#### DOI: 10.5846/stxb201711292142

高瑞忠,张阿龙,张生,贾德彬,杜丹丹,秦子元,王喜喜.西北内陆盐湖盆地土壤重金属 Cr、Hg、As 空间分布特征及潜在生态风险评价.生态学报, 2019,39(7): - .

Gao R Z, Zhang A L, Zhang S, Jia D B, Du D D, Qin Z Y, Wang X X.Spatial distribution characteristics and potential ecological risk assessment of Cr, Hg, and As in soils of the Salt Lake Basin in northwest China. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(7): - .

# 西北内陆盐湖盆地土壤重金属 Cr、Hg、As 空间分布特 征及潜在生态风险评价

高瑞忠<sup>1,2,\*</sup>,张阿龙<sup>1</sup>,张 生<sup>1,2</sup>,贾德彬<sup>1,2</sup>,杜丹丹<sup>1,2</sup>,秦子元<sup>1</sup>,王喜喜<sup>3</sup>

1 内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院,呼和浩特 010018

2 内蒙古水资源保护与利用重点实验室,呼和浩特 010018

3 美国欧道明大学,诺福克 23529

摘要:选取位于西北内陆的吉兰泰盐湖盆地为研究对象,按照表层(0—10 cm)、50 cm 层(50—60 cm)和 100 cm 层(100—110 cm)分层土壤取样,系统采集了 120 个样品,测定了重金属 Cr、Hg 和 As,以及主要化学成分的含量,以地统计学插值绘图揭示了 吉兰泰盐湖盆地 Cr、Hg 和 As 的空间分布特征,以单因子指数法、内梅罗指数法和潜在生态风险指数法评价解析了盐湖盆地 Cr、Hg 和 As 的污染及生态风险状况,以统计相关检验和主成分分析法进行了盐湖盆地 Cr、Hg 和 As 的源分析。结果表明:1)盐 湖盆地土壤中 Cr、Hg 和 As 的体具有相似的空间分布特征,Cr 在西北部的巴音乌拉山、乌兰布和沙漠地区和西南台地地区的含量 较高,Hg 仅在西南低山台地地区、以及东北局部区域的含量较高,As 在盐湖附近、东南贺兰山、巴音乌拉山西北部和乌兰布和沙漠地区含量较高;2)基于内蒙古土壤质量背景值,土壤污染分布次序为 As>Hg>Cr,其中 Hg 和 As 中度污染以上累计比重达 到为 45%,而 Cr 仅有 7.5%的轻微污染;研究区无清洁土壤,仅有尚清洁土壤占 2.5%,开始受到污染和中度污染以上累计比重达 为 50%和 42.5%;土壤潜在风险次序为 Hg>As>Cr,Hg 整体处于很强生态风险水平;轻微生态风险占到 40%,由中度、强度到极强在 20%以内,很强生态风险程度略超 20%,大部地区处于轻微生态风险状况;3)基于国家土壤环境质量二级标准值,土壤中 Cr、Hg、As 无论是单因子污染、综合污染,还是潜在生态风险指数均未出现超标区域,不存在 Cr、Hg、As 污染或潜在生态风险,但相对内蒙古整个地区来说,盐湖盆地 Cr、Hg、As 含量较高;4)研究区土壤中 Cr 主要来源于土壤母质形成过程中的自然来源,Hg 和 As 主要来源于工业排放、交通污染源等人类活动,均受到人类活动和自然环境变化的综合影响。 关键词:土壤重金属;空间分布;多元统计;潜在生态风险评价;盐湖盆地

Spatial distribution characteristics and potential ecological risk assessment of Cr, Hg, and As in soils of the Salt Lake Basin in northwest China

GAO Ruizhong<sup>1,2,\*</sup>, ZHANG Along<sup>1</sup>, ZHANG Sheng<sup>1,2</sup>, JIA Debin<sup>1,2</sup>, DU Dandan<sup>1,2</sup>, QIN Ziyuan<sup>1</sup>, WANG Xixi<sup>3</sup>

1 Inner Mongolia agricultural university institute of water conservancy and civil engineering, Hohhot 010018, China

2 Inner Mongolia Key Laboratory of Water Resources Protection and Utilization, Hohhot 010018, China

3 Old Dominion University, Norfolk 23529, USA

**Abstract**: The Jilantai Salt Lake Basin in the northwest inland area of China was selected as the study area. A total 120 soil samples from soil surface, 50 and 100 cm depth were collected to test for Cr, Hg, As, and the concentration of the main chemicals. The spatial distribution characteristics of Cr, Hg, and As were identified through geo-statistical interpolation. The pollution degree, pollution distribution, and ecological risk of Cr, Hg, and As were analyzed by a single factor index

收稿日期:2017-11-29; 网络出版日期:2018-00-00

基金项目:国家自然科学基金(51469019)

<sup>\*</sup> 通讯作者 Corresponding author.E-mail: ruizhonggao@qq.com

method, Nemero index method, and a potential ecological risk index. A source analysis of Cr, Hg, and As was performed by a statistical correlation test and a principal component analysis. There were similar spatial distribution characteristics for the concentrations of Cr, Hg, and As in the soils of the Salt Lake Basin. Cr was higher in the Bayinwula mountain area, the Wulanbuhe desert area, and the hilly area of the southwest study area; Hg was higher only in the northeast local area and the hilly area of the southwest study area; and As was higher in near the lake, the Helan mountain area, the Bayinwula mountain area, and the Wulanbuhe desert area than in the other areas. Based on the background value of soil quality for inner Mongolia, the order of soil pollution is As > Hg > Cr, in which Hg and As was at a moderate level of pollution above the cumulative proportion of 45%, but Cr was only at a slight level of pollution at 7.5%. There was no clean soil in the study area; cleaner soil only accounted for 2.5%. The beginning stages of contamination to moderate pollution in the soil are above 50% and 42.5%, respectively. The soil risk order is Hg > As > Cr. Broadly for the study area, Hg was at a very strong ecological risk level. A slight ecological risk accounted for 40%. Moderate to strong risk were within 20%. Most areas were in a slight ecological risk situation. Based on the Chinese national standard value of soil environmental quality and the assessment results from the single factor pollution, comprehensive pollution, and the potential ecological risk index, Cr, Hg, and As in the soil do not appear in a polluted area. Although there is no Cr, Hg, and As pollution or potential ecological risk, the concentration of Cr, Hg, and As in the study area soil from inner Mongolia was higher than that in the other areas. In the study area, Cr may be mainly derived from a natural source of soil parental formation, where Hg and As may be mainly derived from industrial emissions, traffic pollution, and other human-related activities. All the heavy metals are subject to integrated impacts from human activities and changes to the natural environment.

Key Words: soil heavy metals; spatial distribution; multivariate statistics; potential ecological risk assessment; salt lake basin

土壤既是各种化学离子的归宿,又是这些离子向水体、大气和生物传播的媒介,其中重金属离子在土壤中 具有隐蔽、累积、滞后和不可逆等性质<sup>[1]</sup>,并会抑制植物与微生物的生长和活动,通过食物链不断累积和传输 而进入人体,威胁人类健康<sup>[2]</sup>,且重金属污染极难治理,因此,关于重金属的形成、运动和污染防治成为近年 来国内外研究的热点。大部分学者<sup>[3-10]</sup>对土壤重金属空间分布和生态风险评价的研究集中在工业发达区,侧 重于利用传统的统计方法进行数值计算与评价,而对于经济相对不发达的西北内陆旱区盐湖盆地的土壤重金 属富集特征、空间分布和潜在生态风险评价等方面的研究却鲜有报道。鉴于西北旱区的土壤质量与地下水为 主的供水水源安全密切相关,本文以吉兰泰盐湖盆地为研究对象,揭示西北旱区盐湖盆地土壤中 Cr、Hg、As 的富集特征与空间分布规律,采用单因子评价法、内梅罗综合指数评价法和潜在生态风险评价法进行盐湖盆 地主要重金属成分的评价,并利用统计相关和主成分分析辨析土壤中重金属的来源及与其他离子成分的同源 性,旨在为西北旱区盐湖盆地流域社会经济发展中土壤环境保护、土壤污染治理、土壤环境风险预警、土壤资 源合理利用和地下水水源安全开采利用等提供参考依据。

#### 1 材料与方法

#### 1.1 研究区概况

吉兰泰盐湖盆地位于内蒙古阿拉善盟中东部,东南邻贺兰山北麓,西北以巴音乌拉山为界,东北与乌兰布 和沙漠相接,西南以腾格里沙漠的东北缘为界,总面积 20025 km<sup>2</sup>,地面高程变化 1013—3159 m(图1)。地貌 以基岩山地、山前倾斜平原、台地、沙地和盆地为主<sup>[11]</sup>。

吉兰泰盐湖盆地地处欧亚大陆腹地,属典型的大陆性干旱气候,干旱少雨,蒸发强烈,冬寒夏热,日照强烈,多年平均降水量108.8 mm,蒸发量2983.3 mm,气温8.6℃,相对湿度39.9%,风力4—5级,风速3.03 m/s, 日照时数3300 h<sup>[12]</sup>。植被稀少,属于荒漠化草原,主要植物为琵琶柴、梭梭、蛇麻黄等旱生植物,生态环境极 其敏感和脆弱。

吉兰泰盐湖盆地主要行政区划为吉兰泰镇,该区以 吉兰泰盐湖盐业及副产品工业为主,包括少量农业、畜 牧业和商业等共存的多元化经济结构。吉兰泰盐湖是 我国最大的内陆湖盐生产基地,在全国盐业生产工业中 具有举足轻重的地位。

1.2 数据来源与处理

#### 1.2.1 采样点布设

按照《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166-1995) 的布点要求,结合盆地的地貌特征和土壤类型,考虑盆 地地下水的主要汇流方向,以吉兰泰盐湖为中心向四周 呈放射状均匀布设土壤采样点,共40个(图1)。

## 1.2.2 样品采集与测定

对于每个采样点采用手持 GPS 定位,分3 层采样, 共采集 120 个代表性样品。每个采样点的分层采集深 度为表层、50 cm 和 100 cm,每个样品重量约为 1.0 kg, 装入聚乙烯塑料袋。所有样品在内蒙古自治区"水资 源保护与利用"重点实验室进行测定,土壤重金属样品



Fig. 1 Geographic location and soil sampling points of the study area

的分析采用王水-高氯酸(HNO<sub>3</sub>-HCl-HClO<sub>4</sub>)开放式消煮法,空白和标准样品(GBW08303,国家标准物质研究中心)同时消解,以确保消解及分析测定的准确度和用于回收率的计算。分析过程中所用试剂均为优级 纯,Hg和As通过北京普析通用PF6-2型双道全自动原子荧光光度计测定,检出限分别为Hg<10<sup>-5</sup>mg/kg、As<10<sup>-5</sup>mg/kg,精密度<1.0%,测试线性范围>10<sup>3</sup>;Cr通过日立Z-2700型石墨炉原子吸收分光光度计测定,检出限为 0.004mg/kg,精密度 <1.0%,样品残留 <10<sup>-5</sup>。为保证分析的准确性,重金属含量测定全程做空白样,每个样品均采用 3 组平行实验,取均值作为样品测定最终量。

土壤六价铬离子的测定分析采用分光光度法先将土壤通过碱性消解技术消解,土壤 pH、电导率与离子分析采用标定好的 PH 计、电导率仪与离子色谱仪,土壤六价铬离子的测定分析先将土壤通过碱性消解技术消解,采用分光光度法进行检测,检出限 0.001 mg/kg。

#### 1.2.3 数据处理

常规数理统计分析采用 Excel@ 2010 软件完成,主成分分析和统计相关检验分析采用 DPS@ 15.1 数据处 理系统<sup>[13]</sup>完成,空间分布图通过 ArcGIS@ 10.1 软件制作。

# 1.3 研究方法

## 1.3.1 单因子污染指数法

单因子污染指数法是对土壤中的某一种污染物的污染程度进行评价,是国内外普遍选用的评价方法之一,计算公式为<sup>[14]</sup>;

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \tag{1}$$

式中,  $P_i$ 是第 *i* 种土壤污染物的环境质量指数;  $C_i$ 是第 *i* 种土壤污染物的实测值, mg/kg;  $S_i$ 是第 *i* 种土壤污染物的评价标准值, mg/kg, 这里选用内蒙古地区土壤重金属元素的平均背景值<sup>[15]</sup>和国家二级土壤标准值<sup>[16]</sup>。  $P_i$  值越大, 表示土壤污染越严重, 以  $P_i$  将土壤污染分为未污染( $P_i \leq 1$ )、轻微污染( $1 < P_i \leq 2$ )、中度污染( $2 < P_i \leq 3$ )和重度污染( $P_i \geq 3$ )4个等级。

1.3.2 内梅罗综合指数法

内梅罗(Nemerow)综合指数法不仅可以反映土壤中各种污染物的平均污染水平,还可以反映最严重污染

39 卷

物的平均污染水平,突出了最严重污染物给环境造成的危害,计算公式为[17]

$$P_{N} = \sqrt{\frac{\left(\frac{Ci}{Si}\right)^{2} + \left(\frac{Ci}{Si}\right)^{2}}{2}}$$
(2)

式中,  $P_N$ 为综合污染指数;  $(Ci/Si)_{max}$ 为各污染物中污染指数最大值;  $(Ci/Si)_{ave}$ 为各污染物中污染指数的算 术平均值。依据内梅罗综合指数可将土壤重金属污染划分为安全 $(P_N \leq 0.7, 清洁)$ 、警戒限 $(0.7 < P_N \leq 1.0, 尚$ 清洁)、轻污染 $(1.0 < P_N \leq 2.0, ±壤开始受到污染)、中污染<math>(2.0 < P_N \leq 3.0, ±壤受中度污染)$ 和重污染 $(P_N > 3.0, ±壤受存染已相当严重)5 个等级。$ 

1.3.3 潜在生态风险指数法

采用 Hakanson 潜在生态风险指数法对重金属污染进行生态风险评价,该方法以土壤/沉积物中重金属的 元素背景值<sup>[15]</sup>为基准,结合重金属的生物毒性(毒性响应因子)、环境效应(污染指数)计算其潜在生态风险 系数,评价公式如下<sup>[18]</sup>:

$$RI = \sum_{i}^{n} E_{r}^{i} = \sum_{i}^{n} (T_{r}^{i} \times C_{f}^{i}) = \sum_{i}^{n} (T_{r}^{i} \times C_{D}^{i}/C_{R}^{i})$$
(3)

式中,  $C_{f}^{i}$ 为重金属元素 *i* 的污染指数;  $C_{D}^{i}$ 为土壤中重金属元素 *i* 的实测含量;  $C_{R}^{i}$ 为参照值;  $T_{r}^{i}$ 为重金属元素 *i* 的毒性影响因子;  $E_{r}^{i}$ 为重金属元素 *i* 的潜在生态风险系数,依据  $E_{r}^{i}$  可将土壤潜在生态危害程度划分为轻微 ( $E_{r}^{i} < 40$ )、中度( $40 \le E_{r}^{i} < 80$ )、强度( $80 \le E_{r}^{i} < 160$ )、很强( $160 \le E_{r}^{i} < 320$ )和极强( $320 \le E_{r}^{i}$ )5个等级; *RI*为综合潜在生态风险指数,表示土壤环境中重金属的潜在生态风险,依据 *RI* 可将土壤潜在生态危害程 度划分为轻微(*RI*<150)、中度( $150 \le RI$ <300)、强度( $300 \le RI$ <600)和很强( $RI \ge 600$ )4个等级<sup>[18-19]</sup>。在本研 究中, Cr、Hg、As 的毒性系数分别为2、40、10<sup>[20]</sup>。

1.3.4 数理统计分析法

利用土壤重金属之间、以及与土壤中其他主要离子成分的统计相关性来判断它们是否具有同样的来 源<sup>[21-24]</sup>。当重金属成分与某离子成分相关系数 r<  $|r_0|_{min}$ 时,可接受重金属成分与该离子成分为独立的这一 假设,排除该离子成分与重金属成分具有同源性;而 r>  $|r_0|_{min}$ 当时,表明重金属成分与该离子成分为相关序 列的假设,它们具有相同或相似的来源,其中:

$$|r_{0}|_{min} = \frac{t_{p}}{\sqrt{t_{p}^{2} + n - 2}}$$
(4)

式中,  $|r_0|_{min}$  为重金属成分与某离子成分之间显著相关系数的最低值, p 为显著性水平,  $t_p$  为分布双侧检验的临界值, n 为数据个数。

主成分分析是将原来变量重新组合成一组新的互相独立的几个综合变量,这些变量可以尽可能多地反映 原来变量的信息,以实现高维数据到低维数据的转化,进而简化数据分析的过程<sup>[25]</sup>。这里通过主成分分析来 探究解释不同土壤层不同重金属元素的同源性。

#### 2 结果与分析

#### 2.1 土壤中 Cr、Hg、As 含量统计特征

盐湖盆地各层土壤重金属 Cr、Hg、As 的统计参数结果如表 1 所示。土壤中的 Cr、As 在各层均具有较大的标准差,最大值与最小值之间差异悬殊,而均值和中位数近似一致,表明各层测点数据变化较大,但各层之间含量具有相似的分布特征;Hg 的各层含量均值和标准差近似一致,而中位数相差较大,表明各层之间数据变化存在一定的差异。变异系数可以表征数据的离散程度<sup>[26]</sup>,变异系数小于 16% 为弱变异性,变异系数在 16%—36% 为中等变异性,变异系数大于 36% 为强变异性<sup>[27]</sup>,土壤中各层的 Cr 与 As 属于中等变异性:而 Hg 属于强变异性。由偏度和峰度可大致了解数据偏离正态分布的程度<sup>[28]</sup>,各层土壤 Cr、Hg 和 As 的偏度和峰度

绝对值均大于 0,说明各层的数据分布均为非标准正态分布。各层 Cr、Hg、As 的最大值均大于内蒙古地区背景值<sup>[15]</sup>,最小值均小于内蒙古地区背景值,表明盐湖盆地存在 Cr、Hg、As 的局部超标点或超标区域,而对比国家二级土壤标准值<sup>[16]</sup>,盐湖盆地的 Cr、Hg、As 含量均属于国家标准范围以内。

Table 1 Descriptive statistics of heavy metals in soils of the study area												
重金属 Heavy metals	土层 Depth	最大值 Maximum/ (mg/kg)	最小值 Minimum/ (mg/kg)	均值 Average/ (mg/kg)	中位数 Median/ (mg/kg)	标准差 SD	偏度 Skewness	峰度 Kurtosis	变异系数 CV/%	内蒙古地 区背景值 Background value/ (mg/kg)	国家二级土 壤标准值 Normal value/ (mg/kg)	
Cr	表层	55.21	2.90	28.27	27.49	9.49	0.37	1.79	34.00	41.40	250.00	
	50 cm 层	58.59	6.19	28.92	28.31	9.39	0.51	1.95	32.00	41.40	250.00	
	100 cm 层	63.53	4.03	30.25	28.69	12.67	0.36	0.30	42.00	41.40	250.00	
Hg	表层	0.46	0.00	0.15	0.10	0.15	0.96	-0.51	102.00	0.04	1.00	
	50 cm 层	0.5	0.00	0.13	0.06	0.14	0.88	-0.52	108.00	0.04	1.00	
	100 cm 层	0.57	0.00	0.12	0.05	0.16	1.74	2.44	128.00	0.04	1.00	
As	表层	21.74	0.00	12.92	14.71	6.11	-0.66	-0.41	47.00	7.50	25.00	
	50 cm 层	20.41	0.12	12.76	13.24	5.60	-0.73	-0.14	44.00	7.50	25.00	
	100 cm 层	21.87	0.00	12.82	13.25	5.72	-0.63	0.03	45.00	7.50	25.00	

表 1 研究区域土壤重金属统计特征分析 Table 1 Descriptive statistics of heavy metals in soils of the study are

## 2.2 土壤中 Cr、Hg、As 的空间分布特征

利用 AreGIS 10.1 绘制吉兰泰盐湖盆地区 3 层 3 种土壤重金属空间分布图(图 2—4),可以看出,同种元素的不同层对比,总体具有相似的空间分布特征。

不同深度土壤中 Cr 含量的高值分布区主要位于吉兰泰盐湖盆地西北部的巴音乌拉山和乌兰布和沙漠地 区,而且对于土壤 100 cm 深处,在盐湖盆地的西南地区也出现 Cr 含量的高值区;吉兰泰盐湖附近含量较高 (图 2)。这种分布特征的原因为上游巴音乌拉山丘区有含 Cr 矿物,季节性河流经过多年雨季溶解且顺流而 下,形成该区 Cr 含量的较高分布。



不同深度土壤中 Hg 含量变化近乎一致,高值区主要分布在吉兰泰盐湖盆地的西南低山台地地区,在盐湖盆地的东北地区出现局部高值点;吉兰泰盐湖附近土壤中 Hg 分布含量较低(图3)。Hg 主要分布在图格力高勒沟和沙尔布尔的沟附近区域,原因是地势较高的上游低山台地地区存在含 Hg 矿物,经过雨水冲刷被带

到沟中,顺流而下形成水走盐流的累积,造成研究区西南部 Hg 含量较高。还有,该区域被省道 218 穿过,车 流量较大,尾气中重金属 Hg 污染较为严重<sup>[29]</sup>,Hg 排放到空气中,最后沉降到该区附近,被雨水冲刷到沟中,导致该区 Hg 浓度较高<sup>[30-33]</sup>。



函 5 不同床度 Hg 的主向力和函 Fig.3 Spatial distribution of Hg in different depth

对于不同深度土壤中的 As,土壤深度 50 cm 以上在吉兰泰盐湖附近含量较高,在盐湖西南地区含量及东 北乌兰布和沙漠地区含量较低,在东南贺兰山和巴音乌拉山西北部含量较高;在土壤深度 100 cm 深度处盐湖 处 As 的含量较低,乌兰布和沙漠地区含量较高(图4)。由于该区土壤 As 元素浓度较高区域主要分布在盐湖 周边及南北部区域,这是多年蒸发浓缩导致。



Fig.4 Spatial distribution of As in different depth

总体上,3种重金属元素在吉兰泰盐湖盆地区呈现了明显的斑块分布特征,这也说明研究区土壤可能由 于局部受到工业排放、交通运输、大气沉降和生活垃圾排放等的影响。

2.3 土壤中 Cr、Hg、As 的污染评价

以内蒙古土壤背景值、国家二级标准中的 Cr、Hg、As 的含量为基准值,采样单因子污染指数法、内梅罗综

合污染指数法和潜在生态风险指数法对吉兰泰盐湖盆地土壤表层、-50 cm 层和-100 cm 层处的 Cr、Hg、As 的 污染状况进行定量评价。

2.3.1 单因子污染指数法

基于内蒙古土壤 Cr、Hg、As 背景值,以单因子污染指数法进行评价(图 5),可以看出,研究区表层土壤中 3 种重金属监测点污染比重依次为 As>Hg>Cr,Hg 和 As 中度污染以上分别占 55%和 50%,而 Cr 仅有 7.5%的 轻微污染;50 cm 层重金属污染次序与表层相同,但 Hg 的受污染监测点少于表层,As 的略多于表层,而 Cr 与 表层一致,Hg 和 As 中度以上污染分别占 45%和 42.5%;100 cm 层相对表层和 50 cm 层,重金属污染比重次序 相同,Cr 和 As 的污染比重大于表层和 50 cm 层,Hg 和 As 中度以上污染分别占 40%和 37.5%;以各点不同层 含量取均值代表 0—100 cm 内的平均污染状况,土壤污染比重次序与各层一致(As>Hg>Cr),Hg 和 As 中度以 上均为 45%,而 Cr 仅有 7.5%的轻微污染。

以国家二级土壤标准进行单因子污染指数法评价,各层各元素 100%均未超标,均处于未污染状态。







#### 2.3.2 内梅罗综合污染指数法

基于内蒙古土壤 Cr、Hg、As 背景值,以内梅罗综合污染指数法进行评价(图6),结果表明,研究区表层土 壤监测点 95%受到污染,其中 62.5%受到中度及严重污染;类似于表层土壤,50 cm 层处土壤也达到 95%的监 测点受到污染,但中度及严重污染比重小于表层,为 50%;在 100 cm 层处土壤的污染比重最大,达到 97.5%, 其中土壤开始受到污染比重较大(45%),中度及严重污染比重与表层和 50 cm 层处土壤相当(52.5%);以各 点不同层含量取均值代表 0—100 cm 内的平均污染状况,研究区不存在清洁土壤,尚清洁比重仅占 2.5%,开 始受到污染的土壤比重为 50%,中度污染以上比重为 42.5%,少于各层分别的评价结果数量。





Fig.6 Pollution percent from the method of Nemerow pollution index based on the background of Inner Mongolia

http://www.ecologica.cn

7

同样,以国家二级土壤标准进行评价,内梅罗综合污染指数法评价表明各层土壤均为100%未受到污染, 处于清洁状态。

#### 2.3.3 潜在生态风险指数法

基于内蒙古土壤背景值计算 3 种重金属生态风险系数(图 7A),可以看出研究区土壤中 3 种重金属元素的潜在风险系数大小依次为 Hg>As>Cr,Hg 作为吉兰泰盐湖盆地区土壤重金属风险指数的主要贡献率因子,As 次之,由此可见,研究区 Hg 元素相对于内蒙古土壤背景值而言,存在较大的生态风险隐患,因加以重视。相对于国家二级标准评价结果(图 7B)而言,Hg 和 As 的风险系数比重同样较大,As 的重金属风险指数贡献要比内蒙古土壤背景值评价结果的贡献更加明显,而且这 3 种重金属尚未对生态环境造成危害。



图 7 土壤中重金属 Cr、Hg、As 的生态风险系数 Fig.7 Ecological risk index of heavy metal in the soil

基于内蒙古土壤背景值,计算所有监测点生态风险因子系数的平均值、最大值和最小值(表 2),以实现不同土壤层和不同重金属元素污染状况的对比,可以看出生态风险次序依次为表层 Hg>50 cm 层 Hg>100 cm 层 Hg>表层 As>100 cm 层 As>50 cm 层 As>100 cm 层 Cr>50 cm 层 Cr>表层 Cr,Hg 整体处于很强生态风险水平,平均生态风险系数达到 133.94,最大值达到 496.41,Cr 和 As 均处于轻微生态风险水平,均值仅为 1.41 和 17.11,但是依据国家二级土壤标准评价,所有土壤层的 Cr、Hg 和 As 生态风险因子平均值均小于 40,均处于轻微生态风险水平。

基于内蒙古土壤背景值,对研究区土壤各层潜在生态风险系数进行污染比重统计分析(图8),可以看出, 各层土壤为轻微生态风险的监测点数比重在 30%—40%之间,土壤为中度生态风险的监测点数占 10%—20% 之间,强度到极强状况达到 40%—60%之间,但从潜在生态风险系数平均水平来看,轻微生态风险占到 40%, 由中度、强度到极强在 20%以内,仅很强生态风险程度略超 20%,从而说明研究区大部地区处于轻微生态风 险状况,局部地区出现高值生态风险区。而对于国家二级土壤标准,所有测点均没有出现生态风险系数超 标值。

绘制基于内蒙古土壤背景值的综合生态指数分布图(图9)进行潜在生态风险的空间变化分析,可以看出 吉兰泰盐湖盆地区土壤生态风险系数强度由西南向东北部成扇形递减,西南部图格力高勒沟谷、沙尔布尔德

Table 2 The maximum, minimum and average of potential ecological risk of heavy metals													
		表层			50 cm 层			100 cm 层 100 cm Depth			均值 Average		
评价标准	$E_r^i$	Surface		50 cm Depth									
Reference Value		Cr	Hg	As	Cr	Hg	As	Cr	Hg	As	Cr	Hg	As
内蒙古地区背景值	最小值	0.14	0.00	0.00	0.30	0.00	0.16	0.19	0.00	0.00	0.21	3.87	0.65
Background value of soil quality	最大值	2.67	460.51	28.98	2.83	496.41	27.21	3.07	568.91	29.16	2.24	496.41	25.61
	平均值	1.37	147.03	17.22	1.40	132.33	17.01	1.46	122.46	17.10	1.41	133.94	17.11
国家二级标准	最小值	0.02	0.00	0.00	0.05	0.00	0.05	0.03	0.00	0.00	0.03	0.15	0.20
National standard value	最大值	0.44	18.42	8.69	0.47	19.86	8.16	0.51	22.76	8.75	0.37	19.86	7.68
	平均值	0.23	5.88	5.17	0.23	5.29	5.10	0.24	4.90	5.13	0.23	5.36	5.13







#### Fig.8 The pollution percent from the method of Potential Ecological Risk Index based on the background of Inner Mongolia

沟谷和低山台地地区潜在生态风险系数达到强度水平 (生态风险系数大于 300),在贺兰山北部和乌兰布和沙 漠地区(生态风险系数小于 75)、巴音乌拉山南部山前 (生态风险系数在 75—150 之间)为轻微污染水平,分 析原因综合生态指数与主要污染金属 Hg 含量空间分 布特征基本相同,研究区部分点位 Hg 含量较高,最大 值为内蒙古背景值的 14.25 倍,且 Hg 导致研究区整体 处于很强生态风险水平,Hg 是研究区生态风险系数的 主导者,在综合潜在生态风险指数贡献率中起主导作 用。对于吉兰泰盐湖地区,潜在生态风险指数在在 75—150 之间,为轻微生态风险状况。

2.4 土壤中离子成分的同源性分析

2.4.1 土壤离子成分的相关分析

土壤离子成分的来源受土壤天然母质和人类活动 的影响,来源的相似性会导致土壤中某些离子成分间表 现出一定的相关特点<sup>[33]</sup>,因此,土壤离子成分之间的相 关性可以提供或推测土壤重金属污染来源和途径等重 要信息,若元素间相关性显著或极显著,则表明元素间 一般具有同源关系或呈现复合污染<sup>[34-37]</sup>。 
N
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・
・



从表3可知,表层Cr与Hg、Ca<sup>2+</sup>、Na<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>和Cl<sup>-</sup>显 著相关;Hg与Cr、As、Mg<sup>2+</sup>、NO<sub>3</sub>、和pH显著相关;As与Hg和K<sup>+</sup>显著相关,其中Cr-Hg、Hg-As两两之间相关 系数分别为-0.34、-0.38,呈现显著负相关性,说明研究区 Hg、Cr 和 As 存在一定的同源性。Cr 与 Ca<sup>+2</sup>、Na<sup>+</sup>、Cl<sup>-</sup>和 Mg<sup>+2</sup>元素两两之间关联性较强,因为 MgO、CaO 和 NaCl 是成土过程中母岩风化形成的重要产物,通常自然来源的元素与这些元素有较强的相关性<sup>[38-40]</sup>,而 Hg 和 As 与 Ca<sup>+2</sup>、Na<sup>+</sup>、Cl<sup>-</sup>和 Mg<sup>+2</sup>之间相关较差,可能是受人类活动的影响造成。

对于土壤深度 50 cm 处,仅 Hg 与 As 和 NO<sub>3</sub>、As 与 Hg 和 PH 具有显著的相关性,表明 As 与 Hg 存在同样的来源。对于土壤深度 100 cm 处,Cr 与 As、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 和 NO<sub>3</sub>,Hg 与 As、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 和 NO<sub>3</sub>,As 与 Cr、Hg 具有显著的相关性,类似于土壤表层,Cr、Hg 和 As 存在关系密切,为自然来源的元素,与成土过程中母岩风化形成的其他元素离子成分有较强的相关性。

Table 5 Correlation coefficient of son neavy metals in the study area											
离子成分		表层 Surface		50	cm 层 50 cm de	epth	100 cm 层 100 cm depth				
Content	Cr	Hg	As	Cr	Hg	As	Cr	Hg	As		
Cr	1.00	-0.34 *	0.04	1.00	-0.25	0.08	1.00	0.06	0.38 *		
Hg	-0.34 *	1.00	-0.38 *	-0.25	1.00	-0.35 *	0.06	1.00	0.38 *		
As	0.04	-0.38 *	1.00	0.08	-0.35 *	1.00	0.38 *	0.38 *	1.00		
$K^+$	0.20	-0.20	0.37 *	0.08	0.16	-0.15	0.33 *	0.30	0.13		
Ca <sup>2+</sup>	0.47 *	-0.29	0.26	0.05	-0.05	0.28	0.29	0.03	0.12		
Na <sup>+</sup>	0.37 *	-0.11	0.18	0.16	-0.02	0.07	0.24	-0.17	0.22		
$Mg^{2+}$	0.59 *	-0.31 *	0.06	0.13	-0.09	0.25	0.35 *	-0.09	0.14		
Cr <sup>6+</sup>	0.15	0.08	-0.17	0.10	0.34	-0.34	0.03	0.07	-0.13		
$\mathrm{NH}_4^+$	-0.04	0.03	0.00	-0.16	-0.09	0.09	-0.15	-0.22	-0.24		
Cl	0.35 *	-0.14	0.18	0.19	-0.19	0.15	0.28	-0.12	0.18		
$SO_4^{2-}$	0.00	0.25	-0.14	-0.14	0.54	-0.28	0.39 *	0.54 *	0.17		
$F^-$	-0.16	0.30	-0.09	0.23	0.29	-0.20	0.15	0.22	-0.08		
$NO_3^-$	-0.05	0.38 *	-0.22	0.05	0.53 *	-0.12	0.41 *	0.49 *	0.24		
pН	-0.17	0.34 *	-0.15	-0.02	0.30	-0.36 *	-0.12	0.22	0.02		

表 3 研究区土壤重金属同种各层之间的相关系数 Table 3 Correlation coefficient of soil heavy metals in the study area

0.05 水平显著相关,样本数为40

#### 2.4.2 土壤 Cr、Hg、As 的污染主成分分析

土壤重金属主要来源于成土母质与人类活动,通过主成分分析可以有效判别重金属元素的污染来源<sup>[38,41]</sup>,前5个主成分累计贡献率达87.112%(表4),可以解释重金属 Cr、Hg、As 数据所包含的信息。

Table 4 Factors matrix of heavy metals in soils in the study area											
采样层 Depth	重金属 Heavy metal	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5					
表层 Surface	Cr	0.303	0.244	-0.240	0.612	0.272					
	Hg	-0.456	0.113	0.048	0.166	0.348					
	As	0.270	-0.037	0.515	-0.483	0.491					
50 cm 层	Cr	0.258	0.382	-0.482	-0.226	0.178					
$50 \mathrm{~cm~depth}$	Hg	-0.399	0.407	0.218	0.149	0.117					
	As	0.337	-0.032	0.387	0.408	0.358					
100 cm 层	Cr	0.320	0.483	-0.103	-0.278	-0.005					
100 cm depth	Hg	-0.327	0.540	0.177	-0.121	-0.005					
	As	0.282	0.298	0.451	0.179	-0.625					
特征值 Eigenvalue		3.597	1.622	1.172	0.878	0.571					
累计方差贡献率 Contribution rate of accu	mulative variance/%	39.971	57.991	71.017	80.772	87.112					

表 4 研究区土壤重金属元素因子载荷

第一主成分(PC1)的特征值为 3.597,表层 Hg 和 50 cm 层 Hg 的因子载荷达到了 0.456 和 0.399,并且平均值明显超过了内蒙古土壤背景值,最大值达到了内蒙古土壤背景值的 3.75 和 3.25 倍,因此 Hg 元素主要来源于工业排放、交通污染源等人类活动;第二主成分(PC2)的特征值为 1.622,100 cm 层 Cr 和 100 cm 层 Hg 载荷较高,分别为 0.483 和 0.540,100 cm 层 Cr 的变异系数低,且与代表土壤性质的 MgO 和 CaO 等呈明显的正相关关系,可认为 Cr 为自然来源<sup>[13]</sup>,研究区 Cr 的含量较低,均值未超过内蒙古土壤背景值,一般来说,Cr 是我国土壤污染程度最低的重金属,较多研究<sup>[38-39,41]</sup>均发现土壤中 Cr 未受到明显的人类活动影响,来源于成土母质;第三主成分(PC3)的特征值为 1.172,As 和 Hg 的因子载荷分别为 0.515 和 0.482,表层 As 的平均值均高于背景值,最大值为内蒙古土壤背景值的 2.99 倍,并且表层 As 与、MgO 和 CaO 的相关性较低,说明 As 为人为来源的元素。

#### 3 讨论

7 期

吉兰泰盐湖盆地中土壤普遍含有 Cr、Hg、As,它们含量时空分布变化基本符合旱区盆地物理化学特征天然形成规律,但受到人类活动影响而产生局部高值区域,天然特征与气候或水文地球化学演化规律相关,如从24000—18000cala BP 时期到5.5 calka BP 后时期,吉兰泰盐湖盆地各种化学成分不断沉积,盐度不断升高和富集<sup>[12,42-43]</sup>,Cr、Hg、As 也因此含量增高,又如盐湖盆地常年干旱少雨,蒸发强烈,在地下水埋深较浅区域,地下水通过毛细作用不断向地表运移,在地表高温蒸发条件下,各种化学成分开始富积在土壤中,进而导致盐湖盆地土壤中 Cr、Hg、As 含量局部偏高,因此,盐湖盆地的化学特征与该区域天然环境条件如岩石矿物、水文地质条件、水文地球化学条件、气候条件和人类活动等综合作用的相关。

研究区采样点相对较少,在某种程度上对结果造成一定程度的影响,因此想要细致的掌握旱区盐湖盆地 土壤重金属精确污染分布状态,以及详细的污染来源,还需在后续研究中,提高采样密度,提升评价精度,需要 进行小尺度的详细研究来揭示该区土壤重金属空间变异性和垂向分布规律,以及沙地土壤重金属评价与污染 源查找的研究。

#### 4 结论

(1) 吉兰泰盐湖盆地土壤中 Cr、Hg、As 总体具有相似的空间分布特征。Cr 在盐湖盆地西北部的巴音乌拉山、乌兰布和沙漠地区和西南地山台地地区的含量较高;Hg 仅在盐湖盆地的西南低山台地地区、以及东北局部区域的含量较高;土壤深度 50 cm 以上 As 在吉兰泰盐湖附近、东南贺兰山和巴音乌拉山西北部含量较高, 在土壤深度 100 cm 深度处 As 在乌兰布和沙漠地区含量较高。

(2)基于内蒙古土壤 Cr、Hg、As 背景值,研究区土壤单因子评价污染分布比重次序依次为 As>Hg>Cr,其中 Hg和 As中度污染及以上的累计比重分别为 55%和 50%;;研究区土壤内梅罗污染指数法对均值评价显示,不存在清洁土壤,仅有尚清洁土壤占 2.5%,开始受到污染的土壤比重达到 50%,中度污染以上比重达到 42.5%;研究区土壤潜在风险次序依次为 Hg>As>Cr,不同土层生态风险次序依次为表层 Hg> 50 cm 层 Hg> 100 cm 层 Hg>表层 As>100 cm 层 As>50 cm 层 As>100 cm 层 Cr>50 cm 层 Cr>表层 Cr,Hg 整体处于很强生态风险水平。研究区土壤综合潜在生态污染评价中,轻微生态风险占到 40%,且中度、强度和极强均在 20%以内,仅很强生态风险程度略超 20%,说明研究区大部地区处于轻微生态风险状况,仅在西南低山台地局部地区出现高值生态风险区。

(3)基于国家土壤环境质量二级标准值进行评价,研究区土壤中 Cr、Hg、As 无论是单因子污染属性、综合污染属性,还是潜在生态风险指数均未出现超标区域,土壤不存在 Cr、Hg、As 污染或潜在生态风险,但对比内蒙古整个地区来说,研究区区域土壤 Cr、Hg、As 含量较高。

(4)研究区土壤中 Cr 主要来源于土壤母质形成过程中的自然来源, Hg 和 As 主要来源于工业排放、交通 污染源等人类活动, 三者均受到人类活动和自然环境变化的综合影响。

#### 参考文献(References):

- [1] 皱建美, 孙江, 戴伟, 姚志斌, 杨添, 刘娜丽. 北京近郊耕作土壤重金属状况评价分析. 北京林业大学学报, 2013, 35(1): 132-138.
- [2] Kabata-Pendias A, Pendias H. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed. London: CSC Press, 2001.
- [3] 戴彬,吕建树,战金成,张祖陆,刘洋,周汝佳.山东省典型工业城市土壤重金属来源、空间分布及潜在生态风险评价.环境科学,2015, 36(2):507-515.
- [4] 王幼奇, 白一茹, 王建宇. 基于 GIS 的银川市不同功能区土壤重金属污染评价及分布特征. 环境科学, 2016, 37(2): 710-716.
- [5] 蔡怡敏,陈卫平,彭驰,王铁宇,肖荣波.顺德水道土壤及沉积物中重金属分布及潜在生态风险评价.环境科学,2016,37(5): 1763-1770.
- [6] 方淑波, 贾晓波, 安树青, 郑正. 盐城海岸带土壤重金属潜在生态风险控制优先格局. 地理学报, 2012, 67(1): 27-35.
- [7] 马啸, 左锐, 王金生, 滕彦国, 谷鹏, 王膑. 沈阳浑河冲洪积扇土壤的重金属空间分布特征及来源. 环境科学研究, 2014, 27(11): 1298-1305.
- [8] 张永江,邓茂,王祥炳,姚靖,刘先良,程睿韬,张宗庆. 黔江区农业区域土壤重金属健康风险评价.贵州师范大学学报:自然科学版, 2016,34(2):37-42.
- [9] 高鹏, 刘勇, 苏超. 太原城区周边土壤重金属分布特征及生态风险评价. 农业环境科学学报, 2015, 34(5): 866-873.
- [10] 崔邢涛, 栾文楼, 宋泽峰, 马云超. 石家庄城市土壤重金属空间分布特征及源解析. 中国地质, 2016, 43(2): 683-690.
- [11] 庞西磊, 胡东生. 近 22 ka 以来吉兰泰盐湖的环境变化及成盐过程. 中国沙漠, 2009, 29(2): 193-199.
- [12] 于志同, 刘兴起, 王永, 葛兆帅, 潘存峰, 杨波. 13.8ka 以来内蒙古吉兰泰盐湖的演化过程. 湖泊科学, 2012, 24(4): 629-636.
- [13] 张银霞, 唐建宁. DPS 统计软件在《试验统计方法》课程教学中的应用效果评价. 宁夏农林科技, 2012, 53(9): 161-162, 164-164.
- [14] Gallardo K, Job C, Groot S P, Puype M, Demol H, Vandekerckhove J, Job D. Proteomic analysis of Arabidopsis seed germination and priming. Plant Physiology, 2001, 126(2): 835-848.
- [15] 魏复盛,陈静生,吴燕玉,郑春江.中国土壤环境背景值研究.环境科学,1991,12(4):12-19,94-94.
- [16] 国家环境保护局,国家技术监督局.GB 15618—1995 土壤环境质量标准.北京:中国标准出版社,2006.
- [17] 郭伟,孙文惠,赵仁鑫,赵文静,付瑞英,张君.呼和浩特市不同功能区土壤重金属污染特征及评价.环境科学,2013,34(4): 1561-1567.
- [18] HakansonL. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [19] Lv J S, Zhang Z L, Li S, Liu Y, Sun Y Y, Dai B. Assessing spatial distribution, sources, and potential ecological risk of heavy metals in surfacesediments of the Nansi Lake, Eastern China. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2014, 299(3): 1671-1681.
- [20] 徐争启, 倪师军, 庹先国, 张成江. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [21] 付义临,李涛,徐友宁,张江华,吴耀国.土壤重金属累积作用指示因子的筛选方法——灰色关联度分析法与数理统计法.地质通报, 2015, 34(11): 2061-2065.
- [22] 宁晓波,项文化,方晰,闫文德,邓湘雯.贵阳花溪区石灰土林地土壤重金属含量特征及其污染评价.生态学报,2009,29(4): 2169-2177.
- [23] 穆叶赛尔・吐地,吉力力・阿布都外力,姜逢清.天山北坡土壤重金属含量的分布特征及其来源解释.中国生态农业学报,2013,21 (7):883-890.
- [24] Bryan R B, Yair A. Badland Geomorphology and Piping. Norwich: Geo Books, 1982: 3-24.
- [25] 蔡立梅,马瑾,周永章,黄兰椿,窦磊,张澄博,付善明.东莞市农业土壤重金属的空间分布特征及来源解析.环境科学,2008,29(12): 3496-3502.
- [26] 吕建树,张祖陆,刘洋,代杰瑞,王学,王茂香.日照市土壤重金属来源解析及环境风险评价.地理学报,2012,67(7):971-984.
- [27] Wilding L P. Spatial variability: its documentation, accommodation and implication to soil surveys//NielsenDR, Bouma J, eds. Soil Spatial Variability. Wageningen: PUDOC Publishers, 1985: 166-194.
- [28] 王学松,秦勇.利用对数正态分布图解析徐州城市土壤中重金属元素来源和确定地球化学背景值.地球化学,2007,36(1):98-102.
- [29] 钱建平,张力,张爽,叶军,王士铁. 桂林市汽车尾气汞污染. 生态学杂志, 2011, 30(5): 944-950.
- [30] 吴雪芳,岑况,赵伦山,刘秀丽,史瑾瑾,朱雪涛.顺德地区土壤重金属污染生态地球化学调查与物源识别.物探与化探,2015,39(3): 595-601,605-605.
- [31] 蒋靖坤,郝吉明,吴烨, Streets D G, 段雷,田贺忠. 中国燃煤汞排放清单的初步建立. 环境科学, 2005, 26(2): 34-39.
- [32] Liu Y, Ma ZW, LvJS, Bi J. Identifying sources and hazardous risks of heavy metals in topsoils of rapidly urbanizing East China. Journal of Geographical Sciences, 2016, 26(6): 735-749.

- [33] 陈碧珊,苏文华,罗松英,吴增聪,莫莹,李秋琴,黄仁儒.湛江特呈岛红树林湿地土壤重金属含量特征及污染评价.生态环境学报, 2017,26(1):159-165.
- [34] 柴世伟,温琰茂,张云霓,董汉英,陈玉娟,龙祥葆,罗妙榕,向运荣,周毛.广州市郊区农业土壤重金属含量特征.中国环境科学, 2003,23(6):592-596.
- [35] Guo G H, Wu F C, Xie F Z, Zhang R Q. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. Journal of Environmental Sciences, 2012, 24(3); 410-418.
- [36] 邹曦,郑志伟,张志永,安然,胡莲,万成炎,胡红青.三峡水库小江流域消落区土壤重金属时空分布与来源分析.水生态学杂志,2012, 33(4):33-39.
- [37] 李晋昌,张红,石伟. 汾河水库周边土壤重金属含量与空间分布. 环境科学, 2013, 34(1): 116-120.
- [38] Lv J S, Liu Y, Zhang Z L, Dai J R, Dai B, Zhu Y C. Identifying the origins and spatial distributions of heavy metals in soils of Jucountry (Eastern China) using multivariate and geostatistical approach. Journal of Soils and Sediments, 2015, 15(1): 163-178.
- [39] Lv J S, Liu Y, Zhang Z L, Dai B. Multivariate geostatistical analyses of heavy metals in soils: spatial multi-scale variations in Wulian, Eastern China. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 107: 140-147.
- [40] Chen T, Liu X M, Zhu M Z, Zhao K L, Wu J J, Xu J M, Huang P M. Identification of trace element sources and associated risk assessment in vegetable soils of the urban-rural transitional area of Hangzhou, China. Environmental Pollution, 2008, 151(1): 67-78.
- [41] Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution, 2001, 114(3): 313-324.
- [42] 陈发虎, 范育新, Madsen D B, 春喜, 赵晖, 杨丽萍. 河套地区新生代湖泊演化与"吉兰泰-河套"古大湖形成机制的初步研究. 第四纪研 究, 2008, 28(5): 866-873.
- [43] 杨丽萍. 基于遥感与 DEM 的"吉兰泰-河套"古大湖重建研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2008.