

# 上海市某大型再开发场地土壤重金属污染特征、评价及来源分析

陈展<sup>1,2</sup>, 吴育林<sup>1,2</sup>, 张刚<sup>1,2</sup>

[1. 上海勘察设计院(集团)有限公司, 上海 200093; 2. 上海环境岩土工程技术研究中心, 上海 200093]

**摘要:** [目的] 研究土壤中重金属污染与生态风险状况, 为保障城市更新改造过程中土地的合理利用提供科学依据。[方法] 以上海市某大型再开发利用场地为研究对象, 采集了 102 个点位的表层(0—0.5 m)和下层(1.5—2.0 m)土壤样品, 测定 10 种重金属(As, Be, Cu, Pb, Ni, Ti, Zn, Cd, Cr 和 Hg)浓度, 采用地累积指数、内梅罗指数和潜在生态风险指数进行土壤重金属污染和生态风险评价, 并进一步利用多元统计分析方法揭示土壤中重金属的来源情况。[结果] ①测试土壤中重金属均未超过《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600-2018)第二类用地风险筛选值, 但 6.9%, 24.5%, 25.5%, 37.3% 和 63.7% 的采样点土壤中 As, Cu, Pb, Zn 和 Hg 浓度超过土壤元素背景值, 存在不同程度的累积现象。内梅罗指数评价结果表明研究区域土壤整体处于尚清洁到轻度污染状态, 分别有 11.8% 和 3.84% 的表层区域与 2.64% 和 0.63% 的下层区域土壤呈中度污染和重度污染状态。②表层土壤综合潜在生态风险指数均值为 89.91, 处于中等风险水平, Hg 为研究区域主要的生态风险因子。③土壤中 Ni, Cr, Be 和 Ti 浓度主要受成土母质风化作用的自然源控制, Pb, Zn, Cu, As 和 Hg 主要受交通运输源和历史农业活动源的影响, 其中自然源对表层土壤中的 As 和下层土壤中 Cu 也有相当比例的贡献, 而表层土壤中 Hg 更多受到除交通运输源以外的其他人类活动源影响。[结论] 后续土地利用过程应注重 Hg 的生态风险管控, 并提高对外来交通源引起的重金属累积效应的关注。

**关键词:** 再开发利用; 土壤; 重金属; 污染评价; 生态风险评价

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1000-288X(2021)01-0227-10

**中图分类号:** X53, X826

**文献参数:** 陈展, 吴育林, 张刚. 上海市某大型再开发场地土壤重金属污染特征、评价及来源分析[J]. 水土保持通报, 2021, 41(1): 227-236. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2021.01.032; Chen Zhan, Wu Yulin, Zhang Gang. Pollution characteristics, assessment, and source analysis of soil heavy metals in large-scale redevelopment site in Shanghai City [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(1): 227-236.

## Pollution Characteristics, Assessment, and Source Analysis of Soil Heavy Metals in Large-scale Redevelopment Site in Shanghai City

Chen Zhan<sup>1,2</sup>, Wu Yulin<sup>1,2</sup>, Zhang Gang<sup>1,2</sup>

[1. SGIDI Engineering Consulting (Group) Co., Ltd, Shanghai 200093, China;

2. Shanghai Engineering Research Center of Geo-Environment, Shanghai 200093, China]

**Abstract:** [Objective] The heavy metal pollution characteristics and ecological risk for soil were studied to provide a scientific basis for the proper land use in the process of urban renewal. [Methods] Samples of topsoil (0—0.5 m) and subsoil (1.5—2.0 m) were collected from 102 point locations in a large-scale redevelopment site in Shanghai City, and the concentration levels of 10 heavy metals (As, Be, Cu, Pb, Ni, Ti, Zn, Cr, Cd, and Hg) were tested and measured. The heavy metal contamination and ecological risk were evaluated with geo-accumulation, Nemerow, and potential ecological risk indices. The sources of heavy metals were further identified and revealed by multivariate statistical analysis. [Results] ① The contents of the heavy metals in soil were lower than the type II land soil risk screening values stipulated in the “Soil Environmental Quality-Risk Control Standard for Soil Contamination of Development Land, Pilot Version” (GB36600,

收稿日期: 2020-08-08

修回日期: 2020-09-25

资助项目: 上海市科学技术委员会项目“上海环境岩土工程技术研究中心”(15DZ2251300); 上海市科学技术委员会项目“原位水力循环修复与风险管控全过程智能监控技术研究及数字化评价系统开发”(18DZ1204302)

第一作者: 陈展(1989—), 男(汉族), 河南省南阳市人, 硕士, 工程师, 主要从事生态环境调查评估与修复技术研究。Email: chenzhan@sgidi.com.

2018), but the contents of As, Cu, Pb, Zn, and Hg in soil from 6.9%, 24.5%, 25.5%, 37.3%, and 63.7% sampling points exceed the background values of soil elements, which indicated different degrees of accumulation. The soil in the entire study area generally varies from clean to slightly polluted, with 11.8% and 3.84% of the topsoil and 2.64% and 0.63% of the subsoil moderately and heavily contaminated, respectively. ② The mean value of the comprehensive potential ecological risk index for topsoil was 89.91, representing a medium risk level. Hg in topsoil was the main ecological risk factor in the study area. ③ The concentrations of Ni, Cr, Be, and TI in the soil were mainly controlled by natural sources of weathering of the soil parent material. Pb, Zn, Cu, As, and Hg contents in soil were mostly affected by sources of transportation and historical agricultural production activities. Natural sources also contributed a considerable proportion to the contents of As in topsoil and Cu in subsoil as well as man-made sources. Hg in topsoil was more affected by other human activity sources than transportation sources. [Conclusion] During subsequent land use processes, more attention should be paid to the ecological risk control of Hg and the cumulative effect of heavy metals caused by external traffic sources.

**Keywords: redevelopment; soil; heavy metals; pollution assessment; ecological risk assessment**

土壤作为生态环境的载体,受自然沉积作用、各种风化作用和人类工农业生产、生活等影响,土壤中重金属具有隐蔽性、累积性、滞后性、生物毒性<sup>[1-2]</sup>,以及难以被生物降解等特点,使其在受到人类活动等外源影响后逐渐积累,影响自然植被生长,进而对城市生态系统健康造成较大不利影响<sup>[3]</sup>。

城市更新改造过程中涉及到大量原有建设用地的再开发利用,正确分析评价土壤重金属现状污染状况和生态风险水平,对于后续合理利用土地资源,减轻对生态环境的不利影响具有重要意义。

国内外已开展较多关于土壤(沉积物)重金属污染与风险评价的研究<sup>[1-11]</sup>,1969年,Muller<sup>[9]</sup>首次提出了参照环境背景值评价沉积物中重金属污染程度的地累积指数法,并在土壤污染评价中也得到了大量应用。1980年,瑞典学者Hakanson<sup>[10]</sup>将生态毒性效应引入重金属污染评价中,提出了综合考虑重金属浓度和生态毒性效应的潜在生态风险指数,也称Hakanson指数,并给出了7种重金属的毒性系数。2008年,中国学者徐争启等<sup>[11]</sup>根据Hakanson计算方法和相关研究,重新计算并给出了12种重金属的毒性系数,为后续该方法的广泛应用奠定了基础。目前,主要的土壤污染与生态风险评价方法包括单因子指数法、富集因子法、地累积指数法、内梅罗指数法、土壤综合质量影响指数法、模糊综合评价法、灰色系统分析法、潜在生态风险指数法和基于重金属形态的风险评价编码法等<sup>[12-16]</sup>。地累积指数、内梅罗指数和潜在生态风险指数因其有效性、灵敏性和准确性,得到最广泛的应用<sup>[12-13]</sup>。Jaffar等<sup>[5]</sup>采用地累积指数、内梅罗指数和潜在生态风险指数进行上海城市化和工业化区域127个土壤样品重金属污染与生态风险评价,发现所有土壤样品中的Zn,Pb和Cd处于较高

污染水平。Rajkumar等<sup>[6]</sup>采用地累积指数、富集因子、污染负荷指数和潜在生态风险指数评价,发现印度纳拉加尔山谷丘陵地带的土壤重金属(As,Cd,Cr,Cu,Fe,Mn,Ni,Pb和Zn)处于低—中等生态风险水平。张云芸等<sup>[8]</sup>以浙江省代表性农田为例,采用污染负荷指数、潜在生态风险指数和风险预警指数进行土壤重金属评价,结果表明Cd富集效应突出,Pb和Cd为最主要的生态风险因子,并采用相关性分析和主成分分析,揭示了Cd,Hg和Pb主要来源于工农业生产和交通源。常用的重金属溯源方法包括相关性分析、因子分析与主成分分析、聚类分析、正定矩阵因子分析和地统计分析方法等<sup>[17-21]</sup>。

然而,现有研究多针对农田、工矿区周边土壤和单一工矿用地土壤环境,对于再开发利用的城市建设用地的研究相对缺乏,分析评价其土壤重金属污染情况和潜在生态风险水平,可为保障城市土地的合理利用提供重要科学依据。

本文以上海市某大型再开发利用建设场地为研究对象,调查分析土壤中砷(As)、铍(Be)、铜(Cu)、铅(Pb)、镍(Ni)、铊(Tl)、锌(Zn)、镉(Cd)、汞(Hg)、六价铬( $\text{Cr}^{6+}$ )和总铬(Cr)浓度情况,采用地累积指数法、内梅罗指数法和潜在生态风险指数法评价土壤重金属污染状况和潜在生态风险水平,并利用相关性分析、聚类分析和主成分分析等多元统计方法揭示其来源,以期为该场地及类似场地的再开发利用管理提供有效参考。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区概况

研究区域为上海市长宁区( $121^{\circ}20.4'—121^{\circ}20.64'E$ ,  $31^{\circ}12.42'—31^{\circ}12.78'N$ )某大型建设用 地,场地面积

约  $1.75 \times 10^5 \text{ m}^2$ , 早期主要为居住用地(农村宅基地)和农田, 20 世纪 90 年代开始成立部分村办企业, 包括家具厂、涂料厂、五金厂和物流公司, 具体信息不详。2000 年后逐步作为工业用地(物流货运)、居住用地(农村宅基地)和公共服务用地(机场租用地)等混合用地使用, 调查采样时基本为荒地, 多数工业企业于 2009—2010 年基本全部拆除, 场内西侧的物流货运企业直至 2015 年才拆除, 场地后续规划建设为绿化用地等公共服务用地。场地外西侧紧邻市政道路, 道路以西 2002 年后一直为某科技工业园和机场跑道; 北侧紧邻市政道路, 道路以北 2010 年前为个别小型工业企业, 2010 年拆除, 后为闲置荒地; 东侧 20 世纪 90 年代后为部分小型仓储、物流公司, 2007—2008 年基本拆除, 建设市政道路和居住小区; 南侧紧邻河道, 河道以南为行政办公和商业办公用地。

场地所在区域地貌类型为滨海平原地貌, 地势平坦, 场地浅部地层条件从上到下主要为: 第 1 层人工填土, 厚度为 1.0~2.9 m, 平均厚度 1.5 m, 该部分区域上部土壤含有较多碎石、砖块, 下部以黏性土为主, 土质不均匀; 第 2 层粉质黏土, 土质相对均匀, 厚度约 0.9~3.5 m, 平均厚度 2 m; 第 3 层淤泥质粉质黏土层, 土质相对均匀, 层厚较大, 钻孔未揭穿, 场地地下水水位埋深约 0.15~1.78 m。

## 1.2 样品采集与分析测试

考虑其历史用地较复杂, 早期村办企业分布情况不明, 土壤原始状况扰动较大, 参照《场地环境监测技术导则》(HJ25.2-2014)<sup>[22]</sup>, 采用系统布点法, 2017 年在场地内均匀布设 102 个采样点。根据地层条件, 填土主要在地面以下 0—1.5 m, 该范围土壤受人为活动干扰较大, 1.5 m 以下土壤受到干扰相对较小, 同时考虑后续土地利用过程不同植被类型根系分布深度情况, 分别采集表层(0—0.5 m)和下层(1.5—2.0 m)土壤样品进行检测分析。

采样点 GPS 定位, 直推式钻机钻孔取样, 采用便携式土壤重金属检测仪进行筛查, 选取浓度较高样品进行采集, 若多个样品浓度相近则采集多个样品制成一个混合样, 每个点位表层和下层各采 1 个代表性样品。表层土壤采用取样器取样, 减少土壤扰动, 并去除植物残体、碎砖石等杂物, 下层岩心样取出后剥离外层土, 从中间取出土壤装入广口玻璃瓶中, 装满压实<sup>[22-23]</sup>, 每个样品约 500 g, 做好标记后采用专用样品箱送至具有 CMA 和 CNAS 资质认证的实验室检测。

采集土壤样品在有垫纸的搪瓷盘中摊成 2~3 cm 的薄层, 除去土壤样品中混杂的砖瓦石块, 石灰结核

和动植物残体等。适时压碎、翻动自然风干, 后再次压碎, 剔除杂质并混匀, 用 1.98 mm 尼龙筛筛分, 后再次充分搅拌混匀, 保证制备出样品能够代表原样。将粒径小于 2 mm 的土壤样品四分法分装一部分留样后, 将剩余样品分批次转移至 0.15 mm 的土壤筛中进行筛分, 去除沙砾和植物根系, 未过筛的土壤样品转移至玛瑙研钵中进行研磨, 直至全部过筛, 之后将过筛样品混匀分装。制成的样品加入 50% 稀硝酸, 25% 稀盐酸, 30% 过氧化氢, 85 °C 消解 30 min, 冷却后定容后采用 USEPA200.8 (Rev5.4): 1994 (Agilent 7900 电感耦合等离子体质谱联用仪 (ICPMS)) 测定土壤中 As, Be, Cu, Pb, Ni, Ti, Zn, Cr 和 Cd 的浓度; 加入氢氧化钠碳酸钠碱消解液(20 g 氢氧化钠和 30 g 碳酸钠溶于去离子水中, 稀释至 1 L), 90 °C~95 °C 恒温磁力搅拌 1 h, 冷却后过滤调节 PH 值至 7.0~8.0, 定容采用 USEPA 3060 A (Rev. 1): 1996\USEPA 7196 A (Rev. 1): 1992 (UV2600 紫外可见光分光光度计) 测定  $\text{Cr}^{6+}$  的浓度; 加入消解液(1:1 硫酸—硝酸混合液+2% 高锰酸钾溶液), 95 °C 水浴消解 2 h 后, 冷却用 20% 盐酸羟胺还原, 定容采用 GB/T22105.1-2008 (AFS-8220 原子荧光分光光度计) 测定 Hg 的浓度。基体样品加标回收率为 88%~104%, 实验室控制样品(标准样)加标回收率为 93%~104%, 方法空白未检出, 平行样的相对标准偏差在 ±15% 以内。

## 1.3 数据处理与评价方法

一般数据处理与统计采用 Minitab 18, 统计绘图采用 OriginLab 2018, 数据相关关系分析、聚类分析和主成分分析采用 IBM SPSS Statistics 25, 空间分布计算采用 ArcGIS 10.2 制作。

1.3.1 地累积指数法 采用地累积指数法进行重金属污染累积评价, 该方法以研究区域的背景值为参考, 并考虑一定的造岩运动引起背景值的变动系数来分级评价土壤中各重金属元素的累积效应<sup>[17]</sup>, 计算方法如下:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \left( \frac{C_{ij}}{k \times \text{GB}} \right) \quad (1)$$

式中:  $C_{ij}$  为采样点  $j$  重金属元素  $i$  的实测浓度 (mg/kg), 根据相关研究  $k$  一般取 1.5<sup>[7,12,18]</sup>; GB 为土壤重金属元素背景值 (mg/kg), 采用上海市土壤环境背景值<sup>[24]</sup>;  $I_{\text{geo}}$  分级标准<sup>[7,18]</sup> 见表 1。

1.3.2 内梅罗指数法 内梅罗指数法综合考虑各重金属的平均值和单个重金属的极大值以反映土壤中重金属综合污染程度<sup>[1-2,19]</sup>, 其计算方法如下:

$$\text{INI}_j = \sqrt{\frac{P_{\text{avej}} + P_{\text{maxj}}}{2}} \quad (2)$$

式中:  $P_{avej} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_{ij}/S_i)$  和  $P_{maxj} = \max(C_{ij}/S_i)$  分别为采样点  $j$  重金属元素  $i$  单项污染指数的平均值和最大值;  $C_{ij}$  为采样点  $j$  重金属元素  $i$  的实测浓度 (mg/kg),  $S_i$  为重金属元素  $i$  的参考值, 采用上海市土壤环境背景值 (mg/kg);  $n$  为重金属元素数量; INI<sub>j</sub> 分级标准<sup>[1,2,25]</sup>见表 1。

1.3.3 潜在生态风险指数法 潜在生态风险指数法 (RI) 是基于重金属的性质和环境行为特点, 综合考虑了重金属的浓度、生物毒性和生态效应等因素用以评价土壤中重金属元素的潜在生态风险, 反映了重金属对生态环境的潜在影响程度<sup>[10,26-27]</sup>, 计算方法如下:

$$RI_j = \sum_{i=1}^n E_j^i = \sum_{i=1}^n T^i \times C_j^i = \sum_{i=1}^n T^i \times (C_{ij}/S_i) \quad (3)$$

式中:  $RI_j$  为采样点  $j$  重金属综合潜在生态风险指数;  $E_j^i$  为采样点  $j$  重金属  $i$  潜在生态风险指数;  $T^i$  为重金属  $i$  的毒性系数, 反映重金属的毒性水平和生

物对其污染的敏感程度, 根据重金属浓度和污染情况,  $Cr^{6+}$  和 Cd 未检出, Be 和 TI 检出浓度低于背景值, 且缺少相关毒性系数研究<sup>[27]</sup>, 因此本研究参与评价污染物为 As, Cu, Pb, Ni, Zn, Cr, Hg, 相应毒性系数分别为 10, 5, 5, 5, 1, 2, 40<sup>[10-11]</sup>。  $C_j^i$  为重金属的污染系数,  $C_{ij}$  为采样点  $j$  重金属元素  $i$  的实测浓度 (mg/kg),  $S_i$  为重金属元素  $i$  的参考值, 采用上海市土壤环境背景值 (mg/kg);  $E_j^i$  分级标准第一级上限可由未受污染时的污染系数 ( $C_j^i = 1$ ) 与评价污染物最大毒性系数乘积, 下一级限值为上一级的 2 倍, 本研究中 Hg 毒性系数最大为 40, 因此第一级上限值为 40。  $RI_j$  分级标准与评价污染物种类和数量有关, 参照相关研究进行折算<sup>[16,28-29]</sup>, 将 Hakanson 指数第一级分级标准和参与评价的 8 种污染物毒性系数总和比值乘以本项目参与评价的 7 种重金属毒性系数总和, 并取十位整数得到  $RI_j$  第一级上限值 80, 其余各级为上一级的 2 倍, 具体评价指标分级见表 1。

表 1 土壤污染与生态风险评价分级标准

$I_{geo}$	污染评价		生态风险评价				
	污染分级	INI <sub>j</sub>	污染分级	$E_j^i$	风险等级	RI <sub>j</sub>	风险等级
≤0	无污染	≤0.7	清洁	<40	轻微	<80	轻微
0~1	轻微污染	0.7~1	尚清洁	40~80	中等	80~160	中等
1~2	偏中度污染	1~2	轻度污染	80~160	较高	160~320	较高
2~3	中度污染	2~3	中度污染	160~320	高	320~640	高
3~4	偏重度污染	>3	重度污染	≥320	极高	≥640	极高
4~5	重污染						
>5	高度污染						

注: 表中  $I_{geo}$  为地累积指数; INI<sub>j</sub> 为内梅罗指数;  $E_j^i$  为潜在生态风险指数;  $RI_j$  为综合潜在生态风险指数。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤重金属污染特征

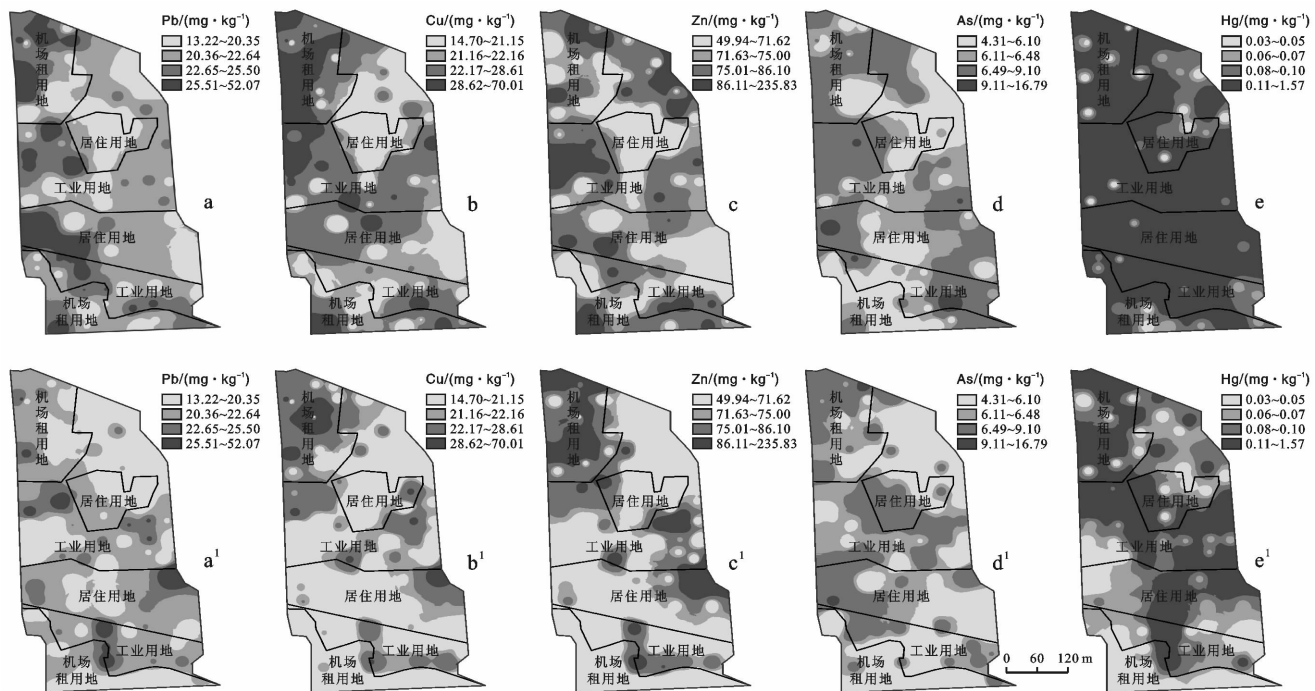
2.1.1 土壤重金属浓度分析 除  $Cr^{6+}$  和 Cd 外, 研究区域重金属浓度统计结果见表 2。As, Cu, Pb, Ni 和 Hg 检出浓度最大值未超过《土壤环境质量建设用土污染风险管控标准(试行)》(GB36600-2018)<sup>[30]</sup> 中第二类用地筛选值 (As: 60 mg/kg, Cu: 18 000 mg/kg, Pb: 800 mg/kg, Ni: 900 mg/kg, Hg: 38 mg/kg); 而 6.9%, 24.5%, 25.5%, 37.3% 和 63.7% 的采样点土壤样品中 As, Cu, Pb, Zn 和 Hg 超过上海市背景值<sup>[24]</sup>, 其中表层样品超过背景值比例分别为 4.9%, 20.6%, 18.6%, 26.5% 和 55.9%, 下层超过背景值比例分别为 2.0%, 8.8%, 10.8%, 14.7% 和 31.4%, 且表层土壤重金属浓度均值大于下层土壤样品。

可能受到自然因素和人类活动来源影响不同, 表层土壤中各元素的变异系数 ( $C_v$ ) 由大到小依次为:  $Hg > Cu > Zn > Pb > As > Cr > TI > Be > Ni$ , 下层土壤中各元素的变异系数 ( $C_v$ ) 由大到小依次为:  $Hg > Zn > Cu > As > Pb > Cr > Be > TI > Ni$ , 其中 Cr, TI, Be 和 Ni 属于弱变异 ( $C_v < 15\%$ ), Hg, Cu 和 Zn 属于强变异 ( $C_v > 36\%$ )<sup>[16,31]</sup>, 表明其受人类活动干扰较大, Pb 和 As 表现出一定程度的人类活动干扰, Hg, Cu, Zn, As 和 Pb 的偏度和峰度较大, 表明场地土壤中存在 Hg, Cu, Zn, As 和 Pb 局部高累计状态<sup>[8]</sup>。

2.1.2 重金属污染空间分布 计算上述超过背景值的重金属元素浓度空间分布, 由于各金属浓度均不满足正态分布, 且经过变换后仍不满足正态分布, 因而采用反距离权重法估算各重金属浓度空间分布 (详见图 1)。

表 2 研究区域土壤重金属浓度统计

土层	重金属	最小值/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	最大值/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	均值/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	标准差/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	变异系数 ( $C_v$ )/%	偏度	峰度	背景值 <sup>[24]</sup> / ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
表层 (0—0.5 m)	As	4.30	16.80	6.53	1.59	24.29	3.14	16.94	9.1
	Be	0.36	0.64	0.51	0.06	11.96	-0.02	-0.54	1.23
	Cu	14.70	70.10	24.77	9.26	37.39	2.59	8.36	28.6
	Pb	13.20	52.10	22.28	5.60	25.15	2.17	7.92	25.5
	Ni	18.20	31.00	23.49	2.74	11.65	0.31	-0.24	31.9
	TI	0.07	0.13	0.10	0.01	12.11	0.08	-0.06	0.27
	Zn	49.90	236.00	77.93	22.72	29.16	3.64	22.46	86.1
	Hg	0.05	1.57	0.20	0.21	104.44	4.02	22.76	0.1
	Cr	16.40	41.90	25.72	3.85	14.98	0.83	1.97	75
下层 (1.5—2.0 m)	As	3.30	11.30	6.21	1.33	21.43	0.80	1.93	9.1
	Be	0.42	0.68	0.53	0.06	11.13	0.20	-0.49	1.23
	Cu	14.20	94.90	21.67	8.65	39.89	6.35	51.60	28.6
	Pb	12.90	39.90	20.83	4.18	20.05	1.40	4.18	25.5
	Ni	19.20	31.80	25.23	2.72	10.77	0.26	-0.29	31.9
	TI	0.08	0.13	0.10	0.01	11.08	0.23	-0.13	0.27
	Zn	47.60	286.00	75.26	30.90	41.06	4.18	22.87	86.1
	Hg	0.05	0.65	0.14	0.12	85.03	2.26	5.62	0.1
	Cr	19.60	35.10	26.99	3.26	12.09	0.13	-0.52	75



注:a—e为表层土壤;a<sup>1</sup>—e<sup>1</sup>为下层土壤。

图 1 土壤中重金属 Pb(a, a<sup>1</sup>), Cu(b, b<sup>1</sup>), Zn(c, c<sup>1</sup>), As(d, d<sup>1</sup>)和 Hg(e, e<sup>1</sup>)浓度的空间分布

表层土壤中的 Pb, Cu, Zn 和 As 浓度分布有一定相似性(图 1a—1d), 下层土壤中的 Cu 和 Zn 浓度分布有一定相似性(图 1b<sup>1</sup>, 1c<sup>1</sup>), 下层土壤中 As, 以及表层与下层土壤中的 Hg 与其余重金属浓度分布差异较大(图 1e 及 1d<sup>1</sup>—1e<sup>1</sup>)。

表层土壤中各种金属超过背景值的区域面积(图 1a—1e, 第 4 级灰度区域)均大于下层土壤, 其中以

Hg 超过背景值区域面积最大, Pb, Cu 和 Zn 次之, 土壤中的 As 仅有零星区域超过土壤背景值。表层土壤中 Hg 超出背景值区域基本遍布全场, 下层沿场地西北向东南方向也有较大面积分布。表层土壤中 Pb, Cu 和 Zn 超出背景值区域主要分布在场地西侧工业用地区(仓储物流)、机场租用地及周边区域, 下层土壤中 Pb 仅在场中部工业用地附近有少部分区域超

过土壤背景值,下层土壤中的 Cu 和 Zn 在场地西北侧机场租用地和西南侧居住用地与工业用地边缘有部分区域超过土壤背景值。

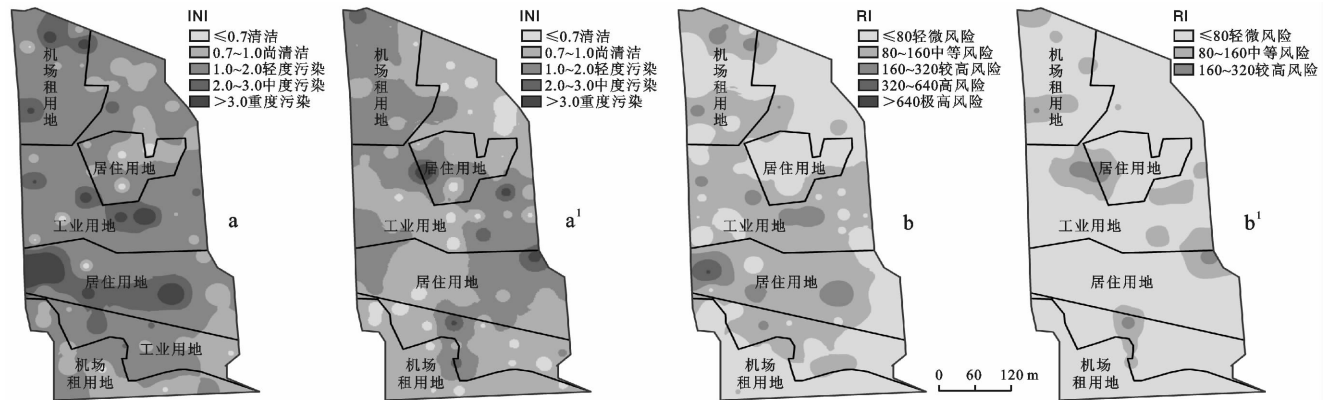
## 2.2 土壤重金属污染评价

2.2.1 地累积指数 土壤中重金属  $I_{geo}$  均值为负值,说明整体上场地为无污染状态。As, Cu, Pb, Zn 和 Hg 部分样品检出浓度超过背景值,且其表层  $I_{geo}$  均值大于下层,与重金属易在表层积累的规律一致。

各采样点位中 As, Be, Ni, TI 和 Cr 的  $I_{geo}$  均为无污染, Cu, Pb, Zn 和 Hg 均有不同比例的污染点位,主要以轻微污染为主,表层轻微污染占比 Hg(19.61%) > Cu(4.9%) > Pb(1.96%) = Zn(1.96%), 下层轻微污染占比 Hg(10.79%) > Zn(2.94%) > Cu(0.98%) = Pb(0.98%), 此外,部分点位 Hg 处于中度(1.96%表层样品和 0.98%下层样品)和偏重度(0.98%表层样品)污染状态, 10.78%的表层样品和 4.9%的下层样品中的 Hg, 以及下层个别点位(占比 0.98%)的 Cu 和 Zn 处于偏中度污染状态,说明受人类活动等外源输入影响,土壤中局部区域存在 Cu, Pb, Zn 和 Hg 等

重金属不同程度的累积现象,以 Hg 累积现象较为明显。

2.2.2 内梅罗指数 采用内梅罗指数法(INI)进行各采样点土壤重金属污染综合评价。各采样点表层土壤样品处于清洁、尚清洁、轻度污染、中度污染和重度污染的比例分别为 11.76%, 32.35%, 38.24%, 7.84% 和 9.80%, 下层样品中对应比例分别为 28.43%, 45.10%, 19.61%, 2.94% 和 3.92%, 主要集中在尚清洁和轻度污染水平,可能受到历史场地表层污染填土翻动和重金属淋溶下迁的部分影响。表层土壤样品 INI 均值为 1.46, 处于轻度污染状态, 下层土壤样品 INI 均值为 1.02, 接近尚清洁的状态, 局部点位出现一定程度的富集, 表现出中度污染, 甚至是重度污染状态, 尽管地累积指数均值反映场地整体处于无污染状态, 但内梅罗指数法综合考虑了各重金属均值和最大值, 是对场地整体污染状况和局部相对高浓度区域污染状况的总体反映, 更符合人类活动影响下场地土壤中重金属污染的呈斑块状分布的无序性和场地异质性的特征(图 2)。



注: a, b 为表层土壤; a', b' 为下层土壤。

图 2 土壤中重金属内梅罗指数(INI)与潜在生态风险指数(RI)分布

计算场地土壤重金属 INI 分布(图 2a, 2a'), 表层土壤处于轻度污染状态面积占研究区总面积的比例约 65.66%, 11.8% 和 3.84% 的区域呈中度和重度污染状态, 呈斑块状分布在场地中部和北部的机场租用地、工业用地和南部的居住用地区域, 主要受 Hg 较高的单项污染指数影响, 根据查阅的该场地相关历史档案资料 and 人员访谈, 该区域主要受人类活动影响, 其中居住用地尽管为村落宅基地, 但 20 世纪 70 和 80 年代各种村办企业混杂其中, 可能引起局部区域重金属的富集。下层土壤处于尚清洁和轻度污染状态面积分别占 54.37% 和 38.21%, 2.64% 和 0.63% 的区域处于中度污染和重度污染状态, 呈点状分布于场地工业用地及其邻近区域, 也主要受 Hg 较高的单因子

污染指数影响, 说明受人类活动影响, 下层土壤局部区域也呈现较高度度的 Hg 富集现象。

## 2.3 土壤重金属生态风险评价

场地土壤潜在生态风险指数如图 2b, 2b' 所示, 表层土壤处于中等风险和轻微风险水平面积占研究区域面积的 46.49% 和 47.19%, 个别区域呈较高风险、高风险和极高风险水平, 分布在场地中部和北部的机场租用地、工业用地和南部的居住用地区域, 主要受表层个别点位 As, Pb 和 Hg 较高风险水平( $RI_j$ )影响。下层土壤处于轻微风险水平面积占研究区域面积 86.2%, 个别区域呈现中等风险和较高风险水平, 主要受下层个别点位 As, Pb, Zn 和 Hg 较高风险水平( $RI_j$ )影响。

计算重金属(As, Cu, Pb, Ni, Zn, Cr 和 Hg)的潜

在生态风险指数,考虑潜在生物毒性后,表层土壤重金属的潜在生态风险指数均值( $E^i$ )由大到小依次为  $Hg(68.76) > As(7.18) > Pb(4.37) > Cu(4.33) > Ni(3.65) > Zn(0.91) > Cr(0.69)$ ,下层土壤重金属的潜在生态风险指数均值( $E^i$ )依次为  $Hg(38.96) > As(6.82) > Pb(4.08) > Ni(3.95) > Cu(3.79) > Zn(0.87) > Cr(0.72)$ ,其中表层土壤中 Hg 处于中等风险水平,为研究区域主要的生态风险因子,其余重金属均处于轻微风险水平。

分别计算各采样点重金属(As,Cu,Pb,Ni,Zn,Cr和Hg)的综合潜在生态风险指数( $RI_j$ ),表层土壤的综合潜在生态风险指数( $RI_j$ )处于轻微、中等、较高和极高 4 种水平,对应采样点占比分别为 62.75%,24.51%,11.76%和 0.98%;下层土壤综合潜在生态风险指数( $RI_j$ )处于轻微、中等和较高 3 种水平,对应采样点占比分别为 83.33%,11.77%和 4.90%,主要集中于轻微风险水平。表层土壤综合潜在生态风险指数均值( $RI$ )为 89.91,处于中等风险水平,下层土壤综合潜在生态风险指数均值( $RI$ )为 59.20,处于轻微风险水平。

## 2.4 土壤重金属污染来源解析

### 2.4.1 相关分析

除 Ni 外,其余重金属均不满足正态分布,为分析重金属来源之间的相关关系,计算各重金属元素间的 Spearman 相关系数。

表层土壤中 Be-Ni-TI-Cr,Pb-Zn-Cu 呈显著正相关关系,其相关系数分别为 0.444~0.814( $p < 0.01$ )和 0.693~0.790( $p < 0.01$ ),其中 Cu-Pb,Cu-Zn 和 Ni-Cr 相关系数在 0.7 以上( $p < 0.01$ ),表现较高的来源相似性。Be-Ni-TI-Cr 变异系数(11.96%~14.98%)较 Pb-Zn-Cu(25.15%~37.39%)小,且均未超过土壤元素背景值,说明其受共同的自然来源影响;Pb-Zn-Cu 部分点位浓度超过土壤元素背景值,说明其污染来源的相似性。As 与 Cu,Pb,Zn 和 Cr 均有一定程度的正相关关系,与 Cu 的相关关系较高,说明其来源受人类活动和自然因素的共同影响,主要以人类活动来源为主。Hg 与 Cu,Pb 和 Zn 有一定的显著正相关关系,与 Be,Ni,TI 和 Cr 呈现一定的显著负相关关系,与 As 相关关系不大,说明其与 Cu,Pb 和 Zn 污染具有一定的同源性。

下层土壤重金属的相关性与表层土壤基本一致,其中 Cu-Pb,Cu-Zn 和 Ni-Cr 相关系数达到 0.85 以上( $p < 0.01$ );除 As-Be 外,As,Pb,Zn,Cu,Be,Ni,TI,Cr 两两之间均呈现一定的显著正相关关系,其中 Pb,Cu 与 Cr,TI 之间相关系数达 0.5 以上( $p < 0.01$ ),说明下层土壤重金属来源的相似性受自然因素影响相

对较大。Hg 与 As,Cu,Pb 和 Zn 有一定的显著正相关关系,与 Be,Ni,TI 和 Cr 无明显相关关系,说明下层 Hg 与 As,Cu,Pb 和 Zn 污染来源的相似性,表层和下层 Hg 与其余重金属元素的相关关系差异说明其来源的复杂性。

为分析土壤重金属向下迁移情况,计算各重金属表层和下层样品浓度的相关系数,仅 Be,Cu,Pb 和 Zn 表层和下层浓度呈现一定的显著正相关关系,相关系数相对较小,分别为 Be(0.280, $p < 0.05$ ),Cu(0.280, $p < 0.05$ ),Pb(0.308, $p < 0.05$ )和 Zn(0.403, $p < 0.05$ )。此外,土壤中 Be 的变异系数(表层 11.96%/下层 11.13%)较小,表层和下层相近,说明其主要受自然源影响,空间异质性相对较小;Cu,Pb 和 Zn 的变异系数(37.39%/39.89%,25.15%/20.05%,29.16%/41.06%)较大,且下层土壤中 Cu 和 Zn 变异系数高于表层,说明下层土壤中 Cu,Pb 和 Zn 受表层土壤重金属向下迁移来源影响的程度有限,其多数分布区域的空间变异性更多受到人类活动源的影响,与前述重金属污染评价结果和表层和下层污染分布并不完全相同的情况基本一致。

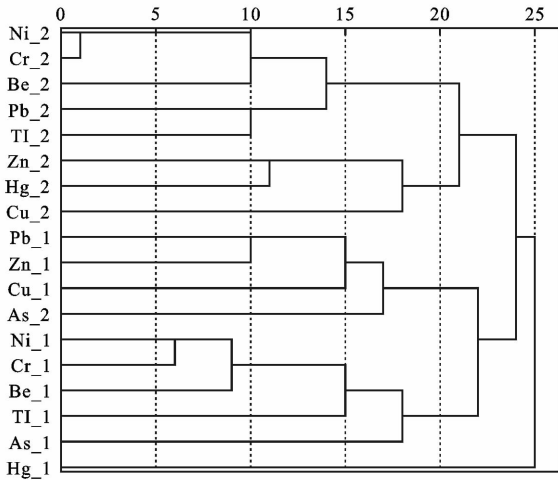
### 2.4.2 聚类分析与主成分分析

为进一步分析场地土壤中重金属来源情况,对土壤重金属(As,Be,Cu,Pb,Ni,TI,Zn,Cr 和 Hg)浓度进行聚类分析和主成分分析(PCA)。采用分层聚类方法,并选用组间连接法,距离测量采用平方欧式距离,聚类结果分为 5 类(图 3):①下层土壤中的 Ni-Cr-Be-Pb-TI;②下层土壤中的 Zn-Hg-Cu;③表层土壤中的 Pb-Zn-Cu 和下层土壤中的 As;④表层土壤中的 Ni-Cr-Be-TI-As;⑤表层土壤中的 Hg。

对研究区域土壤样品中重金属浓度进行 KMO 检验和 Bartlett's 球形度检验,表层和下层 KMO 统计量为 0.678 $>$ 0.6, $p < 0.01$ ,满足主成分分析要求,根据特征值大于 1 原则<sup>[32]</sup>,提取前 5 个主成分方差累计贡献率达到 75.25%,表明该主成分能够在较大程度上表征土壤中重金属的来源信息(见表 3)。

主成分 1( $PC_1$ )的方差贡献为 26.09%,下层土壤中 Ni,Cr,Be 和 TI 载荷分别为 0.960,0.919,0.813,0.704,属于强载荷( $> 0.6$ )<sup>[20]</sup>,其浓度均低于土壤背景值,正相关关系显著,变异系数较小,说明  $PC_1$  反映下层土壤重金属受自然来源影响,与已有研究<sup>[25,33-35]</sup>一致,TI 浓度主要受成土母质来源影响<sup>[33]</sup>,Be 为典型的亲岩元素<sup>[34]</sup>,Cr 和 Ni 是中国城市土壤污染程度最低的重金属之一,农业活动中化肥农药使用对土壤中 Cr 和 Ni 浓度影响小于土壤本底影响<sup>[16,35]</sup>,李春芳等<sup>[35]</sup>对龙口市污水灌溉农田重金属来源分析研究表

明土壤中 Cr 和 Ni 浓度主要受成土母质影响,污水灌溉对其在土壤中的富集影响较小。此外,下层土壤中 Pb 在 PC<sub>1</sub> 上也有一定载荷(0.51),且聚类分析结果 Ni-Cr-Be-Pb-TI 为一类(图 3),说明 PC<sub>1</sub> 也反映了部分下层土壤中 Pb 的自然源影响,与相关性分析结果,以及下层土壤中 Pb 的浓度分布情况(图 1a<sup>1</sup>)一致。



注: \_1 为表层土壤, \_2 为下层土壤。

图 3 研究区域土壤重金属浓度聚类分析

主成分 2(PC<sub>2</sub>)的方差贡献为 19.26%,表层土壤中的 Ni, Cr, Be 和 TI 载荷较高,分别为 0.934, 0.844, 0.825, 0.675。其浓度均低于土壤背景值,正相关关系显著,变异系数较小,说明 PC<sub>2</sub> 反映表层土壤重金属受成土母质影响的自然来源。此外,表层土壤中 As 在 PC<sub>2</sub> 载荷(0.486)与 PC<sub>4</sub> 上的载荷(0.343)相当,可认为有两种主成分来源<sup>[36]</sup>,PC<sub>2</sub> 也反映了部分表层土壤中 As 的自然来源。

主成分 3(PC<sub>3</sub>)的方差贡献为 11.87%,下层土壤中 Zn, Hg 和 Pb 载荷较高,分别为 0.886, 0.827, 0.736,正相关关系显著,变异系数较大,且部分土壤样品浓度超过背景值,说明 PC<sub>3</sub> 反映下层土壤重金属的人为活动影响源。此外,而下层土壤样品多为受人为活动干扰较小的粉质黏土,土壤中 Pb, Zn 和 Hg 相对高浓度区在场地中部有较多分布,与表层土壤重金属分布并不一致(图 1a, 1a<sup>1</sup>, 1c, 1c<sup>1</sup>, 1e, 1e<sup>1</sup>),该区域历史上作为农村宅基地和农田,农业活动中的污水灌溉、畜禽粪便、农药化肥使用可在一定程度上造成土壤中的 Zn, Pb 和 Hg 的累积<sup>[8,24,34]</sup>,说明 PC<sub>3</sub> 更多反映受场地内部早期农业生产活动的影响源,重金属早期出现累积,并通过淋溶下迁和上部填土厚度的不断增加而逐渐在下层粉质黏土层的上部聚集。

主成分 4(PC<sub>4</sub>)的方差贡献为 11.61%,表层土壤中的 Pb, Zn 和 Cu 载荷较高,分别为 0.870, 0.856,

0.709,部分土壤样品中重金属浓度超过背景值,变异系数较大,说明 PC<sub>4</sub> 反映表层土壤重金属的人类活动影响源。表层土壤中的 Pb, Cu, Zn 相对高浓度区主要分布在场内地内西侧工业用地(物流货运企业)和机场租用地(停车场)(图 1a—1c, 1a<sup>1</sup>—1c<sup>1</sup>),场地外西侧为市政道路和机场跑道,交通流量较高,表层土壤中重金属可能受场地内交通源排放和场外交通源的大气沉降叠加影响。已有研究表明 Zn 和 Pb 可作为交通污染源的示踪物质<sup>[16,20-21]</sup>,其中汽车尾气排放是 Pb 污染重要来源<sup>[16,31,37]</sup>,作为轮胎生产中重要的添加剂 Zn 主要来源于汽车轮胎磨损, Cu 常用于制造车辆制动系统与散热器,来源于汽车制动过程中的摩擦,也可看做交通污染源的标示<sup>[20,36-38]</sup>,说明 PC<sub>4</sub> 反映的是土壤重金属的交通运输来源。此外,下层土壤中 As 在 PC<sub>3</sub> 上的载荷(0.484)与 PC<sub>4</sub> 上的载荷(0.543)相当,聚类分析结果下层土壤中 As 与表层土壤中 Pb-Zn-Cu 为一类(图 3),且场地西侧下层土壤中 As 相对高浓度分布区域(图 1d<sup>1</sup>)与表层土壤中的 Pb, Zn 和 Cu 相对高浓度分布区一致(图 1a—1c),次高浓度区域在场地中部有较大面积分布,说明下层土壤中 As 受场地内外交通运输源和场地内部早期农业生产源共同影响。

主成分 5(PC<sub>5</sub>)方差贡献为 6.42%,仅下层 Cu 的载荷较高(0.698),且下层土壤中 Cu 在 PC<sub>3</sub> 上也有一定载荷(0.464),聚类分析结果 Zn-Hg-Cu 为一类(图 3)。下层部分土壤样品中 Cu 浓度超过背景值,且与受场地早期农业活动源影响为主的 Zn, Hg, Pb(PC<sub>3</sub>)和自然来源为主的 Ni, Cr, Be 和 TI(PC<sub>1</sub>)正相关关系显著,孙云厚等<sup>[39]</sup>在新疆东天山某铜矿区土壤重金属污染评价研究中发现土壤中的 Cu 受采矿活动和成土母质风化作用的共同影响。该场地下层土壤中 Cu 相对高浓度区域较小,零星分布在北侧和东南侧边缘,其余区域 Cu 浓度相对较低(图 1b<sup>1</sup>),说明下层土壤中 Cu 受农业活动的人为源和成土母质风化作用自然源的共同影响。

汞是唯一主要以气相形式存在于大气中的重金属<sup>[40]</sup>,其长距离传输能力较强,来源十分广泛,除受含汞废水与固体废物直接向土壤中排放和成土母质风化作用影响外,化石燃料燃烧、垃圾焚烧和水泥制造等人为活动源均可向大气释放汞,并通过干湿沉降作用在表层土壤中不断富集<sup>[41-42]</sup>。

研究区表层土壤样品中 Hg 浓度超过背景值比例较 Pb, Zn 和 Cu 高,且变异系数较大,除场地西侧个别相对高浓度点 Hg 与 As 和 Pb 受共同污染源影响外(图 1e, d, a),其余 Hg 相对高浓度与次高浓度区



在场地内的工业用地、居住用地和机场租用地均有较大面积分布(图 1e)。聚类分析结果表层土壤中的 Hg 自成一类(图 3),且仅在 PC<sub>4</sub> 上有一定正载荷(0.451),表层土壤中的 Hg 与 Pb, Zn, Cu 有一定的正相关关系,与主要受成土母质风化作用影响的 Ni, Cr, Be 和 TI 呈负相关关系,相关程度均较低,与 As 基本无相关关系。说明除与表层土壤中的 Pb, Zn, Cu 有着相似来源的交通运输源对其有一定贡献外,表层土壤中的 Hg 浓度更多受到其他人类活动源的影响。

表 3 土壤重金属浓度主成分分析载荷矩阵

重金属	PC <sub>1</sub>	PC <sub>2</sub>	PC <sub>3</sub>	PC <sub>4</sub>	PC <sub>5</sub>
Ni_2	0.960	0.051	0.024	0.072	-0.057
Cr_2	0.919	0.058	0.144	0.105	0.079
Be_2	0.813	0.022	-0.023	0.072	0.233
TI_2	0.704	-0.086	0.464	0.044	-0.389
Ni_1	0.033	0.934	-0.059	-0.034	0.019
Cr_1	0.005	0.844	-0.063	0.240	0.085
Be_1	0.175	0.825	-0.115	0.094	0.192
TI_1	-0.170	0.675	0.173	0.171	-0.457
As_1	0.042	0.486	0.032	0.343	-0.374
Hg_1	0.143	-0.461	-0.269	0.451	-0.070
Zn_2	0.139	0.003	0.886	0.023	0.094
Hg_2	-0.117	-0.061	0.827	0.036	0.029
Pb_2	0.510	-0.079	0.736	0.073	0.031
Pb_1	0.065	0.019	-0.040	0.870	-0.175
Zn_1	0.099	0.201	0.062	0.856	-0.009
Cu_1	-0.026	0.176	0.154	0.709	0.244
As_2	0.281	0.093	0.484	0.543	0.068
Cu_2	0.149	0.196	0.464	0.135	0.698
特征值	4.697	3.467	2.136	2.089	1.156
方差贡献	26.09	19.26	11.87	11.61	6.42
累计方差贡献	26.09	45.35	57.22	68.83	75.25

注:①“\_1”和“\_2”分别表示表层土壤与下层土壤;②提取方法为主成分分析法;③旋转方法为方差最大法。

### 3 结论

(1) 研究区域重金属均未超过土壤污染风险筛选值,6.9%,24.5%,25.5%,37.3%和 63.7%的采样点土壤样品中 As, Cu, Pb, Zn 和 Hg 浓度超过土壤元素背景值,呈高累积污染状态。内梅罗指数评价结果显示场地土壤整体处于尚清洁到轻度污染状态,但仍有 11.8%和 3.84%的区域表层土壤呈中度污染和重度污染状态,2.64%和 0.63%的区域下层土壤呈中度污染和重度污染状态。

(2) 表层土壤重金属的潜在生态风险依次为 Hg > As > Pb > Cu > Ni > Zn > Cr, 下层土壤重金属的潜

在生态风险依次为 Hg > As > Pb > Ni > Cu > Zn > Cr。其中表层土壤中 Hg 处于中等风险水平,为研究区域主要的生态风险因子。表层土壤处于轻微风险和中等风险水平面积占比分别为 62.75%和 24.51%,综合潜在生态风险指数均值为 89.91,处于中等风险水平;下层土壤处于轻微风险水平面积占比为 83.33%,综合潜在生态风险指数均值为 59.20,处于轻微风险水平。

(3) 研究区域土壤中 Ni, Cr, Be 和 TI 主要受成土母质风化作用的自然源影响,土壤中的 Pb, Zn, Cu, As 和 Hg 主要受场地及邻近区域交通运输和场地早期农业生产活动等人类活动源影响,其中表层土壤中的 As 与下层土壤中 Cu 的自然源与人为源贡献相当,表层土壤中 Hg 来源复杂,更多受到除交通运输源以外的其他人类活动源影响。

综上所述,历史农业生产、交通运输和用地变迁活动引起本研究区域表层和下层土壤中的部分重金属累积,并分别表现中等和轻微的生态风险, Hg 作为主要生态风险因子应引起高度关注,此外,后续土地利用过程中还应关注外部交通污染源对该区域土壤中的 Pb, Zn 和 Cu 的累积效应和生态影响。

### [ 参 考 文 献 ]

- [1] 范俊楠,郭丽,张明杰,等.湖北省重点区域及周边表层土壤重金属污染现状及评价[J].中国环境监测,2020,36(1):96-104.
- [2] 熊佳,韩志伟,吴攀,等.独山锑冶炼厂周边土壤锑空间分布特征、污染评价及健康风险评估[J].环境科学学报,2020,40(2):655-664.
- [3] 王洋洋,李方方,王笑阳,等.铅锌冶炼厂周边农田土壤重金属污染空间分布特征及风险评估[J].环境科学,2019,40(1):437-444.
- [4] Li Jingjing, Cui Jihua, Liu Gao, et al. Extensive study of potential harmful elements (Ag, As, Hg, Sb, and Se) in surface sediments of the Bohai Sea, China: Sources and environmental risks [J]. Environmental Pollution, 2016,219:432-439.
- [5] Jaffar S T A, Chen Longzhu, Younas H, et al. The extent of heavy metal pollution and their potential health risk in topsoils of the massively urbanized district of Shanghai [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2017,73(3):1-15.
- [6] Rajkumar H, Naik P K, Rishi M S. Evaluation of heavy metal contamination in soil using geochemical indexing approaches and chemometric techniques [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2019,16(11):7467-7486.
- [7] 刘庚,石瑛,田海金,等.某大型砷渣场地土壤 As 污染特

- 征及生态风险评价[J]. 环境科学, 2018, 39(12): 5639-5646.
- [8] 张云芸, 马瑾, 魏海英, 等. 浙江省典型农田土壤重金属污染及生态风险评价[J]. 生态环境学报, 2019, 28(6): 1233-1241.
- [9] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. *Geojournal*, 1969, 2(3): 108-118.
- [10] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach [J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [11] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [12] Kowalska J B, Mazurek R, Gasiorek M, et al. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination: A review [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2018, 40(6): 2395-2420.
- [13] Xiong Bijing, Zhang Youchi, Nunes L M, et al. Critical comparison of soil pollution indices for assessing contamination with toxic metals [J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2015, 226(10): 352.
- [14] 王玉军, 吴同亮, 周东美, 等. 农田土壤重金属污染评价研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(12): 2365-2378.
- [15] 陈晓燕, 范成五, 瞿飞, 等. 土壤重金属污染评价方法概述[J]. 浙江农业科学, 2017, 58(10): 1801-1804, 1810.
- [16] 郭彦海, 孙许超, 张士兵, 等. 上海某生活垃圾焚烧厂周边土壤重金属污染特征、来源分析及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2017, 38(12): 5262-5271.
- [17] 张倩, 陈宗娟, 彭昌盛, 等. 大港工业区土壤重金属污染及生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(11): 4232-4240.
- [18] 徐晨, 王沛芳, 陈娟, 等. 望虞河西岸河网重金属污染特征及生态风险评价[J]. 环境科学, 2019, 40(11): 4914-4923.
- [19] 丁亚丽, 廖敏, 方至萍, 等. 新建铅蓄电池集聚区对周边土壤环境的影响: 基于重金属空间特征[J]. 环境科学, 2019, 40(9): 4244-4252.
- [20] 纪冬丽, 曾婉晴, 张新波, 等. 天津近郊农田土壤重金属风险评价及空间主成分分析[J]. 环境化学, 2019, 38(9): 1955-1965.
- [21] 宁翠萍, 李国琛, 王颜红, 等. 细河流域农田土壤重金属污染评价及来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(3): 487-495.
- [22] 中华人民共和国环境保护部. HJ25. 2-2014 场地环境监测技术导则[S]. 北京: 中国环境出版社, 2015.
- [23] 中华人民共和国环境保护总局. HJ/T166-2004 土壤环境监测技术规范[S]. 北京: 中国标准出版社, 2004.
- [24] 王云, 汪雅谷, 罗海林, 等. 上海市土壤环境背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992: 37.
- [25] 高瑞忠, 张阿龙, 张生, 等. 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[J]. 生态学报, 2019, 39(7): 2532-2544.
- [26] Mazurek R, Kowalska J B, Gasiorek M, et al. Pollution indices as comprehensive tools for evaluation of the accumulation and provenance of potentially toxic elements in soils in Ojców National Park [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2019, 201: 13-30.
- [27] 宁增平, 肖青相, 蓝小龙, 等. 都柳江水系沉积物镉等重金属空间分布特征及生态风险[J]. 环境科学, 2017, 38(7): 2784-2792.
- [28] 徐志豪, 吴健, 王敏, 等. 典型复垦工业场地土壤垂直剖面重金属污染特征及潜在生态风险[J]. 水土保持通报, 2019, 39(2): 43-47, 55.
- [29] 陈怡先, 姜小三, 王勇, 等. 基于 GIS 矿区土壤重金属生态环境及人体健康评价[J]. 环境科学学报, 2018, 38(4): 1642-1652.
- [30] 中华人民共和国生态环境部. GB36600-2018 土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准(试行)[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.
- [31] 张连科, 李海鹏, 黄学敏, 等. 包头某铝厂周边土壤重金属的空间分布及来源解析[J]. 环境科学, 2016, 37(3): 1139-1146.
- [32] 黄润龙, 管于华. 数据统计分析-SPSS 原理及应用[M]. 北京: 高等教育出版社, 2010: 281-282.
- [33] 刘敬勇, 常向阳, 涂湘林. 重金属铊污染及防治对策研究进展[J]. 土壤, 2007, 39(4): 528-535.
- [34] 秦兵, 陈代庚, 任利民, 等. 成都盆地浅层土壤中砷来源的多元统计分析[J]. 安全与环境工程, 2006, 13(3): 23-28.
- [35] 李春芳, 王菲, 曹文涛, 等. 龙口市污水灌溉区农田重金属来源、空间分布及污染评价[J]. 环境科学, 2017, 38(3): 1018-1027.
- [36] 白一茹, 张兴, 赵云鹏, 等. 基于 GIS 和受体模型的枸杞地土壤重金属空间分布特征及来源解析[J]. 环境科学, 2019, 40(6): 2885-2894.
- [37] Han Lanfang, Gao Bo, Hao Hong, et al. Lead contamination in sediments in the past 20 years: A challenge for China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 640/641: 746-756.
- [38] 邓霞, 孙慧兰, 杨余辉, 等. 伊宁市土壤中重金属污染评价及来源解析研究[J]. 环境污染与防治, 2020, 42(2): 223-226, 237.
- [39] 孙厚云, 吴丁丁, 毛启贵, 等. 新疆东天山某铜矿区土壤重金属污染与生态风险评价[J]. 环境化学, 2019, 38(12): 2690-2699.
- [40] 冯新斌, 陈玖斌, 付学吾, 等. 汞的环境地球化学研究进展[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2013, 32(5): 503-530.
- [41] 王立辉, 邹正禹, 张翔宇, 等. 土壤中汞的来源及土壤汞污染修复技术概述[J]. 现代化工, 2015, 35(5): 43-47.
- [42] 卢光华, 岳昌盛, 彭彝, 等. 汞污染土壤修复技术的研究进展[J]. 工程科学学报, 2017, 39(1): 1-12.