点分布示意图

Fig. 1 Sampling locations map

### 1.2 样品采集与分析

2015年7月下旬进行土壤样品采集,在当地农村合作社中心点和主导风向的上、下风向 800 ~ 1 000 m 处布设样地观测区,每个观测区采集 3 个重复样,即每个合作社采集 9 个重复样。在选择的每个观测区的 3 个重复样方内,挖取剖面收集 0 ~ 20 cm 层次的土壤样品现场捣碎混匀置自封袋中,进行土壤 Pb、Cd、Hg、Cr、Cu、Zn、Ni 含量的测定。土壤样品用直径为 2 mm 筛处理后用  $\text{HClO}_4\text{-HNO}_3$  (体积比为 1:4) 进行消化处理,定容,备用,待上机测试。Cu、Zn、Ni 采用火焰原子吸收仪标准曲线法加标回收分析测试,Pb 采用流动注射氢化法原子吸收仪标准曲线法加标回收分析测试,Hg、Cd、Cr 采用石墨炉原子吸收仪标准曲线法测试<sup>[9]</sup>。

### 1.3 评价方法

目前,国内外对土壤重金属评价的方法较多,但是每种方法都有其局限性。为了客观全面地对示范区内土壤重金属进行评价,研究采用内梅罗综合污染指数法与生态危害指数法,以便相互补充和借鉴,使评价结果更符合实际情况。

#### 1.3.1 内梅罗综合污染指数法

内梅罗综合污染指数法可全面反映土壤中各污染物的平均污染水平,也突出了污染最严重的污染物给环境造成的危害<sup>[10]</sup>,其计算公式为

$$P_i = \sqrt{1/2 (c_i/s_i)_{\max}^2 + 1/2 (c_i/s_i)_{\text{ax}}^2}$$

式中:  $P_i$  为综合污染指数;  $c_i$  为污染物  $i$  的实测浓度值 (mg/kg);  $s_i$  为污染物  $i$  的评价标

准(mg/kg),研究采用《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)中的土壤一级标准; $(c_i/s_i)_{\max}$ 为金属*i*污染指数的最大值; $(c_i/s_i)_{\text{ax}}$ 为金属*i*污染指数的算数平均值。根据以往的研究<sup>[10]</sup>将土壤重金属污染情况划分为5个等级,如表1所示。

表1 土壤重金属污染分级标准  
Table 1 Criteria for classification of soil heavy metal pollution

污染指数	污染程度	等级划分
≤0.7	安全	I
<0.7~1	警戒	II
<1~2	轻度污染	III
<2~3	中度污染	IV
>3	重度污染	V

### 1.3.2 生态危害指数法

生态危害指数法是一种定量计算土壤或沉积物中重金属生态危害的方法,其可以综合评价某一地区的生态环境风险,其计算公式为

$$D_i = C_i/B_i$$

$$E_i = T_i \times C_i$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_i$$

式中: $D_i$ 为重金属*i*的污染系数; $C_i$ 为重金属*i*的实测浓度(mg/kg); $B_i$ 为重金属*i*的土壤背景值; $T_i$ 为重金属*i*的毒性响应系数(列于表2); $E_i$ 为重金属*i*的潜在危害指数,RI为土壤中多种重金属元素的综合生态危害指数。由于研究中涉及的金属元素的种类与HAKANSON研究的不完全相同,所以参照相关研究<sup>[11]</sup>对分级标准进行调整,用HAKANSON的第一级分级界限值(150)除以8种污染物的毒性系数总值(133),得到单位毒性系数的RI分级值(1.13);然后将单位毒性系数的RI分级值乘以研究中7种重金属的毒性系数总值(88),并取十位整数得到RI第一级界限值( $1.13 \times 88 = 99.44 \approx 100$ );其他级别的分级值分别用上一级的分级值乘以2得到(表3)。以青海省背景值为基础计算得到Pb、Cd、Hg、Cr、Cu、Zn、Ni 7种重金属元素的背景指数值为84.8。

表2 重金属毒性响应系数  
Table 2 Toxic coefficients of heavy metals

元素	毒性响应系数
Pb	5
Cd	30
Hg	40
Cr	2
Cu	5
Zn	1
Ni	5

表3 生态危害指数的等级标准  
Table 3 Standard classification of RI

生态风险等级	生态危害指数
轻微	<100
中等	100 ~ <200
强	200 ~ <400
很强	≥400

## 2 数据处理

数据处理前采用Kolmogorov-Smirnov法进行正态检验,当数据不满足正态分布则转换后进行比较。对所测定的数据利用Excel和SPSS 17.0软件进行统计分析。

## 3 结果与讨论

### 3.1 土壤重金属含量分异特征

#### 3.1.1 土壤重金属含量分布状况

表4给出了11个点位的不同重金属元素含量水平及元素的青海省背景值。从表4可以看到7种重金属元素的平均含量在11个点位的高低顺序为①Pb: LGR > MQ > ZM > AMH > LL > HRH > HYG > JC = DGR > JK > GMY; ②Cd: LGR > MQ > AMH > HRH > HYG > ZM > DGR > LL > GMY > JK > JC; ③Hg: LGR > LL > JC > DGR > JK > GMY > MQ > HYG > AMH > HRH > ZM; ④Cr: ZM > LGR > LL > JK > MQ > AMH > DGR > HYG > GMY > HRH > JC; ⑤Cu: JK > LGR > ZM > MQ > AMH > DGR > LL > GMY > HYG > HRH > JC; ⑥Zn: ZM > LL > LGR > AMH > MQ > JK > HRH > HYG > GMY > JC > DGR; ⑦Ni: MQ > ZM > LGR > AMH > JK > LL > DGR > GMY > HRH > HCY > JC。

其中,Pb、Cd、Hg的最高值都出现在LGR点位,Cr和Zn的最高值出现在ZM点位,Cu的最高值出现在JK点位,Ni的最高值出现在MQ点位。Cd、Cr、Cu、Ni的最低值出现在JC点位,Pb的最低值出现在GMY点位,Hg的最低值出现在ZM点位,Zn的最低值出现在DGR点位。差异性分析显示较多点位的同种重金属元素含量都达到了显著差异( $P < 0.05$ ),表现出重金属的分布异质性明显。Pb、Cd、Hg、Cr、Cu、Zn、Ni高于青海省背景值的采样点比例分别为45.45%、54.55%、100.00%、0.00%、54.55%、0.00%、63.64%,Hg含量较高。

表4 11个村镇土壤重金属平均含量

点位	Pb	Cd	Hg	Cr	Cu	Zn	Ni
JK	16.73 ± 4.32 <sup>a</sup>	0.051 ± 0.043 <sup>ab</sup>	0.035 ± 0.012 <sup>abcd</sup>	54.01 ± 5.50 <sup>fg</sup>	30.30 ± 6.70 <sup>f</sup>	47.90 ± 8.96 <sup>cd</sup>	35.80 ± 2.67 <sup>ef</sup>
ZM	22.67 ± 5.39 <sup>cd</sup>	0.137 ± 0.107 <sup>c</sup>	0.025 ± 0.176 <sup>a</sup>	62.84 ± 3.03 <sup>h</sup>	26.91 ± 1.84 <sup>def</sup>	61.18 ± 8.74 <sup>e</sup>	40.81 ± 4.84 <sup>f</sup>
AMH	22.33 ± 3.35 <sup>bcd</sup>	0.172 ± 0.127 <sup>cd</sup>	0.027 ± 0.014 <sup>ab</sup>	53.17 ± 15.76 <sup>efg</sup>	24.32 ± 8.77 <sup>ede</sup>	53.63 ± 11.30 <sup>de</sup>	36.85 ± 7.55 <sup>ef</sup>
JC	19.11 ± 1.36 <sup>ab</sup>	0.029 ± 0.011 <sup>a</sup>	0.041 ± 0.002 <sup>ed</sup>	22.93 ± 1.58 <sup>a</sup>	13.56 ± 1.63 <sup>a</sup>	37.31 ± 2.63 <sup>ab</sup>	17.63 ± 2.84 <sup>a</sup>
DGR	19.11 ± 2.37 <sup>ab</sup>	0.132 ± 0.084 <sup>bc</sup>	0.039 ± 0.013 <sup>bcd</sup>	51.33 ± 5.85 <sup>def</sup>	22.53 ± 7.88 <sup>bcd</sup>	33.83 ± 19.35 <sup>a</sup>	29.24 ± 6.31 <sup>cd</sup>
LGR	24.00 ± 3.67 <sup>d</sup>	0.244 ± 0.106 <sup>d</sup>	0.047 ± 0.022 <sup>d</sup>	60.47 ± 5.95 <sup>gh</sup>	27.78 ± 7.22 <sup>ef</sup>	56.28 ± 5.13 <sup>e</sup>	37.50 ± 7.24 <sup>ef</sup>
GMY	16.44 ± 1.81 <sup>a</sup>	0.052 ± 0.047 <sup>ab</sup>	0.035 ± 0.017 <sup>abcd</sup>	38.39 ± 11.21 <sup>bc</sup>	17.43 ± 5.48 <sup>ab</sup>	42.51 ± 4.16 <sup>bc</sup>	26.20 ± 8.34 <sup>bcd</sup>
LL	20.56 ± 1.67 <sup>bc</sup>	0.118 ± 0.076 <sup>abc</sup>	0.044 ± 0.007 <sup>d</sup>	57.02 ± 9.82 <sup>fgh</sup>	20.74 ± 7.04 <sup>bc</sup>	57.25 ± 6.20 <sup>e</sup>	31.43 ± 8.74 <sup>de</sup>
HRH	19.77 ± 5.33 <sup>abc</sup>	0.164 ± 0.074 <sup>cd</sup>	0.027 ± 0.005 <sup>ab</sup>	35.60 ± 11.88 <sup>b</sup>	14.57 ± 1.51 <sup>a</sup>	46.40 ± 5.42 <sup>cd</sup>	24.50 ± 4.39 <sup>bc</sup>
HYC	19.22 ± 3.23 <sup>ab</sup>	0.145 ± 0.102 <sup>c</sup>	0.029 ± 0.005 <sup>abc</sup>	45.03 ± 1.47 <sup>ede</sup>	15.40 ± 1.15 <sup>a</sup>	46.27 ± 5.12 <sup>bcd</sup>	20.59 ± 2.64 <sup>ab</sup>
MQ	23.33 ± 4.63 <sup>cd</sup>	0.193 ± 0.122 <sup>cd</sup>	0.033 ± 0.030 <sup>abcd</sup>	53.30 ± 2.91 <sup>efg</sup>	26.74 ± 2.80 <sup>def</sup>	53.02 ± 2.70 <sup>de</sup>	48.42 ± 12.46 <sup>e</sup>
背景值	20.1	0.133	0.019	66.3	21.9	76.1	28.3

注:不同小写字母上标表示不同地点的元素含量差异显著( $P < 0.05$ ) 字母相同表示差异不显著( $P > 0.05$ )。

### 3.1.2 重金属元素的变异强度分析

表5给出了不同地点的重金属元素变异系数。变异系数可以反映总体样本中各采样点平均变异程度,变异系数越大,说明受人类活动干扰越强烈,在空间上的分布有较大的差异<sup>[12]</sup>。统计结果表明,7种重金属元素的平均变异系数大小依次为Cd > Hg > Cu > Ni > Pb > Zn > Cr。其中Cd、

Hg的平均变异系数大于36%,属于高度变异;Pb、Cu、Zn、Ni的平均变异系数为15%~36%,属于中等变异;Cr的平均变异系数小于15%,属于小变异。部分点位表现出重金属元素变异强度的特殊性,其中JC点位的Hg的变异系数为小变异,表示其受到的干扰小,DGR点位的Zn为高度变异,表示受到的干扰大。

表5 11个村镇重金属元素的变异系数

点位	Pb	Cd	Hg	Cr	Cu	Zn	Ni
AMH	15.00	73.98	50.93	29.63	36.06	21.06	20.48
DGR	12.39	63.71	32.56	11.39	34.96	57.22	21.58
GMY	11.01	90.83	50.31	29.21	31.42	9.78	31.84
HRH	26.98	45.69	18.76	33.36	10.36	11.68	17.94
JK	25.28	84.59	37.18	10.18	22.13	18.71	7.45
LGR	15.31	43.29	48.29	9.84	25.99	9.12	19.31
LL	8.11	65.06	15.87	17.22	33.94	10.83	27.80
JC	7.14	39.56	5.39	6.87	12.03	7.06	16.11
HYC	16.81	70.33	19.00	3.26	7.44	11.07	12.83
MQ	19.86	63.15	91.38	5.46	10.47	5.09	25.74
ZM	23.76	78.27	71.00	4.82	6.85	14.28	11.86
平均系数	16.51	65.32	40.06	14.66	21.06	15.99	19.36

### 3.1.3 重金属元素的总体相关性分析

分析重金属元素间的相关性,可以推测11个村镇重金属来源。若金属含量之间存在相关性,说明有相同来源的可能性较大,否则来源可能不止一个<sup>[13]</sup>。表6给出了示范区内11个村镇土壤重金属元素间的相关系数。发现Pb、Cr、Cu、Zn、Ni相互之间具有极显著的相关性,说明其可能具有相同的来源。Cd与Zn之间具有极显著的相关性,与Pb、Cr、Cu、Ni具有显著相关性,表明Cd与它们可能有共同的来源但也受到了其他因素的影响。Cd与Hg之间虽具有显著的相关性,但是相关系数为负表明元素间不存在

共同的来源<sup>[13]</sup>。Hg与Pb、Cr、Cu、Zn、Ni没有显著相关性,说明其来源受到的人为干扰较大。

## 3.2 土壤重金属环境评价

### 3.2.1 内梅罗综合污染指数法

表7给出了重金属元素内梅罗综合污染指数的结果。11个点位的指数由高到低依次为LGR > ZM > AMH > JK > LL > HRH > DGR > MQ > HYC > GMY > JC,所有点位的指数值都小于1,说明该地未出现污染状况。其中LGR、ZM、AMH、JK点位的指数高于0.7,为警戒状态,其余点位的指数低于0.7,为安全状态。

表 6 11 个村镇土壤重金属元素含量间相关分析

Table 6 Correlation coefficient matrix of heavy metals in the soils of 11 demonstration villages

元素	Pb	Cd	Hg	Cr	Cu	Zn	Ni
Pb	1						
Cd	0.230*	1					
Hg	-0.193	-0.279**	1				
Cr	0.271**	0.206*	0.002	1			
Cu	0.285**	0.213*	-0.023	0.744**	1		
Zn	0.476**	0.698**	-0.080	0.488**	0.599**	1	
Ni	0.357**	0.225*	-0.175	0.693**	0.765**	0.549**	1

注 “\*”表示相关系数在 0.05 水平上显著相关 “\*\*”表示相关系数在 0.01 水平上显著相关。

表 7 综合污染指数的评价结果

Table 7 Evaluation results of Ni

点位	综合污染指数
AMH	0.77
JC	0.51
GMY	0.53
HRH	0.64
JK	0.72
LGR	0.98
LL	0.67
DGR	0.62
HYC	0.58
MQ	0.60
ZM	0.83

### 3.2.2 生态危害指数法

表 8 给出了采样点的生态危害指数,11 个点位的生态风险由弱到强排列顺序为 GMY < JK < ZM < JC < HYC < HRH < AMH < DGR < MQ < LL < LGR,分别高出背景指数值(84.8) 17.19%、24.44%、24.69%、26.03%、27.09%、29.28%、38.56%、52.68%、60.57%、62.71%、107.34%。GMY 点位的指数为 99.38,处于轻微风险等级,JK、ZM、JC、HYC、HRH、AMH、DGR、MQ、LL、LGR 点位的指数为 105.52~175.83,为中等风险等级。

表 8 生态危害指数的评级结果

Table 8 Evaluation results of RI

点位	生态危害指数
AMH	117.50
JC	106.87
GMY	99.38
HRH	109.63
JK	105.52
LGR	175.83
LL	137.98
DGR	129.47
HYC	107.77
MQ	136.16
ZM	105.74

## 4 讨论

土壤有机质含量、阳离子交换量、pH 及土壤颗粒组成会影响土壤吸附重金属的能力。采样点有建植样地和非建植样地,土壤类型有草甸土、灰

褐土、黑钙土,它们之间的土壤理化性质不同,在一定程度上造成了其重金属元素含量存在差异性。自然来源和人为干扰输入为土壤中重金属元素来源的 2 种途径。自然源是指各种地质、地球化学作用,重金属的自然源形成了其在某区域的自然丰度,即环境背景值<sup>[14]</sup>。人为干扰输入包括工业活动、交通尾气、生活垃圾、农牧业活动等。在高寒地区,土壤与土壤剖面的风化和淋失过程弱,人类活动影响小,母质类型从根本上决定大部分重金属元素的含量<sup>[15-17]</sup>,Pb、Cr、Cu、Zn、Ni 之间具有极显著的相关性而且平均变异系数为中、小变异,表明其有着共同的来源,受到的干扰也较小,所以 Pb、Cr、Cu、Zn、Ni 受自然源母质类型的控制。Cd 与 Zn 呈极显著相关,这是由于地球上没有单独的 Cd 矿,其常与 Zn 矿伴生,所以 Cd 会受自然因素影响,但是 Cd 具有最高的变异系数,表明其也受到了较大的人为干扰。Cd 是当今中国居首位的重金属污染元素,也是一种较为典型的由于人类活动而进入环境的元素,Cd 易以气溶胶以及大气飘尘的形式实现较大尺度的迁移,并成为土壤中 Cd 的重要来源之一<sup>[18]</sup>。镀锌的金属、硫化的轮胎、磷肥等都夹杂着一定数量的 Cd<sup>[19]</sup>,近年来随着牧区城镇化的建设,金属制品被广泛应用,牧民生活水平提高,汽车和摩托车的使用量增大,并且部分采样点有施肥的痕迹,这些因素也是当地 Cd 重要来源之一。Cd 主要以 Fe-Mn 氧化物结合态、有机物及硫化物结合态为主。Fe-Mn 氧化物结合态属于较强的离子键结合的化学形态,不易释放,有机物及硫化物结合态以重金属离子为中心离子,以有机质活性基团为配位体的结合或是硫离子与重金属生成难溶于水的物质,这 2 种形态都不易于被植物吸收<sup>[20]</sup>,示范区内部分采样点的 Cd 含量高于背景值,这并不会影响到牧草的生长。研究中所有点位的 Hg 含量都高于背景值,表明当地 Hg 超标严重,冯玲等<sup>[7]</sup>认为三江源的 Hg 含量偏高与该地近些年来

城市化进程加快、工业发展、交通运输量增加以及水泥建筑材料使用量加大等有很大关系。虽然研究区内的 Hg 超标严重,但是笔者发现该地的草场生长良好,这或许是由于研究区温度相对较低,有机物分解慢,有机质积累较多所致。有机质含量高的土壤,土壤溶解有机碳(DOC)的输出量就大<sup>[21]</sup>。DOC 是土壤溶解有机质的主要组成部分<sup>[22]</sup>,溶解有机质能与 Hg 发生物理化学吸附,通过络合或螯合作用生成稳定的物质,减少土壤中有效态 Hg 的含量,抑制 Hg 向植物中迁移<sup>[23]</sup>,没有对牧草的生长造成危害。

综合运用多种方法对土壤重金属元素进行质量和风险评价已被普遍应用。何林华等<sup>[8]</sup>运用地累积指数和综合潜在生态危害指数对玉树地区的土壤重金属元素进行了风险评估,地累积指数显示,Cd、Hg 污染主要出现在巴塘流域与子曲流域;综合潜在生态危害指数表明,除江曲流域属于强风险区以外,其他流域均处于中等风险。玉树地区并未出现面源污染,但由于现代工农业、交通运输业和生产生活的影响,部分地区出现了点源污染。研究中内梅罗综合污染指数显示,11 个点位的污染指数都小于 1,表明该地未出现污染状况,其中 LGR、ZM、AMH、JK 点位的指数高于 0.7,为警戒状态,其余点位的指数低于 0.7,为安全状态。生态危害指数显示 GMY 点位的指数为 99.38,处于轻微风险等级,JK、ZM、JC、HYC、HRH、AMH、DGR、MQ、LL、LGR 点位的指数为 105.52~175.83,为中等风险等级,11 个点位都未出现强污染。结合 2 种方法来看,示范区内土壤重金属状况较好,未出现强污染状况,但仍需要防范点源污染的风险,这与何林华在玉树的研究相似。

## 5 结论

1) 不同地区之间的重金属元素含量有一定的差异,Pb、Cd、Hg、Cr、Cu、Zn、Ni 含量高于青海省背景值的采样点比例分别为 45.45%、54.55%、100.00%、0.00%、54.55%、0.00%、63.64%,Hg 含量较高。

2) Pb、Cr、Cu、Zn、Ni 两两之间具有极显著的相关性,Cr 的平均变异系数小于 15%,属于小变异,Pb、Cu、Zn、Ni 的平均变异系数为 15%~36%,属于中等变异,说明其可能具有相同的来源,主要受土壤母质的影响。Cd 与 Zn 之间具有

极显著的相关性,与 Pb、Cr、Cu、Ni 具有显著相关性,其变异系数为 65.32%,属于高度变异,表明其来源不止一种,受自然因素和人为活动的双重影响。Hg 与 Pb、Cr、Cu、Zn、Ni 没有显著相关性,平均变异系数为 40.06%,属于高度变异,说明其主要受人类活动的影响。

3) 内梅罗综合污染指数结果显示,11 个点位的污染指数都小于 1,LGR、ZM、AMH、JK 点位的指数高于 0.7,为警戒状态,其余点位的指数低于 0.7,为安全状态,表明该地未出现污染状况。生态危害指数法显示:GMY、JK、ZM、JC、HYC、HRH、AMH、DGR、MQ、LL、LGR 点位的指数,分别高出背景指数值 17.19%、24.44%、24.69%、26.03%、27.09%、29.28%、38.56%、52.68%、60.57%、62.71%、107.34%。GMY 点位的指数为 99.38,处于轻微风险等级,JK、ZM、JC、HYC、HRH、AMH、DGR、MQ、LL、LGR 点位的指数为 105.52~175.83,为中等风险等级。示范区内土壤重金属状况较好,未出现强污染和面源污染状况,为畜牧业的发展提供了优良的环境条件,但部分点位有污染风险,需要加强防范。

参考文献(References):

- [1] 钟晓兰,周生路,李江涛,等.长江三角洲地区突发重金属污染的空间变异特征:以江苏省太仓市为例[J].土壤学报,2007,44(1):33-40.  
ZHONG XiaoLan, ZHOU Shenglu, LI Jiangtao, et al. Spatial Variability of Soil Heavy Metals Contamination in the Yangtze River Delta: A Case Study of Taicang City in Jiangsu Province [J]. Acta Pedologica 2007, 44(1): 33-40.
- [2] 王斌,张震.天津近郊农田土壤重金属污染特征及潜在生态风险评估[J].中国环境监测,2012,28(3):23-26.  
WANG Bin, ZHANG Zhen. The Features and Potential Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals in Tianjin Suburban Farmland [J]. Environmental Monitoring in China 2012, 28(3): 23-26.
- [3] 杨学福,姚志鹏,王蕾,等.渭河陕西段表层沉积物重金属污染特征及潜在风险[J].中国环境监测,2017,33(2):61-67.  
YANG Xuefu, YAO Zhipeng, WANG Lei, et al. Heavy Metal Pollution Characteristics and Potential Ecological Risk in Surface Sediment of Shanxi Segment of the Weihe River [J]. Environmental Monitoring in China, 2017, 33(2): 61-67.
- [4] 赵小学,姚东平,成永霞.铅冶炼区土壤重金属总量和有效态含量的函数分析[J].中国环境监测,2017,33(1):68-74.  
ZHAO Xiaoxue, YAO Dongping, CHENG Yongxia. Function Analysis on the Total and Available Contents

- of Heavy Metal in Soils of a Lead Smelting Area [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2017, 33 (1): 68-74.
- [5] 陈景辉, 卢新卫, 翟萌, 等. 西安城市路边土壤重金属来源与潜在风险 [J]. *应用生态学报*, 2011, 22 (7): 1 810-1 816.  
CHEN Jinghui, LU Xinwei, ZHAI Meng, et al. Sources and Potential Risk of Heavy Metals in Road Side Soils of Xi'an City [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology* 2011 22(7): 1 810-1 861.
- [6] 贾婷, 贾洋洋, 余淑娟, 等. 闽东某铅矿周边农田土壤铅和重金属的污染状况 [J]. *中国环境监测*, 2015 31(1): 45-49.  
JIA Ting, JIA Yangyang, YU Shujuan, et al. Pollution of Molybdenum and Heavy Metals of the Soils and Rice near a Molybdenum Mining Site in Eastern Fujian [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2015, 31 (1): 45-49.
- [7] 冯玲, 张威, 修光利, 等. 三江源区玉树县和玛多县土壤汞含量分布特征 [J]. *生态与农村环境学报*, 2014 30(2): 262-267.  
FENG Ling, ZHANG Wei, XIU Guangli, et al. Distribution of Mercury in Soil of Yushu and Maduo in the Three Rivers Source Region [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment* 2014 30(2): 262-267.
- [8] 何林华, 高小红. 三江源土壤重金属的累积特征及潜在生态风险评价: 以青海省玉树县为例 [J]. *农业环境科学学报* 2016 35(6): 1 071-1 080.  
HE Linhua, GAO Xiaohong. Assessment of Potential Ecological Risk for Soil Heavy Metals in Sanjiang Source Region: A Case Study of Yushu County, Qinghai Province [J]. *Journal of Agro-Environment Science* 2016 35(6): 1 071-1 080.
- [9] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978.
- [10] 郭伟, 孙文惠, 赵仁鑫, 等. 呼和浩特市不同功能区土壤重金属污染特征及评价 [J]. *环境科学*, 2013, 34(4): 1 561-1 567.  
GUO Wei, SUN Wenhui, ZHAO Renxin, et al. Characteristic and Evaluation of Soil Pollution by Heavy Metal in Different Functional Zones of Hohhot [J]. *Environmental Science* 2013 34(4): 1 561-1 567.
- [11] 李一蒙, 马建华, 刘德新, 等. 开封市土壤重金属污染及潜在生态风险评价 [J]. *环境科学*, 2015, 36 (3): 1 037-1 044.  
LI Yimeng, MA Jianhua, LIU Dexin, et al. Assessment of Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risks of Urban Soils in Kaifeng City, China [J]. *Environmental Science* 2015 36(3): 1 037-1 044.
- [12] 吴新民, 李恋卿, 潘根兴, 等. 南京市不同功能城区土壤中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的污染特征 [J]. *环境科学* 2003 24(3): 105-111.  
WU Xinmin, LI Lianqing, PAN Genxing, et al. Soil Pollution of Cu, Zn, Pb and Cd in Different City Zones of Nanjing [J]. *Environmental Science* 2003 24(3): 105-111.
- [13] 王宏. 东洞庭湖湿地土壤重金属的分布特征及风险评价 [D]. 长沙: 湖南师范大学, 2012.
- [14] 郑细坤, 鲁安怀, 高翔. 土壤中重金属污染现状与防治方法 [J]. *土壤与环境* 2002 11(1): 79-84.  
ZHENG Xikun, LU Anhuai, GAO Xiang. Conatlnation of Heavy Metal Since Presentsitaiton and Method [J]. *Soil and Environment* 2002 11(1): 79-84.
- [15] 张晓平. 西藏土壤环境背景值的研究 [J]. *地理科学*, 1994 14(1): 49-55.  
ZHANG Xiaoping. Research on the Environmental Background Values of Soils Inxizang [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 1994 14(1): 49-55.
- [16] ZHANG X P, DENG W, YANG X M. The Background Concentrations of 13 Soil Trace Elements and their Relationships to Parent Materials and Vegetation in Xizang (Tibet), China [J]. *Journal of Asian Earth Sciences* 2002(21): 167-174.
- [17] 张晓平, 张玉霞, 王晶. 西藏土壤中铜含量及分布 [J]. *应用生态学报* 2001 12(6): 958-960.  
ZHANG Xiaoping, ZHANG Yuxia, WANG Jing. Content and Distribution of Copper in Soils of Tibet [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2001, 12 (6): 958-960.
- [18] 郑表明, 罗金发, 陈同斌, 等. 北京市不同土地利用类型的土壤镉含量特征 [J]. *地理研究*, 2005 24 (4): 542-548.  
ZHENG Yuanming, LUO Jinfa, CHEN Tongbin, et al. Cadmium Accumulation in Soils for Different Land Uses in Beijing [J]. *Geographical Research*, 2005 24(4): 542-548.
- [19] BRIDE M B. Cadmium Concentration Limits in Agri-cultural Soils: Weaknesses in USEPA's Risk Assess-ment and the 503 Rule [J]. *Human and Ecological Risk Assessment* 2003 9(3): 661-674.
- [20] 王海, 王春霞, 王子健. 太湖表层沉积物中重金属的形态分析 [J]. *环境化学* 2002 21(5): 430-435.  
WANG Hai, WANG Chunxia, WANG Zijian. Speciations of Heavy Metals in Surface Sediment of Taihu Lack [J]. *Environmental chemistry*, 2002 21 (5): 430-435.
- [21] SCHAUBLE E A. Role of Nuclear Volume in Driving Equilibrium Stable Isotope Fractionation of Mercury, Thallium, and Other Very Heavy Elements [J]. *Geochimi Cosmochim Acta* 2007 71: 2 170-2 189.
- [22] 王美丽, 李军, 朱兆洲, 等. 土壤溶解性有机质的研究进展 [J]. *矿物岩石地球化学通报* 2010 29(3): 304-306.  
WANG Meili, LI Jun, ZHU Zhaozhou, et al. Advances in Research on Dissolved Organic Matter in Soils [J]. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*, 2010 29(3): 304-306.
- [23] 张孟孟, 戴九兰, 王仁卿. 溶解性有机质对土壤中汞吸附迁移及生物有效性影响的研究进展 [J]. *环境污染与防治* 2011 33(5): 95-110.  
ZHANG Mengmeng, DAI Jiulan, WANG Renqing. Research Progress of the Effect of Dissolved Organic Matter (DOM) on Adsorption, Migration and Bioavailability of Hg in Soil [J]. *Environmental Pollution & Control* 2011 33(5): 95-110.