

文章编号: 0254-5357(2015)01-0129-09

DOI: 10.15898/j.cnki.11-2131/td.2015.01.017

# 应用富集系数法和地累积指数法研究济宁南部区域土壤重金属污染特征及生态风险评价

赵庆令<sup>1,2</sup>, 李清彩<sup>1,2</sup>, 谢江坤<sup>3</sup>, 李元仲<sup>1</sup>, 姬永红<sup>1</sup>, 庞成宝<sup>1</sup>, 万森<sup>4</sup>

(1. 山东省鲁南地质工程勘察院, 山东 兖州 272100;

2. 中国地质大学(武汉)环境学院, 湖北 武汉 430074;

3. 中建中环工程有限公司, 江苏 南京 210008; 4. 山东省物化探勘察院, 山东 济南 250013)

**摘要:** 评价土壤中重金属污染的方法有单因子指数法、内梅罗综合指数法、地累积指数法、潜在生态危害指数法等,但迄今尚没有成熟的、统一的标准。本文以济宁城区南部农田为研究区域,采集77件土壤样品进行调查,光谱、质谱等技术分析结果表明土壤环境中8种重金属(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn)平均含量分别为16.7、0.270、88.4、33.0、0.050、40.4、29.3、89.1 mg/kg,与黄淮海平原土壤生态地球化学基准值相比,Hg、Cd分别高于基准值的1.50倍、1.39倍,其他重金属高于基准值的0.26~0.52倍。Hg与As、Cr、F、pH、Cu、Ni、TF<sub>2</sub>O<sub>3</sub>呈显著负相关,表明土壤受到了Hg的不同程度人为污染。用富集系数法和地累积指数法分析区内8种重金属元素的污染(富集)程度,均表明土壤环境中Hg、Cd为轻微污染(富集)程度,其他6种元素均为无污染。将该区域重金属含量与其生物毒性系数、生态效应、环境效应相结合,运用潜在生态危害指数法对重金属污染进行生态风险评价。结果显示,8种重金属的潜在生态危害由强至弱依次为:Hg > Cd > As > Cu > Pb > Ni > Cr > Zn,与污染(富集)程度排序差异明显;尽管Hg、Cd在研究区内仅仅为轻微(富集)程度,但都具有较高的毒性响应系数,两元素对土壤综合潜在生态危害的贡献率之和达到了81.26%。借助MapGIS绘制研究区潜在生态风险程度评价图,表明区内土壤环境总体上处于“中度”潜在生态风险,约6.83%的面积呈“强”和“很强”潜在生态风险,其中复兴河、姚楼河、京杭运河3条河流交汇处的局部区域(占研究区面积的0.50%)达到了“很强”潜在生态风险。通过调查可疑人为污染源发现,“强”和“很强”潜在生态风险区域的布局恰好与区内煤矿生产开采活动相关。本文提出,应当注重对煤矿开采矿井周边区域土地复垦及污染防治工作,尤其是加强土壤中Cd、Hg的物理化学改良及生物治理修复工作,防止Hg、Cd进一步污染扩散。

**关键词:** 土壤; 重金属污染特征; 富集系数; 地累积指数; 生态风险评价; 济宁

**中图分类号:** S151.93      **文献标识码:** A

土壤是人类赖以生存的自然环境和农业生产的重要资源,随着国民经济的迅速发展,土壤污染尤其是重金属污染越来越突出。重金属是典型的土壤污染物,具有隐蔽性、难降解、移动性差和易被富集等特点,可影响土壤微生物区系、生态物种和微生物过程,进而影响生态系统的结构与功能,并通过食物链在人体内蓄积构成潜在危害<sup>[1]</sup>。土壤重金属污染问题已经引起了全世界的高度重视和深入研究<sup>[2-4]</sup>。

目前,国内外评价土壤中重金属污染的方法较

多,如单因子指数法、内梅罗综合指数法、污染负荷指数法、综合响应因子法、生物效应浓度法、次生相与原生相分布比值法、富集系数法、地累积指数法、潜在生态危害指数法等,但迄今为止尚没有成熟的方法和统一的标准<sup>[5]</sup>。例如,涂常青等<sup>[6]</sup>利用地累积指数法和潜在生态危害指数法研究了梅州市某硫铜矿矿区周边农田土壤中重金属的污染特征及生态危害,发现硫铜矿矿区周边农田土壤中Pb的生态风险占主导地位;Ogunkunle等<sup>[7]</sup>利用单因子指数法、内梅罗综合指数法及潜在生态危害指数法调查了尼

收稿日期: 2014-03-05; 修回日期: 2014-07-07; 接受日期: 2014-08-09

基金项目: 山东省济宁市南部农业地质调查项目(鲁国土资[2005]753)

作者简介: 赵庆令,工程师,从事环境影响评价及仪器分析研究工作。E-mail: zqlzb@126.com。

日利亚西南部一个大型水泥厂周围土壤的重金属污染状况及生态风险特征,认为Cd在该区域土壤中具有非常高的潜在生态风险,应进行必要的生物修复;Amuno<sup>[8]</sup>利用富集系数法和潜在生态危害指数法研究了卢旺达万人坑公墓周围土壤中重金属的分布特征及潜在生态危害,认为土壤中累积的重金属含量没有构成显著的生态风险;Mohsen等<sup>[9]</sup>利用主成分分析法、富集系数法及潜在生态危害指数法研究了德黑兰主要街区土壤中重金属污染特征、污染源和生态风险状况,发现高速公路附近土壤的生态风险指数远大于伊朗科学技术大学校区的生态风险指数;卢岚岚等<sup>[10]</sup>利用内梅罗综合指数法、地累积指数法和潜在生态危害指数法研究了安徽淮南顾桥煤矿矸石山附近表层土壤中重金属元素的富集特征及生态风险状况,结果表明土壤中Zn、Pb、Cd、Ni、Cr、Cu的浓度随距矸石山距离增加而降低,随土壤深度变化趋势不显著,除Cd外,其余元素均未造成潜在生态风险;楠定其其格等<sup>[11]</sup>利用生物效应浓度法和潜在生态危害指数法对内蒙古岱海湖沉积物中重金属分布特征及生态风险进行了研究,结果表明岱海表层沉积物中重金属存在产生生物毒性的可能性。由于每种方法都有其局限性,因此有必要采用多种方法进行综合评价,以便相互补充和借鉴,使评价结果更符合实际情况。此外,不同的评价体系基于不同的理论基础和实验方法,它们之间的相互联系和对应关系仍值得探讨和研究<sup>[12-13]</sup>。

济宁市南部区域经济主要以农业、水产养殖业、采矿为主,这里土地肥沃,水利设施齐全,农业基础较好,是著名的国家商品粮、优质大米和淡水鱼生产基地,有山东省“鱼米之乡”之美誉。土壤质量关系到农业生产安全,但目前对于当地土壤的重金属污染状况研究甚少。本文以济宁城区南部农田为研究区域,对土壤进行调查采样,利用电感耦合等离子体质谱仪、电感耦合等离子体发射光谱仪、原子荧光光谱仪、红外硫碳测定仪等仪器分析其中重金属As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn的含量,采用富集系数法和地累积指数法两种方法对土壤重金属污染(富集)程度进行分析和评价;并将该区域重金属含量与重金属的生物毒性系数、生态效应、环境效应相结合,运用潜在生态危害指数法对重金属污染进行了生态风险危害程度评价,以期对济宁南部区域的土壤质量评价及土地利用规划提供基础性指导。

## 1 研究区域基本概况

研究区位于山东省济宁市南部洸府河与微山湖

以西的平原区,包括鱼台县全部、济宁市任城区的安居、许庄、唐口、喻屯等乡镇,金乡县高河、卜集、胡集和嘉祥县金屯等乡镇的部分区域。地理坐标为东经 $116^{\circ}22'00'' \sim 116^{\circ}49'00''$ ,北纬 $34^{\circ}53'50'' \sim 35^{\circ}21'00''$ ,面积 $1132 \text{ km}^2$ 。本区属温带半湿润季风气候,四季分明,多年(1958~2013年)平均气温 $13.6^{\circ}\text{C}$ ,平均降水量为 $649.4 \text{ mm}$ ,平均水面蒸发量为 $1671 \text{ mm}$ 。工作区属淮河流域南四湖水系,南阳湖系众水汇集之中心,境内河流较多,较大的河流有京杭运河、洙水河、万福河、洙赵新河、东鱼河等,以上河流呈放射状流入南四湖。区内矿产资源丰富,主要矿种为煤,总储量达4.5亿吨,主要煤矿有济宁二号煤矿、安居煤矿、王楼煤矿、湖西煤矿、鹿洼煤矿等。经济以农、渔、林、采矿、化工、造纸为主。

区内土壤类型共有壤质潮土、黏质潮土、硫酸盐盐化潮土、潮土型幼年水稻土、湿潮土型幼年水稻土、砂姜黑土型幼年水稻土、盐化潮土型幼年水稻土、潜育型幼年水稻土8个土属,各土属的土壤中绝大多数元素的含量值总体相差不大,这说明了本区土壤地球化学元素特征值受土壤类型影响较小。

## 2 样品分析与重金属污染和生态风险评价方法

### 2.1 样品采集与指标分析

将研究区以 $4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$ 划分为一个采样单元,采用“多坑点采集”、“多层样品组合”的方法和“S”形布点原则,进行土壤样品采集工作。土壤样品的采集深度为 $0 \sim 20 \text{ cm}$ ,采集工具为铁铲。样品采集过程中,将与金属器具接触的土壤剥去,并去除杂草、草根、砾石、砖块、肥料团块等杂物,采集新鲜无沾污的土壤样品,将土壤样品充分混合,采用四分法将混合土壤缩分。采集约 $1 \text{ kg}$ 的样品统一用布袋封存,写好标签,送检。

土壤样品由湖北省地质实验研究所采用各类仪器分析重金属元素的含量:电感耦合等离子体质谱法测定As、Cd;电感耦合等离子体发射光谱法测定Cr、Cu、Ni、Pb、Zn、S、 $\text{TFe}_2\text{O}_3$ ;原子荧光光谱法测定Hg;离子选择性电极法测定F;玻璃电极法测定pH;燃烧氧化-非分散红外吸收法测定有机碳。分析过程中均采用标准样、密码样、监控样等多种监控手段,保证了分析质量的可靠性,测试质量已通过山东国土资源厅专家组的验收。

### 2.2 重金属污染评价方法

#### 2.2.1 富集系数法

富集系数(Enrichment Factor, EF 指数),是评价人类活动对土壤及沉积物中重金属富集程度影响的重要参数。其基本含义,是将样品中元素的浓度与背景中元素的浓度进行对比,以此判断表生环境介质中元素的污染状况<sup>[14]</sup>。标准化元素常选择表生过程中地球化学性质稳定的元素作为参比,如 Al、Ti、Fe、Sc 等<sup>[15-16]</sup>。其计算公式如下:

$$EF = \frac{[C_i/C_n]_{\text{sediment}}}{[C_i/C_n]_{\text{background}}}$$

式中: $[C_i/C_n]_{\text{sediment}}$ 是土壤中金属 i 与标准化元素 n 的测定含量比, $[C_i/C_n]_{\text{background}}$ 是土壤中金属 i 与标准化元素 n 的背景值含量比。Sutherland<sup>[17]</sup>根据富集系数(EF 值)的大小,将污染程度划分为 6 个级别,如表 1 所示。

### 2.2.2 地累积指数法

地累积指数法(Index of geoaccumulation,  $I_{\text{geo}}$ )是德国科学家 Muller 在 1969 年提出的,它是一种研究土壤、沉积物中重金属污染程度的定量指标,近年来已被国内外学者<sup>[18-20]</sup>广泛应用于人为活动产生的重金属对土壤污染的评价。其公式为:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \left[ \frac{C_i}{1.5 \times B_i} \right]$$

式中: $C_i$ 是样品中元素 i 的实测浓度; $B_i$ 是土壤中元素 i 的地球化学背景值。重金属地累积指数( $I_{\text{geo}}$ )分级与污染程度的关系<sup>[20]</sup>列于表 1。

表 1 富集系数和地累积指数评价指标

Table 1 Enrichment factor and geo-accumulation index

等级	EF 值	富集(污染)程度	等级	$I_{\text{geo}}$ 值	富集(污染)程度
I	≤1	无富集(无污染)	I	≤0	无富集(无污染)
II	1~2	轻微富集(轻微污染)	II	0~1	轻微富集(轻微污染)
III	2~5	中度富集(中度污染)	III	1~2	中度富集(中度污染)
IV	5~20	显著富集(强污染)	IV	2~3	中强富集(中强污染)
V	20~40	强烈富集(较强污染)	V	3~4	强富集(强污染)
VI	>40	极强富集(极强污染)	VI	4~5	较强富集(较强污染)
			VII	>5	极强富集(极强污染)

### 2.3 重金属生态风险评价方法

潜在生态危害指数法是由瑞典科学家 Hakanson 于 20 世纪 80 年代创建的,该方法主要以土壤、沉积物中重金属的元素背景值为基础,并结合重金属的生物毒性系数、生态效应、环境效应,计算出重金属生态危害指数(RI 值)<sup>[21-22]</sup>。其计算公式如下:

$$RI = \sum E_r^i = T_r^i \times C_r^i = T_r^i \times \frac{C_s^i}{C_n^i}$$

式中: $C_s^i$ 为土壤第 i 种重金属实测值(mg/kg); $C_n^i$ 为土壤背景值,本文取黄淮海平原土壤<sup>[23]</sup>重金属含量(mg/kg); $C_r^i$ 为第 i 种重金属的污染系数, $T_r^i$ 第 i 种重金属的毒性系数,反映重金属的毒性强度及水体对重金属的敏感程度,有关重金属元素毒性系数为:As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 分别为 10、30、2.5、40、5.5、5、1<sup>[21]</sup>;  $E_r^i$ 为土壤中某一重金属的潜在生态危害系数;RI 值为某一点土壤多种重金属综合潜在生态风险指数。重金属生态风险系数  $E_r^i$  与其潜在生态风险程度 RI 值关系<sup>[6-13,21]</sup>如表 2 所示。

表 2 生态危害程度及生态风险程度评价指标

Table 2 Ecological risk level and its assessment index

$E_r^i$	潜在生态危害程度	RI	潜在生态风险程度
<40	轻度	<150	轻度
40~80	中度	150~300	中度
80~160	强	300~600	强
160~320	很强	>600	很强
>320	极强		

## 3 研究区重金属含量水平和污染特征

### 3.1 重金属元素含量水平

济宁南部区域 77 件土壤样品中重金属含量的变化及平均值见表 3。由表 3 可见,研究区重金属元素含量范围 Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 变化幅度不大,变异系数均低于 19%;As、Cd、Hg 含量变化幅度较大,Hg 的含量为 0.022~0.335 μg/g,变异系数达 91%,Cd 的含量为 0.11~0.68 μg/g,变异系数达 35%,As 的含量为 5.9~22.9 μg/g,变异系数达 28%,在单个样点数值上也表现出 Hg 元素有极个别样点含量偏高,这表明表层土壤中的 As、Cd、Hg 元素受后期人为活动的干扰影响较大。就平均值而言,As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 均高于黄淮海平原土壤生态地球化学基准值,其中 Hg、Cd 最为严重,分别高于基准值的 1.50 倍、1.39 倍,其他重金属高于基准值的 0.26~0.52 倍。从各元素的采样点超标率比例也可以看出,Hg 最为严重,采样点超标率达到 100%,Cd、Zn、Cr、Cu、Pb 略次之,均有 90% 以上的样点超标;As、Ni 最轻,但也均有 82% 的采样点超过背景值。

表3 土壤重金属元素含量分析统计

Table 3 Statistics of heavy metal concentration in soils

项目	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
含量最小值 ( $\mu\text{g/g}$ )	5.9	0.11	61.7	18.3	0.022	24.6	18.2	57.5
含量最大值 ( $\mu\text{g/g}$ )	22.9	0.68	102.4	51.2	0.335	49.3	34.1	112.5
含量平均值 ( $\mu\text{g/g}$ )	16.7	0.270	88.4	33.0	0.050	40.4	29.3	89.1
含量背景值 ( $\mu\text{g/g}$ )	11	0.113	66	23	0.02	32	22	62
标准偏差 ( $\mu\text{g/g}$ )	4.60	0.10	11.52	5.97	0.05	6.89	3.78	12.75
变异系数 (%)	28	35	13	18	91	17	13	14
超标率 (%)	81.82	98.70	92.21	92.21	100.00	81.82	90.91	94.81

采用 SPSS 21 软件对 77 件土壤样品的相关指标进行双变量相关分析,不同元素间相关关系如表 4 所示。有机碳与 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 六种元素表现出极显著的正相关性,与 As 呈显著正相关,这可能是因为沉积物的有机质可提高截留可交换态重金属的能力<sup>[24]</sup>;S、TFe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>与 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 七种元素表现出极显著的正相关性,这可能与 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 七种元素较高的亲铁亲硫特性有关<sup>[25]</sup>;F 与 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 七种元素均表现出极显著的正相关性,这可能是因为 F 能与许多金属形成易挥发、易溶解的络合物,对这些金属元素的迁移、富集起着极其重要的作用<sup>[25]</sup>;而 pH 仅与 As、Ni 表现出极显著的正相关性,与 Hg、有机碳呈极显著的负相关性,与 Cr 呈显著正相关,由于 pH 与重金属的作用机制较为复杂,pH 的影响机理目前尚不明确<sup>[24]</sup>,有待于进一步研究。

As - Cd - Cr - Cu - Ni - Pb - Zn 之间、表现出极显著的正相关,存在共同变化的趋势,说明了这些

重金属有着共同的自然源或人为污染源<sup>[26]</sup>。另外, Hg 与 As、Cr、F、pH 呈极显著的负相关,与 Cu、Ni、TFe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>呈显著负相关,不难看出, Hg 与 As、Cr、F、pH、Cu、Ni、TFe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>不存在共同的来源,这种现象可能是济宁南部区域土壤中受到了 Hg 的不同程度人为污染所致,本研究将采用富集系数法和地累积指数法进行证实。

### 3.2 重金属污染(富集)特征分析

#### 3.2.1 富集系数分析重金属污染特征

以黄淮海平原土壤生态地球化学基准值数据作为背景值<sup>[23]</sup>,采用 Fe 元素作为校准元素进行对比计算富集系数。对 8 种重金属的富集系数(EF)进行分析比较(表 5),可以得出 8 种元素富集(污染)程度排列为: Hg (1.99) > Cd (1.77) > As (1.10) > Zn (1.07) > Cu (1.06) > Pb (1.00) > Cr (0.99) > Ni (0.93)。Hg、Cd、As、Zn、Cu 区域富集污染级别为 II 级,属轻微污染;Pb、Cr、Ni 为 I 级,无污染,其中,超过 94% 采样点的 Ni、超过 70% 采样点的

表4 济宁南部区域土壤中不同元素间相关关系

Table 4 Correlationship between different elements in soils of Southern Jining

元素	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	F	S	OrgC	TFe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	pH
As	1	0.501**	0.915**	0.722**	-0.312**	0.901**	0.677**	0.762**	0.887**	0.433**	0.290*	0.851**	0.451**
Cd		1	0.561**	0.425**	-0.130	0.527**	0.447**	0.515**	0.505**	0.350**	0.433**	0.491**	0.124
Cr			1	0.778**	-0.307**	0.963**	0.827**	0.852**	0.891**	0.520**	0.502**	0.943**	0.266*
Cu				1	0.233*	0.832**	0.766**	0.940**	0.681**	0.349**	0.489**	0.778**	0.107
Hg					1	-0.274*	-0.034	0.079	-0.300**	-0.088	0.132	-0.252*	-0.327**
Ni						1	0.813**	0.898**	0.871**	0.424**	0.441**	0.930**	0.293**
Pb							1	0.822**	0.644**	0.407**	0.591**	0.813**	-0.103
Zn								1	0.740**	0.363**	0.531**	0.857**	0.117
F									1	0.480**	0.373**	0.836**	0.408**
S										1	0.665**	0.480**	-0.104
OrgC											1	0.490**	-0.350**
TFe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>												1	0.222
pH													1

注: \* 代表  $P < 0.05$ ; \*\* 代表  $P < 0.01$ 。

Cr、超过 66% 采样点的 Pb 为无富集;Hg、Cd、As、Zn、Cu 存在 76% ~ 84% 的采样点为元素轻微富集;Hg 和 Cd 均存在 15.58% 的采样点为中度富集。

### 3.2.2 地累积指数分析重金属污染特征

仍以黄淮海平原土壤生态地球化学基准值数据作为背景值<sup>[23]</sup>进行计算,8 种重金属的地累积指数统计结果如表 5 所示,可以得出 8 种元素  $I_{geo}$  排列为: Cd(0.60) > Hg(0.45) > As(-0.06) > Zn(-0.08) > Cu(-0.09) > Cr(-0.18) > Pb(-0.19) > Ni(-0.27),Cd、Hg 区域富集污染程度为轻微污染;其他元素均属无污染。其中,超过 93% 采样点的 Ni、超过 93% 采样点的 Pb、超过 84% 采样点的 Cr 为无富集;Hg、Cd、As、Zn、Cu 存在 48% ~ 81% 的采样点为元素轻微富集;Cd 和 Hg 均存在 9.05% 的采样点为中度富集,这表明该地区 Hg、Cd 元素在人类生产、生活活动的影响下,积累明显,尤其以 Hg 显著,还有 1.30% 的采样点存在 Hg 元素强污染。

结合富集系数及地累积指数的分析结果,可见 EF 与  $I_{geo}$  的评价结果基本一致,研究区内 Hg、Cd、As 富集污染程度为轻微污染,尤其以 Hg、Cd 最为严重,这表明该研究区 Hg、Cd 元素在人类生产、生活活动的影响下积累明显,个别区域甚至存在 Hg 元素强污染,而 As、Zn、Cu、Cr、Pb、Ni 元素富集污染程

度均为无污染,说明它们主要来自于岩石矿物的风化、侵蚀及土壤母质。

## 4 研究区生态风险评价

### 4.1 重金属潜在生态危害程度评价

土壤重金属单元素及综合潜在生态危害指数计算数据统计结果如表 6 所示。分析单个重金属元素潜在生态危害程度等级及均值可以发现,对该区土壤潜在生态环境危害最大的元素是 Hg,潜在危害程度排序为 Hg(99.30) > Cd(71.65) > As(15.16) > Cu(7.17) > Pb(6.65) > Ni(6.32) > Cr(2.68) > Zn(1.44)。元素 As、Cu、Pb、Ni、Cr、Zn 在研究区域的平均值均小于 40,表明这些重金属元素都处于轻度生态危害程度,并且各采样点生态危害程度相差不大。Hg、Cd 主要在“中度”、“强”、“很强”生态危害等级中分布,土壤中 Hg 的生态危害最大,“强”、“很强”和“极强”生态危害的样品数占总数的 32.47%,“中度”生态危害的样品数占总数的 67.53%,其指数均值高达 99.30,为“强”潜在生态危害等级;Cd 元素强潜在生态危害等级以上的土壤样品占总数的 18.18%，“中度”生态危害的样品数占总数的 75.33%,其指数均值为 71.65,属“中度”潜在生态危害等级。

表 5 土壤重金属元素富集系数和地累积指数评价特征值统计

Table 5 Eigenvalue Statistics of enrichment factor and geo-accumulation index of heavy metals in soils

元素	EF		EF < 1		1 < EF < 2		2 < EF < 5		5 < EF < 20		20 < EF < 40	
	变化范围	平均值	样品数	比率	样品数	比率	样品数	比率	样品数	比率	样品数	比率
As	0.61 ~ 1.39	1.10	18	23.38	59	76.62	0	0	0	0	0	0
Cd	0.94 ~ 3.90	1.77	1	1.30	64	83.12	12	15.58	0	0	0	0
Cr	0.68 ~ 1.13	0.99	54	70.13	23	29.87	0	0	0	0	0	0
Cu	0.76 ~ 2.06	1.06	15	19.48	61	79.22	1	1.30	0	0	0	0
Hg	0.77 ~ 15.51	1.99	17	22.08	44	57.14	12	15.58	4	5.19	0	0
Ni	0.68 ~ 1.02	0.93	73	94.81	4	5.19	0	0	0	0	0	0
Pb	0.67 ~ 1.57	1.00	51	66.23	26	33.77	0	0	0	0	0	0
Zn	0.79 ~ 1.56	1.07	13	16.88	64	83.12	0	0	0	0	0	0

元素	$I_{geo}$		$I_{geo} < 0$		$0 < I_{geo} < 1$		$1 < I_{geo} < 2$		$2 < I_{geo} < 3$		$3 < I_{geo} < 4$	
	变化范围	平均值	样品数	比率	样品数	比率	样品数	比率	样品数	比率	样品数	比率
As	-1.48 ~ 0.47	-0.06	27	35.06	50	64.94	0	0	-	0	-	0
Cd	-0.62 ~ 2.00	0.60	7	9.09	62	80.52	7	9.09	1	1.30	-	0
Cr	-0.68 ~ 0.05	-0.18	65	84.42	12	15.58	0	0	-	0	-	0
Cu	-0.91 ~ 0.57	-0.09	40	51.95	37	48.05	0	0	-	0	-	0
Hg	-0.45 ~ 3.48	0.45	23	29.87	41	53.25	7	9.09	5	6.49	1	1.30
Ni	-0.96 ~ 0.04	-0.27	72	93.51	5	6.49	-	0	-	0	-	0
Pb	-0.86 ~ 0.05	-0.19	72	93.51	5	6.49	-	0	-	0	-	0
Zn	-0.69 ~ 0.27	-0.08	39	50.65	38	49.35	-	0	-	0	-	0

表 6 土壤重金属元素潜在生态危害评价特征值统计

Table 6 Eigenvalue Statistics of potential ecological risk of heavy metals in soils

元素	$E_r^i$		$E_r^i \leq 40$		$40 < E_r^i \leq 80$		$80 < E_r^i \leq 160$		$160 < E_r^i \leq 320$		$E_r^i > 320$	
	变化范围	平均值	样品数	比率	样品数	比率	样品数	比率	样品数	比率	样品数	比率
As	5.36 ~ 20.82	15.16	77	100	0	0	0	0	0	0	0	0
Cd	29.20 ~ 180.53	71.65	5	6.49	58	75.33	12	15.58	2	2.60	0	0
Cr	1.87 ~ 3.10	2.68	77	100	0	0	0	0	0	0	0	0
Cu	3.98 ~ 11.13	7.17	77	100	0	0	0	0	0	0	0	0
Hg	44 ~ 670	99.30	0	0	52	67.53	15	19.48	8	10.39	2	2.60
Ni	3.87 ~ 7.70	6.32	77	100	0	0	0	0	0	0	0	0
Pb	4.14 ~ 7.75	6.65	77	100	0	0	0	0	0	0	0	0
Zn	0.93 ~ 1.81	1.44	77	100	0	0	0	0	0	0	0	0

Hg、Cd 两元素对土壤综合潜在生态危害的贡献率之和达到了 81.26% (图 1), 仅 Hg 元素的贡献率就达到了 47.20%, 说明 Hg 对土壤的潜在生态危害最严重, 潜在生态危害综合指数为 44 ~ 670, 说明局部地区已出现 Hg “极强” 潜在生态危害; Cd 略次之 (34.06%), 潜在生态危害综合指数为 29.2 ~ 180.53, 说明局部地区已出现 Cd “很强” 潜在生态危害。

产生的废水、粉尘、废气对周边土壤污染比较严重, 应当注重对煤矿周边农田的土地复垦与污染防治工作, 尤其是针对土壤中 Cd、Hg 的治理工作。

### 5 结语

(1) 济宁南部区域土壤环境中重金属的含量与黄淮海平原土壤生态地球化学基准值相比, Hg、Cd 分别高于基准值的 1.50 倍、1.39 倍, 其他重金属高于基准值的 0.26 ~ 0.52 倍。经双变量相关分析, 可明显看出, Hg 与 As、Cr、F、pH、Cu、Ni、 $TFe_2O_3$  不存在共同的来源, 是因 Hg 受到不同程度的人为污染所致。

(2) 济宁南部区域土壤环境总体处于“无 ~ 轻微” 污染程度。采用 EF 和  $I_{geo}$  的评价结果均得出 8 种元素富集 (污染) 程度排列为: Hg > Cd > As > Zn > Cu > Pb > Cr > Ni。研究区内 Hg、Cd、As 富集污染程度为轻微污染, 尤其以 Hg、Cd 最为明显, 个别区域甚至存在 Hg 元素强污染; 其他 5 种元素富集污染程度均为无污染。

(3) 济宁南部区域土壤环境总体上处于“中度” 潜在生态风险程度。相对而言, 8 种重金属的潜在生态危害由强至弱依次为: Hg > Cd > As > Cu > Pb > Ni > Cr > Zn。尽管 Hg、Cd 在整个研究区内仅仅为“轻微” 富集程度, 但由于两者具有较高的毒性响应系数, 致使研究区内 6.83% 的面积呈“强” 和“很强” 潜在生态风险。

(4) “强” 和“很强” 潜在生态风险区域的形成主要由煤矿开采相关的生产活动所致。因此, 应当注重对煤矿开采矿井周边区域土地复垦及污染防治工作, 尤其是加强针对土壤中 Cd、Hg 的物理化学改良及生物治理修复工作, 以防止重金属 Hg、Cd 进一步污染扩散。

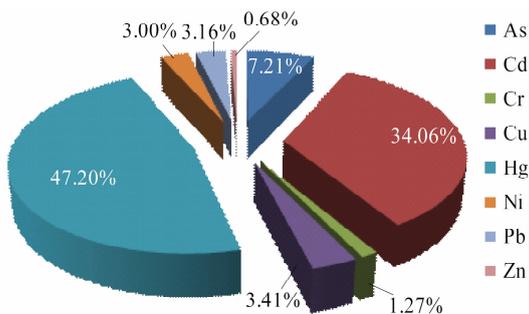


图 1 重金属元素对潜在生态危害贡献率示意图

Fig. 1 Contribution characteristics of heavy metals to potential ecological risk

### 4.2 潜在生态风险程度评价

借助 MapGIS 对济宁南部区域土壤中 8 种重金属潜在生态风险指数 RI 评价结果绘制成重金属潜在生态风险程度评价图, 如图 2 所示, 大部分研究区处于中度潜在生态风险, 面积占整个研究区面积的 86.67%; 安居镇的后堰口村附近、唐口镇的陈庄和李集附近、喻屯镇的郑庄和刘官屯附近、老寨镇的东北角等区域处于强潜在生态风险, 占整个研究区面积的 6.33%; 复兴河、姚楼河、京杭运河 3 条河流的交汇处处于很强潜在生态风险, 占整个研究区面积的 0.50%。济宁南部区域“强” 潜在生态风险区及“很强” 风险区的布局正好与济宁南部区域中煤矿生产矿井相对应, 可见研究区内的有关煤矿企业的生产活动

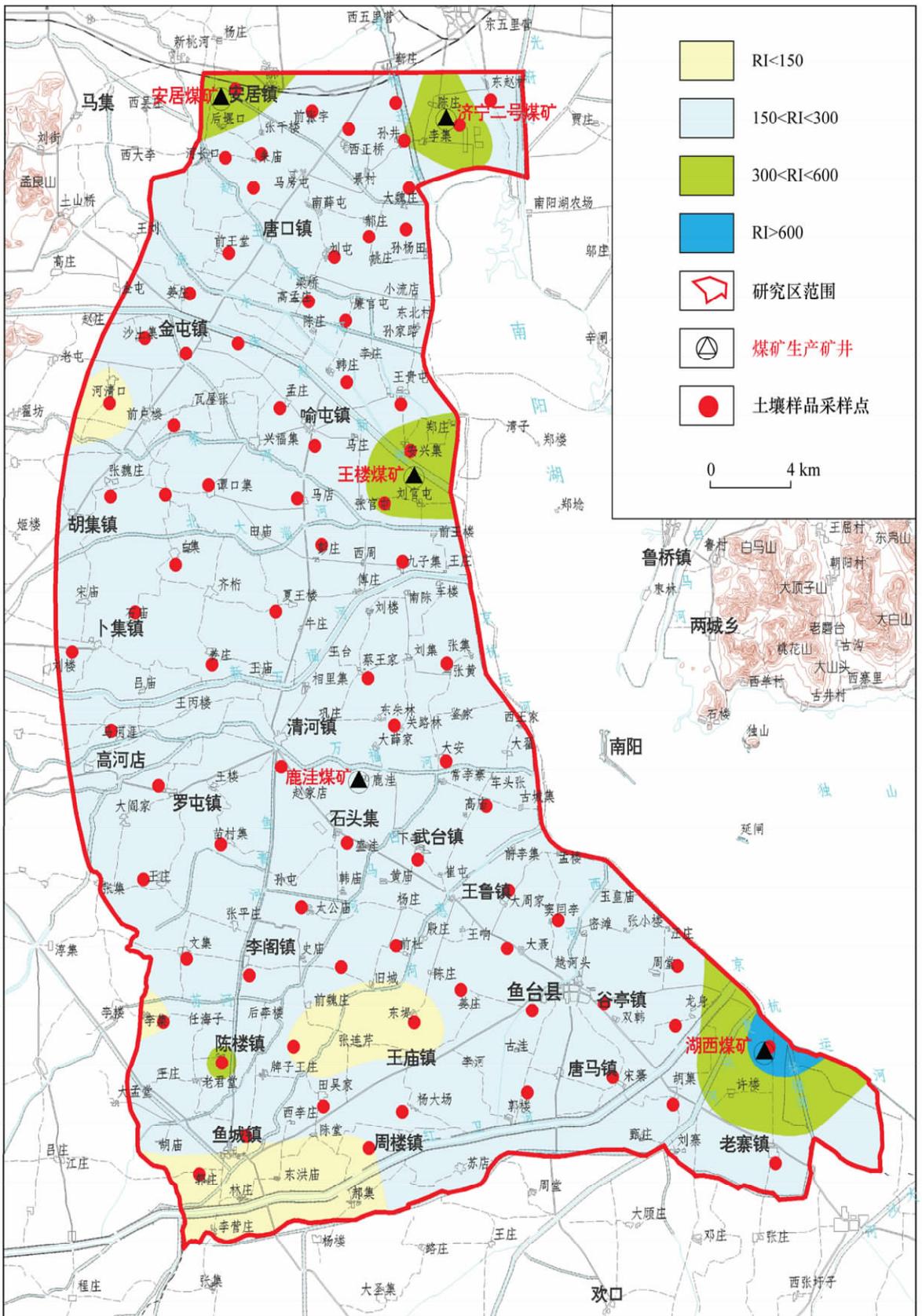


图 2 济宁南部区域重金属潜在生态风险程度评价图

Fig.2 Map of potential risk distribution of heavy metals in Southern Jining

## 6 参考文献

- [1] 唐发静, 祖艳群. 土壤重金属空间变异的研究方法[J]. 云南农业大学学报, 2008, 23(4): 558 - 561.  
Tang F J, Zu Y Q. Research Methods of Spatial Variability of Heavy Metals in Soil[J]. Journal of Yunnan Agricultural University, 2008, 23(4): 558 - 561.
- [2] Li X D, Lee S L, Wong S C, et al. The Study of Metal Contamination in Urban Soil of Hong Kong Using a GIS-based Approach [J]. Environmental Pollution, 2004, 129: 113 - 124.
- [3] Chao S Z. Using Multivariate Analyses and GIS to Identify Pollutants and Their Spatial Patterns in Urban Soils in Galway, Ireland [J]. Environmental Pollution, 2006, 142: 501 - 511.
- [4] Katrin I, Wolfgang W, Grigorij S. Heavy Metal Distribution in Soil Aggregates: A Comparison of Recent and Archived Aggregates from Russia [J]. Geoderma, 2004, 123: 153 - 162.
- [5] 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: 53 - 62.  
Wang H. Spatial Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Eastern Dongting Lake Wetland [D]. Changsha: Hunan Normal University, 2012: 53 - 62.
- [6] 涂常青, 温欣荣, 张镜, 等. 硫化铜矿区周边农田土壤重金属污染及其生态危害评价[J]. 土壤通报, 2013, 44(4): 987 - 992.  
Tu C Q, Wen X R, Zhang J, et al. Evaluation of the Heavy Metals Pollution and Its Ecological Risks of the Farmland Soil around the Cupric Sulfide Ore District [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2013, 44(4): 987 - 992.
- [7] Ogunkunle C O, Fatoba P O. Pollution Loads and the Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals around a Mega Cement Factory in Southwest Nigeria [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2013, 22(2): 487 - 493.
- [8] Amuno S A. Potential Ecological Risk of Heavy Metal Distribution in Cemetery Soils [J]. Water Air and Soil Pollution, 2013, 224(2): 1 - 12.
- [9] Mohsen S, Li L Y, Mahdiyeh S. Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Pollution and Ecological Risk Assessment in Street Dust of Tehran [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 227 - 228: 9 - 17.
- [10] 卢岚岚, 刘桂建, 王兴明, 等. 淮南顾桥矿土壤环境中微量元素的分布及其生态风险评价[J]. 中国科学技术大学学报, 2014, 44(2): 119 - 127.  
Lu L L, Liu G J, Wang X M, et al. Distribution and Ecological Assessment of Trace Elements in Mining Soil in Guqiao Coal Mine, Huainan Coalfield [J]. Journal of University of Science and Technology of China, 2014, 44(2): 119 - 127.
- [11] 楠定其其格, 何江, 吕昌伟, 等. 岱海沉积物中 AVS - SEM 分布特征及重金属生物有效性研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(1): 155 - 161.  
Nandingqiqige, He J, Lü C W, et al. Distribution of Acid Volatile Sulfide and Simultaneously Extracted Metals and Bioavailability of Heavy Metals in Sediments from Lake Daihai [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(1): 155 - 161.
- [12] 何东进, 谭勇, 廖小娟, 等. 闽东滨海湿地重金属生态风险评价方法选择与比较研究[J]. 福建林学院学报, 2014, 34(2): 97 - 102.  
He D J, Tan Y, Liao X J, et al. Selection and Comparison of Different Methods for Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Sediments of Coastal Wetlands, the East Fujian, China [J]. Journal of Fujian College of Forestry, 2014, 34(2): 97 - 102.
- [13] 姚娜, 彭昆国, 刘足根, 等. 石家庄北郊土壤重金属分布特征及风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(2): 313 - 321.  
Yao N, Peng K G, Liu Z G, et al. Distribution and Risk Assessment of Soil Heavy Metals in the North Suburb of Shijiazhuang City [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(2): 313 - 321.
- [14] Chabukdhara M, Nema A K. Assessment of Heavy Metal Contamination in Hindon River Sediments: A Chemometric and Geochemical Approach [J]. Chemosphere, 2012, 87(8): 945 - 953.
- [15] 李倩, 秦飞, 季宏兵, 等. 北京市密云水库上游金矿区土壤重金属含量、来源及污染评价[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(12): 2384 - 2394.  
Li Q, Qin F, Ji H B, et al. Contents, Sources and Contamination Assessment of Soil Heavy Metals in Gold Mine Area of Upstream Part of Miyun Reservoir, Beijing, China [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(12): 2384 - 2394.
- [16] Bergamaschi L, Rizzio E, Valcuvia M G. Determination of Trace Elements and Evaluation of Their Enrichment Factors in Himalayan Lichens [J]. Environmental Pollution, 2002, 120(1): 137 - 144.
- [17] Sutherland R A. Bed Sediment-associated Trace Metals in an Urban Stream, Oahu, Hawaii [J]. Environmental Geology, 2000, 39: 611 - 627.
- [18] 胡恭任, 于瑞莲. 应用地累积指数法和富集因子法评价 324 国道塘头段两侧土壤的重金属污染[J]. 中国矿业, 2008, 17(4): 47 - 51.  
Hu G R, Yu R L. Application of Index of Geoaccumulation and Enrichment Factor in Assessment of Heavy Metal Contamination in Soil of Tangtou Section on No. 324 Main Roads [J]. China Mining Magazine, 2008, 17(4): 47 - 51.
- [19] Loska K. Metal Contamination of Farming Soils Affected by Industry [J]. Environment International, 2004, 30: 159 - 165.
- [20] 胡艳霞, 周连第, 魏长山, 等. 北京水源保护地土壤重金属空间变异及污染特征[J]. 土壤通报, 2013, 44(6): 1483 - 1490.  
Hu Y X, Zhou L D, Wei C S, et al. Study on Spatial Variability of Soil Heavy Metals Environments and Its Pollution Characteristics in Beijing Water Protective Area [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2013, 44(6): 1483 - 1490.

- [21] Hakanson L. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control—A Sedimentological Approach [J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975–1001.
- [22] Faber J H, Wensem J V. Elaborations on the Use of the Ecosystem Services Concept for Application in Ecological Risk Assessment for Soils [J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 415: 3–8.
- [23] 迟清华, 鄢明才编著. 应用地球化学元素丰度数据手册 [M]. 北京: 地质出版社, 2007: 87–88.  
Chi Q H, Yan M C. Handbook of Elemental Abundance for Applied Geochemistry [M]. Beijing: Geological Publishing House, 2007: 87–88.
- [24] Zeng F, Ali S, Zhang H. The Influence of pH and Organic Matter Content in Paddy Soil on Heavy Metal Availability and Their Uptake by Rice Plants [J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159: 84–91.
- [25] 刘英俊, 曹励明编著. 元素地球化学导论 [M]. 北京: 地质出版社, 1993.  
Liu Y J, Cao L M. Introduction to Element Geochemistry [M]. Beijing: Geological Publishing House, 1993.
- [26] Yan C Z, Li Q Z, Zhang X. Mobility and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediments of Xiamen Bay and Its Adjacent Areas, China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2010, 60: 1469–1479.

## Characteristics of Soil Heavy Metal Pollution and Its Ecological Risk Assessment in South Jining District

ZHAO Qing-ling<sup>1,2</sup>, LI Qing-cai<sup>1,2</sup>, XIE Jiang-kun<sup>3</sup>, LI Yuan-zhong<sup>1</sup>, JI Yong-hong<sup>1</sup>, PANG Cheng-bao<sup>1</sup>, WAN Miao<sup>4</sup>

- (1. Lunan Geo-Engineering Exploration Institute of Shandong Province, Yanzhou 272100, China;  
2. School of Environmental Studies, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China;  
3. China Construction Power and Environment Engineering Co. LTD., Nanjing 210008, China;  
4. Shandong Geophysical and Geochemical Exploration Institute, Jinan 250013, China)

**Abstract:** Many methods, including single factor index method, Nemero comprehensive index method, potential ecological risk index method and geoaccumulation index method, have been employed to evaluate soil heavy metal pollution. However, no well-developed or standard method has yet been established. Herein, 77 samples of farmland soil in south Jining were collected and analyzed. The results show that average concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn in the samples were 16.7, 0.270, 88.4, 33.0, 0.050, 40.4, 29.3 and 89.1 mg/kg, respectively. The values of Hg and Cd were 1.50 and 1.39 times higher than the benchmark value of the Huang-Huai-Hai Plain and values of other elements were 0.26–0.52 times higher than the benchmark value. All of the samples were evaluated by bivariate correlation analysis method, and the results show that soils are polluted by Hg. The enrichment coefficient method and geoaccumulation method were employed to evaluate the pollution level of 8 elements (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn) in the target area soil. Both results show that there was light accumulation of Hg and Cd, while other elements were at normal levels. Combining heavy metal concentration in the selected area, the biotoxicity index of heavy metals, ecological effect and environmental effect, and the potential biological hazard index method were applied to evaluate the biological risk. The results show that the potential hazard sequence is as follows: Hg > Cd > As > Cu > Pb > Ni > Cr > Zn with obvious differences to the accumulation level. Although there was only light accumulation of Hg and Cd, their potential hazards contributed up to 81.26% of the total contribution of potential ecological risk index. The result was schematized by using MapGIS. It showed that about 6.83% of the selected area had the problem of strong or very strong potential ecological risk, and the remainder was at the medium level. Despite the junction of Fuxing River, Yaolou River and Jinghang canal faced the problem of very strong potential biological risk. According to the investigation on the anthropogenic emission sources in the research area, it was found that the risk had positive correlation with coal mining activities. Therefore, taking effective measures to remedy the polluted soil, especially the remediation of the Hg and Cd pollution, will be of great significance to prevent the further deterioration of the soil environment.

**Key words:** soil; pollution characteristics of heavy metal; enrichment factor; index of geoaccumulation; ecological risk assessment; Jining