

## 华北平原某地农田土壤重金属污染特征及来源分析

赵永超, 龚巍峥\*, 任岳, 张孝娟 (河南省地质环境勘查院, 河南郑州 450000)

**摘要** 选取华北平原某地(全国重要的有色金属产业基地)作为研究区,采集 377 个表层土壤样品(0~20 cm),分析测定样品中 Pb、Cd、Cr、As、Hg 5 种重金属的含量。运用单因子指数法、内梅罗综合指数法和潜在生态风险指数法评价研究区农田土壤中重金属的污染及生态风险状况,运用因子分析的方法对研究区农田土壤中重金属元素的来源进行分析。结果表明,研究区农田土壤中 Pb、Cd、As 含量超过农用地土壤污染风险筛选值(GB 15168—2018)的点位占比分别为 6.10%、44.30%和 1.33%;基于农用地土壤污染风险筛选值,研究区农田土壤中 Cd、Pb 的污染等级为重度污染,As 的污染等级为中度污染,Cr、Hg 为安全级;基于农用地土壤污染风险筛选值,研究区农田土壤中 Cd 为中等生态风险,Pb、Cr、As、Hg 的生态风险较低;综合潜在生态危害指数的均值为 56.64,总体看研究区农田土壤处于轻微生态危害水平,其中 Cd 是研究区农田土壤中最主要的污染因子和生态风险因子,贡献率达 80%以上;相关分析和主成分分析结果表明,研究区农田土壤中 As 主要来源于自然源,受成土母质的控制;Cd、Pb 主要来源于人类活动中的工农业源;Hg 主要来源于人类活动中工业源;Cr 受成土因素和人为活动的共同影响。

**关键词** 土壤重金属;含量测定;污染特征;来源解析;生态风险评价

中图分类号 X53 文献标识码 A

文章编号 0517-6611(2022)05-0055-06

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2022.05.015

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



### Analysis of Characteristics and Sources of Heavy Metal Pollution in Farmland Soil in the North China Plain

ZHAO Yong-chao, GONG Wei-zheng, REN Yue et al (Henan Institute of Geo-Environment Exploration, Zhengzhou, Henan 450000)

**Abstract** A certain place in the North China Plain (an important nonferrous metal industry base in the country) was selected as the research area, 377 surface soil samples (0–20 cm) were collected, and the contents of 5 heavy metals (Pb, Cd, Cr, As, and Hg) were analyzed and determined. Single factor pollution index, the Nemerov pollution index method and the potential ecological risk index method were used to evaluate the pollution and ecological risk status of heavy metals in the study area. The factor analysis method was used to analyze the sources of heavy metal elements in farmland soils in the study area. The results showed that the percentages of points where the content of Pb, Cd and As in the farmland soil of the study area exceeded the soil pollution risk screening value (GB 15168—2018) of the farmland in the study area were 6.10%, 44.30% and 1.33% respectively. Based on the soil pollution risk screening value of farmland, the pollution level of Cd and Pb in the farmland soil of the study area was severe pollution, the pollution level of As was moderate pollution, and the pollution level of Cr and Hg was safety level. Based on the soil pollution risk screening value of farmland, Cd in the farmland soil of the study area was a medium ecological risk, and the ecological risk of Pb, Cr, As, and Hg was low. The average comprehensive potential ecological risk index was 56.64, indicating that the farmland soil in the study area was at a slight ecological hazard level. Among them, Cd was the most important pollution factor and ecological risk factor in the farmland soil in the study area, with a contribution rate of more than 80%. The results of correlation analysis and principal component analysis show that As in the farmland soil of the study area was mainly derived from natural sources and was controlled by soil-forming parent material; Cd and Pb were mainly derived from industrial and agricultural sources in human activities; Hg was mainly derived from industrial sources in human activities; Cr was affected by both soil-forming factors and human activities.

**Key words** Soil heavy metals; Content determination; Pollution characteristic; Source apportionment; Ecological risk assessment

2014 年环境保护部发布的《全国土壤污染状况调查公报》显示,全国土壤环境状况总体不容乐观,部分地区土壤污染较重,耕地土壤点位超标率为 19.4%,主要污染物为 Cd、Ni、Cu、As、Hg、Pb、滴滴涕和多环芳烃。土壤中的重金属一方面来源于土壤母质的成土过程,另一方面来源于人类活动。不同成土母质形成的土壤中重金属的含量差异较大,如成土母质为海河沉积物和花岗岩的土壤,Pb 含量高于其他母质发育的土壤,花岗岩发育形成的土壤 Cd 含量低于其他母质发育的土壤<sup>[1]</sup>;不同人类活动对重金属的贡献也存在一定的差异,如 Cd 主要来源于化肥、农药和电镀等行业“三废”的排放<sup>[2]</sup>,Pb 主要来源于汽车尾气和煤炭的燃烧等。重金属元素在土壤中长期的积累一方面可以抑制植物和微生物的生长活动导致土壤肥力的下降,从而造成农作物产量大幅降低和品质的下降<sup>[3]</sup>;另一方面重金属元素在土壤中的迁移和在食物链中的富集还会对区域内地下水质量安全、生态安

全及人类的生存发展产生直接的影响<sup>[4]</sup>。因此,揭示土壤中重金属的来源和生态风险,可以为区域土壤环境质量评价、污染防治和安全防护提供借鉴。

冶炼区和矿区被认为是土壤重金属污染的多发区<sup>[5]</sup>,笔者选取华北平原某地(全国重要的有色金属产业基地)作为研究区,分析测定土壤中 Pb、Cd、Cr、As、Hg 5 种重金属的含量,在此基础上,对区域土壤重金属的污染程度、潜在生态风险进行评价,并运用主成分分析的方法辨识土壤重金属的来源,以为研究区农用地的安全利用、土壤环境评价与管理提供依据。

## 1 材料与方法

**1.1 研究区概况** 研究区位于华北平原西部,地势西高东低,呈阶梯状展布,绝对高程大部分在 70~100 m,西部为低山,西南部是丘陵区,中东部为冲积、洪积平原,耕地面积 16 596.77 hm<sup>2</sup>。属于暖温带半湿润大陆性季风气候,夏季炎热多雨,冬季寒冷干燥,四季分明,年平均气温 14.9℃,全年平均降雨量为 606.1 mm,主要土壤类型为褐土。

**1.2 样品采集与分析** 于玉米收获前进行土壤样品的采集。利用 ArcGIS 10 软件按照 500 m×500 m 的规则网格进行

**作者简介** 赵永超(1989—),男,河南平顶山人,助理工程师,硕士,从事重金属污染农田修复与耕地质量提升研究。\*通信作者,高级工程师,硕士,从事污染土壤修复等研究。

**收稿日期** 2021-06-15

土壤采样点的布设,同时综合考虑种植方式、土壤类型和重点行业企业(重点行业企业周围加密布点)分布状况,共布设377个采样点;在各采样点周围按照多点采样的方式,采集表层(0~20 cm)土壤,等量混合后,装入自封袋。

采集到的土壤样品经室温自然风干后,去除其中的杂质,用木棍碾碎,使其全部通过2 mm的尼龙筛后充分混合待测。Cd、Pb采用石墨炉原子吸收分光光度法(GB/T 17141—1997)测定,Cr采用火焰原子吸收分光光度法(HJ 491—2009)测定,Hg、As采用原子荧光分光光度法(GB/T 22105—2008)测定。

随机选取采集到的10个土壤样品,测定土壤pH、有机质、全氮、全磷、全钾等基本理化性质,测定方法参照鲁如坤<sup>[6]</sup>的《土壤农业化学分析方法》,具体测定结果为pH 7.51~7.80、有机质2.06~9.76 g/kg、全氮0.473~0.908 g/kg、全磷1.78~2.22 g/kg、全钾18.4~26.5 g/kg。

**1.3 土壤重金属污染评价方法** 采用单因子指数法和内梅罗综合污染指数法对研究区农田土壤(表层)中重金属的污染状况进行评价。

单项污染指数可以反映不同重金属元素的污染程度,其计算公式如下:

$$P_i = C_i / S_i \quad (1)$$

式中, $P_i$ 为土壤中重金属*i*的单项污染指数; $C_i$ 为土壤中重金属*i*的实测含量(mg/kg); $S_i$ 为农用地土壤重金属*i*的污染风险筛选值(mg/kg),参考GB 15168—2018规定的农用地土壤污染风险筛选值,具体见表1。

表1 农用地土壤污染风险筛选值

| 重金属<br>Heavy metal | 农用地<br>Farmland | mg/kg  |            |            |        |
|--------------------|-----------------|--------|------------|------------|--------|
|                    |                 | pH≤5.5 | 5.5<pH≤6.5 | 6.5<pH≤7.5 | pH>7.5 |
| Cd                 | 水田              | 0.3    | 0.4        | 0.6        | 0.8    |
|                    | 其他              | 0.3    | 0.3        | 0.3        | 0.6    |
| Hg                 | 水田              | 0.5    | 0.5        | 0.6        | 1.0    |
|                    | 其他              | 1.3    | 1.8        | 2.4        | 3.4    |
| As                 | 水田              | 30     | 30         | 25         | 20     |
|                    | 其他              | 40     | 40         | 30         | 25     |
| Pb                 | 水田              | 80     | 100        | 140        | 240    |
|                    | 其他              | 70     | 90         | 120        | 170    |
| Cr                 | 水田              | 250    | 250        | 300        | 350    |
|                    | 其他              | 150    | 150        | 200        | 250    |

单因子污染指数仅能反映土壤中单个污染物的污染程度,为综合反映不同污染物的整体污染状况,该研究采用内梅罗综合指数法。内梅罗综合污染指数可以全面反映各污染物对土壤的不同作用,并且可以突出高浓度污染物对土壤环境质量的影响,计算公式如下<sup>[7]</sup>:

$$PI = \sqrt{\frac{P_{\max}^2 + P_{\text{ave}}^2}{2}} \quad (2)$$

式中,PI为内梅罗综合指数; $P_{\max}$ 为单因子污染指数的最大值; $P_{\text{ave}}$ 为单因子污染指数的平均值。单因子污染指数法和

内梅罗综合污染指数法污染等级划分标准如表2所示。

表2 土壤重金属污染等级划分标准

Table 2 Standards for the classification of soil heavy metal pollution levels

| $P_i$            | 污染程度<br>Pollution degree | PI                  | 污染程度<br>Pollution degree |
|------------------|--------------------------|---------------------|--------------------------|
| $P_i < 1$        | 非污染                      | $PI \leq 0.7$       | 安全                       |
| $1 \leq P_i < 2$ | 轻度污染                     | $0.7 < PI \leq 1.0$ | 警戒线                      |
| $2 \leq P_i < 3$ | 中度污染                     | $1.0 < PI \leq 2.0$ | 轻度污染                     |
| $P_i \geq 3$     | 重度污染                     | $2.0 < PI \leq 3.0$ | 中度污染                     |
|                  |                          | $PI > 3.0$          | 重度污染                     |

**1.4 土壤重金属生态风险评价方法** 采用潜在生态风险指数法对研究区农田土壤(表层)中重金属的潜在生态风险进行评价。该方法由瑞典科学家 Hakanson<sup>[8]</sup>创建,该方法综合考虑了环境中重金属的生态效应、环境效应和毒理学效应,定量计算环境中重金属的潜在危害程度,被广泛应用于环境风险评价中,其计算公式如下:

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad (3)$$

$$RI = \sum E_r^i = \sum (T_r^i \times C_f^i) \quad (4)$$

$$C_f^i = C^i / C_n^i \quad (5)$$

式中, $E_r^i$ 为土壤或沉积物中元素*i*的潜在生态危害指数;RI为土壤或沉积物中多种重金属元素潜在生态危害指数; $C_f^i$ 为重金属元素*i*的富集系数; $C^i$ 为重金属元素*i*的实测含量; $C_n^i$ 为重金属元素*i*的风险筛选值,参考GB 15168—2018规定的农用地土壤污染风险筛选值; $T_r^i$ 为元素*i*的毒性响应系数,参考已有文献资料Pb、Cd、Cr、As、Hg分别为5、30、2、10、40<sup>[9]</sup>。 $E_r^i$ 和RI的分级标准见表3。

表3 土壤重金属潜在生态风险分级标准

Table 3 The classification standard of potential ecological risk of soil heavy metals

| $E_r^i$                | 污染程度<br>Pollution degree | RI                  | 污染程度<br>Pollution degree |
|------------------------|--------------------------|---------------------|--------------------------|
| $E_r^i < 40$           | 轻微生态危害                   | $RI < 150$          | 轻微生态危害                   |
| $40 \leq E_r^i < 80$   | 中等生态危害                   | $150 \leq RI < 300$ | 中等生态危害                   |
| $80 \leq E_r^i < 160$  | 强生态危害                    | $300 \leq RI < 600$ | 强生态危害                    |
| $160 \leq E_r^i < 320$ | 很强生态危害                   | $RI \geq 600$       | 很强生态危害                   |
| $E_r^i \geq 320$       | 极强生态危害                   |                     |                          |

**1.5 数据统计分析** 运用SPSS 19.0软件对研究区农田土壤中5种重金属的含量进行描述性统计分析,以分析研究区不同重金属的含量特征;采用相关分析和主成分分析法对研究区土壤中重金属的来源进行解析。

## 2 结果与分析

**2.1 土壤重金属含量特征** 运用SPSS软件对研究区农田土壤中Pb、Cd、Cr、As、Hg的含量进行统计分析,分析结果如表4所示。从表4可以看出,研究区农田土壤中Pb、Cd、Cr、As、Hg含量的平均值分别为63.52、0.97、61.48、11.40、0.08 mg/kg,Pb、Cd、As、Hg含量的平均值超过河南省土壤背景值<sup>[10]</sup>,超标倍数依次为1.85、13.92、0.16、2.20。土壤中Cr

含量的平均值低于河南省土壤背景值<sup>[10]</sup>,说明土壤中 Cr 没有明显的积累。Pb、Cd 含量的平均值大于其中位数,说明研究区农田土壤中 Pb、Cd 的含量整体偏向最大值方向;Cr、As、Hg 含量的平均值与中位数接近,说明研究区农田土壤中 Cr、As、Hg 的含量整体偏向最小值方向。偏度和峰度的数值可大致反映数据偏离正态分布的程度,研究区农田土壤中 Pb、Cd、Cr、As、Hg 的偏度和峰度绝对值均大于 0,说明研究区农田土壤中重金属浓度的分布为非标准正态分布。研究区农田土壤中 Pb、Cr、As、Hg 含量的平均值低于农用地土壤污染风险筛选值(GB 15168—2018),Cd 含量的平均值高于风险

筛选值,说明研究区农田土壤中 Cd 受人类活动的影响较明显。土壤中 Cd 的最大值是农用地土壤风险筛选值的 20 倍,说明 Cd 在部分点位发生了明显的积累,这可能与研究区内存在重点污染源密切相关。

土壤重金属元素的变异系数可以代表重金属元素分布的均匀程度和受人类活动影响的程度。研究区农田土壤中 Pb、Cd 和 Hg 的变异系数大于 1,属于强变异水平;Cr、As 的变异系数介于 0.1~1.0,属于中等变异水平;上述结果表明研究区农田土壤中 Pb、Cd 和 Hg 的分布不均匀,可能受人类活动的影响较大。

表 4 土壤重金属含量描述性统计

Table 4 Descriptive statistics of heavy metals content in soil

mg/kg

| 项目 Item  | Pb     | Cd    | Cr     | As     | Hg     |
|--|--------|-------|--------|--------|--------|
| 最小值 Minimum value  | 12.50  | 0.06  | 37.90  | 1.66   | 0.01   |
| 最大值 Maximum value  | 753.00 | 12.00 | 118.00 | 81.00  | 2.01   |
| 平均值 Mean value   | 63.52  | 0.97  | 61.48  | 11.40  | 0.08   |
| 中位数 Median   | 40.30  | 0.55  | 61.10  | 10.90  | 0.06   |
| 标准差 Standard deviation   | 89.41  | 1.30  | 8.65   | 4.78   | 0.12   |
| 峰度 Kurtosis  | 27.08  | 21.07 | 9.12   | 122.22 | 163.71 |
| 偏度 Skewness  | 4.79   | 3.92  | 1.54   | 9.06   | 11.31  |
| 变异系数 Variable coefficient  | 1.41   | 1.34  | 0.14   | 0.42   | 1.49   |
| 研究区背景值 Background values (study area)                                  | 35.05  | 0.34  | 61.61  | 10.80  | 0.05   |
| 河南省背景值 Background values in Henan Province                             | 22.30  | 0.065 | 63.20  | 9.80   | 0.025  |
| 农用地土壤风险筛选值 Risk intervention values for soil contamination of farmland | 170.00 | 0.60  | 250.00 | 25.00  | 3.40   |

**2.2 土壤重金属污染状况评价** 基于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018)中规定的各项污染物的风险筛选值,计算各点位 5 种重金属的单项污染指数,依据表 2 的划分标准对计算结果进行统计分析,结果如表 5 所示。从表 5 可以看出,研究区农田土壤中 Cr、Hg 的单项污染指数的最大值分别为 0.470、0.590,均小于 1,依据划分标准 Cr、Hg 属于非污染等级。Pb、Cd、As 的单因子污染指

数分别为 0.070~4.430、0.100~20.000、0.070~3.240,总体看 Pb、Cd、As 这 3 种重金属的污染程度高于 Cr、Hg。统计结果表明研究区农田土壤中 Pb、Cd、As 达到轻度及以上污染等级的点位占比分别为 6.10%、44.30%、1.33%,其中 Cd 达到中度及重度污染等级的点位占比比较大,达到 21.75%,说明研究区农田土壤中 Cd 的污染程度已经远高于其他重金属,需要引起高度重视。

表 5 土壤重金属单项污染指数评价结果

Table 5 Evaluation results of soil heavy metal pollution index

| 重金属<br>Heavy metal | $P_{min}$ | $P_{max}$ | 各等级样点所占的比例 Proportion of sample points of each grade/% |                        |                            |                          |
|--------------------|-----------|-----------|--|------------------------|----------------------------|--------------------------|
|                    |           |           | 非污染<br>Uncontamination                                 | 轻度污染<br>Mild pollution | 中度污染<br>Moderate pollution | 重度污染<br>Severe pollution |
| Pb                 | 0.070     | 4.430     | 93.90  | 3.98                   | 1.06                       | 1.06                     |
| Cd                 | 0.100     | 20.000    | 55.70  | 22.55                  | 9.55                       | 12.20                    |
| Cr                 | 0.150     | 0.470     | 100.00   | 0.00                   | 0.00                       | 0.00                     |
| As                 | 0.070     | 3.240     | 98.67  | 1.06                   | 0.00                       | 0.27                     |
| Hg                 | 0.003     | 0.590     | 100.00   | 0.00                   | 0.00                       | 0.00                     |

基于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018)中规定的各项污染物的风险筛选值,以综合污染指数进行评价,结果表明(表 6),研究区农田土壤中 Pb、Cd、Cr、As、Hg 的综合污染指数(PI)分别为 3.14、14.19、0.38、2.31、0.42,结合表 2 的分级标准,研究区农田土壤中 Cd、Pb 的污染等级为重度污染,As 的污染等级为中度污染,Cr、Hg 为安全级,上述结果说明研究区农田土壤已受到一定

程度的重金属污染。其中 Cd 的综合污染指数最大,说明研究区农田土壤中 Cd 的污染最为突出,这与单项污染指数推断的结果一致。

对各点位的综合污染指数进行计算,依据表 2 的分类标准对各点位的污染程度进行划分,并对分类结果进行统计分析,结果发现,研究区内有 51.20%的点位受到污染,其中有 14.33%的点位呈中度至重度污染。研究区所有调查点位 PI

的平均值为 1.24,依据综合污染指数分级标准,研究区农田土壤污染等级为轻度污染,说明研究区农田土壤环境质量已经开始恶化,应引起高度重视。

表 6 土壤重金属综合污染指数评价结果

Table 6 Evaluation results of soil heavy metal comprehensive pollution index

| 重金属<br>Heavy metal | PI    | 污染等级<br>Pollution level |
|--------------------|-------|-------------------------|
| Pb                 | 3.14  | 重度污染                    |
| Cd                 | 14.19 | 重度污染                    |
| Cr                 | 0.38  | 安全                      |
| As                 | 2.31  | 中度污染                    |
| Hg                 | 0.42  | 安全                      |

2.3 土壤重金属的潜在生态风险评价 以《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018)中规定的各项污染物的风险筛选值作为评价参比值,采用潜在生

态风险指数法对研究区农田土壤中重金属的潜在生态风险进行评价,结果如表 7 所示。从表 7 可以看出,研究区农田土壤中 Pb、Cd、Cr、As、Hg 这 5 种重金属的潜在生态危害指数 ( $E_r^i$ ) 分别为 1.87、48.75、0.49、4.56、0.97,依据表 3 的分级标准,研究区农田土壤中 Pb、Cr、As、Hg 的生态风险较低,均处于轻微生态危害水平;Cd 为中等生态风险。研究区农田土壤中 Cd 各危害水平的点位占比分别为 60.75%(轻微生态危害水平)、24.93%(中等生态危害水平)、9.55%(强生态危害水平)、3.18%(很强生态危害水平)、1.59%(极强生态危害水平)。

各点位综合潜在生态危害指数(RI)的统计结果显示,研究区有 93.10%的点位危害水平较低,有 6.90%的点位处于中等及以上生态危害水平。研究区各点位 RI 的平均值为 56.64,结合表 3 的分级标准,研究区农田土壤的生态风险为轻微生态危害。

表 7 土壤重金属潜在生态风险评价

Table 7 Potential ecological risk assessment of soil heavy metals

| 重金属<br>Heavy metal | $E_r^i$ | 各等级样点所占的比例 Proportion of sample points of each grade//% |                        |                   |                          |                            |
|--------------------|---------|---|------------------------|-------------------|--------------------------|----------------------------|
|                    |         | 轻微危害<br>Slight harm                                     | 中等危害<br>Secondary harm | 强危害<br>Strong ham | 很强危害<br>Very strong harm | 极强危害<br>Pole-strength harm |
| Pb                 | 1.87    | 100.00  | 0.00                   | 0.00              | 0.00                     | 0.00                       |
| Cd                 | 48.75   | 60.75   | 24.93                  | 9.55              | 3.18                     | 1.59                       |
| Cr                 | 0.49    | 100.00  | 0.00                   | 0.00              | 0.00                     | 0.00                       |
| As                 | 4.56    | 100.00  | 0.00                   | 0.00              | 0.00                     | 0.00                       |
| Hg                 | 0.97    | 100.00  | 0.00                   | 0.00              | 0.00                     | 0.00                       |
| RI                 |         | 93.10   | 4.51                   | 2.12              | 0.27                     |                            |

为评价单个重金属元素的潜在生态危害指数对综合生态危害指数的贡献率,取单项潜在生态危害指数与综合潜在生态危害指数的比值,各元素对综合潜在生态危害的贡献率如图 1 所示。从图 1 可以看出,Cd 对综合潜在生态危害的贡献率最大,达 86.07%,是研究区农田土壤生态风险的主要来源<sup>[11]</sup>。

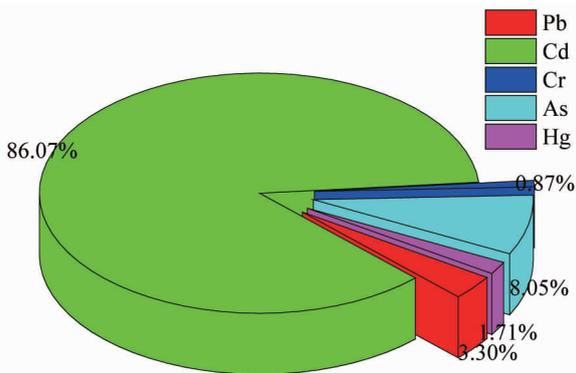


图 1 土壤重金属元素对潜在生态危害的贡献率

Fig. 1 The contribution rate of soil heavy metals to potential ecological risk

2.4 土壤重金属来源分析 相关性分析是指对 2 个或多个具备相关性的变量元素进行分析,从而衡量 2 个变量因素的相关密切程度。土壤中各种元素的含量受母质、环境条件和人为活动的共同影响,来源的相似性会导致土壤中不同元素

间存在相互联系<sup>[12]</sup>,鉴于此相关性分析就被广泛应用于土壤重金属元素的来源辨识<sup>[13]</sup>,若元素间相关性显著或极显著,则表明这些元素间一般具有同源关系或者呈现复合污染的现象<sup>[14-17]</sup>。

2.4.1 相关性分析。从表 8 可以看出,研究区农田土壤中 Pb 与 Cd、Pb 与 Cr、Pb 与 As、Pb 与 Hg、Cd 与 As、Cd 与 Hg、Cr 与 As 在 0.01 水平(双侧)上呈显著正相关,说明这些元素间可能存在着一定的同源关系。已有的研究表明,土壤中 Cr 主要受成土母质的影响,因此 Cr 多被认为是自然来源的元素,与其相关性较高的元素被认为受成土母质的影响较大<sup>[18]</sup>,研究区农田土壤中 Cr 与 Pb、As 呈显著正相关,说明 Cr、Pb、As 可能具有一定的同源性,而 Cr 与 Pb 的相关系数较小,因此研究区农田土壤中 Pb 是否存在其他来源还需要进一步验证。土壤中 Hg 与 Pb、Cd、Cr、As 的相关系数均不高于 0.30,说明 Hg 和 Pb、Cd、Cr、As 相关性不大,从而说明 Hg 与 Pb、Cd、Cr、As 的来源可能不一致<sup>[19]</sup>。为更加准确地判断土壤中各重金属元素的来源,通过主成分分析来进行进一步的判断。

2.4.2 主成分分析。从主成分分析的结果(表 9~10 和图 2)可以看出,通过主成分分析共辨别出 3 个主成分,累计解释了总方差的 84.589%,基本可以解释 5 种元素的大部分信息。

表 8 土壤重金属元素相关性分析

Table 8 Correlation analysis of soil heavy metal elements

| 重金属<br>Heavy metal | Pb     | Cd     | Cr     | As   | Hg   |
|--------------------|--------|--------|--------|------|------|
| Pb                 | 1.00   |        |        |      |      |
| Cd                 | 0.73** | 1.00   |        |      |      |
| Cr                 | 0.17** | 0.08   | 1.00   |      |      |
| As                 | 0.52** | 0.26** | 0.39** | 1.00 |      |
| Hg                 | 0.27** | 0.27** | 0.02   | 0.08 | 1.00 |

注: \*\*表示 0.01 水平(双侧)相关

Note: \*\* indicates 0.01 level (two-sided) correlation

第一主成分(PC1)的方差贡献率为 37.219%, Pb、Cd 在 PC1 上有较大的载荷, 分别为 0.906、0.894, 由前述分析可

知, 研究区农田土壤中 Pb、Cd 含量的平均值高于该地区背景值, 2 种元素含量的最大值分别为河南省背景值的 33.77 和 184.62 倍; 且前人的研究发现, 这 2 种元素常常受到人类活动的影响, 其中 Pb 主要来自化石燃料的燃烧和金属冶炼行业“三废”的排放, Cd 主要来自农业生产资料(化肥、农药等)的施用及冶炼、电镀行业“三废”的排放<sup>[20]</sup>。研究区作为华北平原主要的农业生产大县, 近年来随着农业精细化程度的不断提高, 化肥和农药的施用量大增; 另外该地区工业基础较好, 是全国重要的金属冶炼区, 化肥、农药和工业“三废”中携带的 Cd、Pb 通过直接或间接的方式最终进入到土壤中, 造成 Pb、Cd 在土壤中的累积。因此 PC1 代表了化肥农药及工业生产等人为来源, 被认为是“工农业源因子”。

表 9 土壤重金属含量总体解释方差及其成分矩阵和旋转成分矩阵

Table 9 The overall explained variance of the soil heavy metal content in the study area and its component matrix and rotation component matrix

| 主成分<br>Principal components | 初始特征值 Initial eigenvalue |                             |  | 提取特征值 Extract eigenvalues |                             |  |
|-----------------------------|--------------------------|-----------------------------|--|---------------------------|-----------------------------|--|
|                             | 特征根<br>Eigenvalue        | 贡献率<br>Contribution rate//% | 累计贡献率<br>Accumulative contribution rate//% | 特征根<br>Eigenvalue         | 贡献率<br>Contribution rate//% | 累计贡献率<br>Accumulative contribution rate//% |
| 1                           | 2.245                    | 44.897                      | 44.897                                     | 1.861                     | 37.219                      | 37.219                                     |
| 2                           | 1.165                    | 23.292                      | 68.189                                     | 1.363                     | 27.268                      | 64.487                                     |
| 3                           | 0.820                    | 16.401                      | 84.590                                     | 1.005                     | 20.102                      | 84.589                                     |
| 4                           | 0.562                    | 11.248                      | 95.838                                     |                           |                             |  |
| 5                           | 0.208                    | 4.162                       | 100  |                           |                             |  |

表 10 土壤重金属主成分载荷

Table 10 The main component loads of heavy metals in the soil in the study area

| 重金属<br>Heavy metal | 初始因子载荷 Initial factor load |        |        | 旋转后因子载荷 Factor load after rotation |        |        |
|--------------------|----------------------------|--------|--------|------------------------------------|--------|--------|
|                    | PC1                        | PC2    | PC3    | PC1                                | PC2    | PC3    |
| Pb                 | 0.899                      | -0.143 | -0.236 | 0.906                              | 0.225  | 0.118  |
| Cd                 | 0.790                      | -0.354 | -0.273 | 0.894                              | -0.012 | 0.157  |
| As                 | 0.693                      | 0.472  | -0.041 | -0.049                             | 0.907  | 0.061  |
| Cr                 | 0.398                      | 0.734  | 0.363  | 0.459                              | 0.700  | -0.070 |
| Hg                 | 0.417                      | -0.506 | 0.746  | 0.169                              | 0.015  | 0.979  |

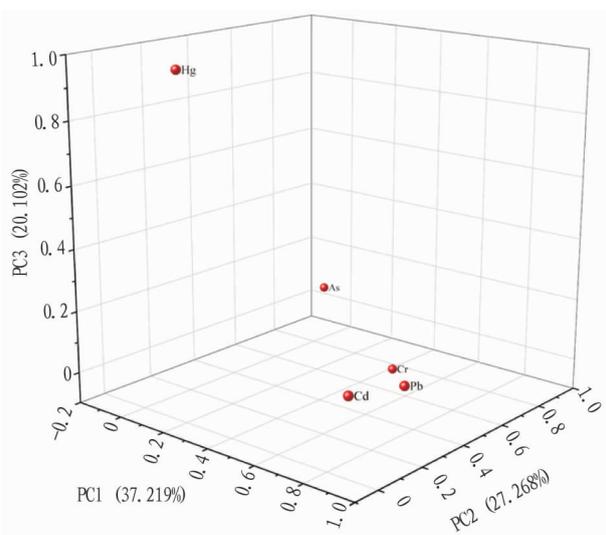


图 2 土壤重金属主成分载荷

Fig. 2 Principal component loads of heavy metals in soil

第二主成分(PC2)的方差贡献率为 27.268%, Cr、As 在 PC2 上有较大的载荷, 分别为 0.700、0.907, 前述分析结果显示研究区 Cr、As 的平均值与河南省背景值相当。已有的研

究发现 Cr、As 受地质背景的影响较大<sup>[21]</sup>, 因此把 PC2 认为是“自然源因子”。

第三主成分(PC3)的方差贡献率为 20.102%, PC3 上有较大载荷的仅有 Hg。研究区农田土壤中 Hg 的平均值为 0.08 mg/kg, 远高于河南省背景值, 其最大值是河南省背景值的 80.4 倍。相关分析的结果显示 Hg 与 Cr、As 呈正相关, 但是 Hg 与 Cr、As 的相关系数较低, 说明研究区农田土壤中 Hg 与 Cr、As 的同源性较低。已有的研究表明, 土壤是各种化学离子的最终归宿<sup>[22]</sup>, Hg 在土壤中累积的主要途径是大气干湿沉降<sup>[23]</sup>, 其来源主要包括人类活动中的化石燃料燃烧、冶炼、化工、垃圾焚烧等, 研究区的工业基础较好, 金属冶炼企业在生产过程中产生的大量粉尘等最终都汇聚到土壤中造成了研究区农田土壤中 Hg 的积累。因此 PC3 代表了人类活动中的工业源, 被认为是“工业源因子”。

Cr 在 PC1 和 PC2 上均有相当的荷载, 说明研究区农田土壤中 Cr 是混合来源, 被认为是受到自然源和人为源(工农业源因子)的共同影响。于元赫等<sup>[24]</sup>对黄河下游典型区域土壤重金属来源的研究也表明 Cr 受工农业活动和成土母质的综合影响。

### 3 结论

(1) 研究区农田土壤中 Pb、Cr、As、Hg 的平均含量高于河南省土壤背景值, Cr 含量的平均值低于河南省土壤背景值。研究区内 Pb、Cd、As 含量达到轻度及以上污染等级的点位数占比分别为 6.10%、44.30% 和 1.33%。

(2) 研究区农田土壤中 Pb、Cd、Cr、As、Hg 的内梅罗综合污染指数分别为 3.14、14.19、0.38、2.31、0.42, 依据分级标准, Cd、Pb 的污染等级为重度污染, As 的污染等级为中度污染, Cr、Hg 的污染等级为安全级。

(3) 单项潜在生态风险指数 ( $E_i^p$ ) 的结果表明, 研究区农田土壤中 Cd 为中等生态风险, Pb、Cr、As、Hg 的生态风险较低。综合潜在生态危害指数 (RI) 的结果表明, 研究区 93.10% 的调查点位的生态风险较低, 6.90% 的调查点位为中等及以上危害水平; 整个研究区农田土壤综合潜在生态危害等级为轻微生态危害水平。Cd 是影响研究区农田土壤综合潜在生态风险的主要元素。

(4) 相关分析和主成分分析结果表明, 研究区农田土壤中 5 种元素的来源可以分为 3 类: PC1 为工农业源因子, PC1 包括 Pb、Cd; PC2 为自然源因子, PC2 包括 Cr、As; PC3 为工业源因子, 仅包括 Hg; Cr 在 PC1 和 PC2 上均有相当的荷载, Cr 受成土因素及人为活动的共同控制。

### 参考文献

- [1] LI Y, GOU X, WANG G, et al. Heavy metal contamination air source in agricultural soil in central Gansu Province, China[J]. Journal of environmental sciences, 2008, 20(5): 607-612.
- [2] 章明奎, 王浩, 张慧敏. 浙东海积平原农田土壤重金属来源辨识[J]. 环境科学学报, 2008, 28(10): 1946-1954.
- [3] 邱孟龙, 李芳柏, 王琦, 等. 工业发达城市区域耕地土壤重金属时空变异与来源变化[J]. 农业工程学报, 2015, 31(2): 298-305.
- [4] WEN H J, ZHANG Y X, CLOUET C, et al. Tracing sources of pollution in soils from the Jinding Pb-Zn mining district in China using cadmium and lead isotopes[J]. Applied geochemistry, 2015, 52: 147-154.
- [5] 赵振, 史焯弘, 毛小晶, 等. 某冶炼厂周边土壤重金属污染评价分析及

源解析研究[J]. 中国无机分析化学, 2020, 10(4): 22-27.

- [6] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999.
- [7] 吕悦风, 孙华. 浙江某县耕地土壤重金属空间分异特征、污染评价及来源分析[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(1): 95-102.
- [8] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. Water research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [9] 徐争启, 傅师军, 虞先国, 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.
- [10] 河南省土壤普查办公室. 河南土壤[M]. 北京: 中国农业出版社, 2004.
- [11] 穆利, 王跃华, 徐亚平, 等. 湖南省某县稻田土壤重金属污染特征及来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(3): 573-582.
- [12] 陈碧珊, 苏文华, 罗松英, 等. 湛江特呈岛红树林湿地土壤重金属含量特征及污染评价[J]. 生态环境学报, 2017, 26(1): 159-165.
- [13] 吕占禄, 张金良, 陆少游, 等. 某区生活垃圾焚烧发电厂周边及厂区内土壤中重金属元素的污染特征及评价[J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2483-2492.
- [14] 邹曦, 郑志伟, 张志永, 等. 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[J]. 水生态学杂志, 2012, 33(4): 33-39.
- [15] 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[J]. 环境科学, 2013, 34(1): 116-120.
- [16] 柴世伟, 温琰茂, 张云霓, 等. 广州市郊区农业土壤重金属含量特征[J]. 中国环境科学, 2003, 23(6): 592-596.
- [17] GUO G H, WU F C, XIE F Z, et al. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China[J]. Journal of environmental sciences, 2012, 24(3): 410-418.
- [18] LIU Y, MA Z W, LV J S, et al. Identifying sources and hazardous risks of heavy metals in topsoils of rapidly urbanizing East China[J]. Journal of geographical sciences, 2016, 26(6): 735-749.
- [19] 刘青桦, 邓时强, 赵元艺, 等. 西藏琼孜勒勤床区域性土壤重金属元素地球化学特征及来源解析[J]. 地球学报, 2018, 39(4): 481-490.
- [20] 周旭, 吕建树. 山东省广饶县土壤重金属来源、分布及生态风险[J]. 地理研究, 2019, 38(2): 414-426.
- [21] ŠAJN R, HALAMIĆ J, PEH Z, et al. Assessment of the natural and anthropogenic sources of chemical elements in alluvial soils from the Drava River using multivariate statistical methods[J]. Journal of geochemical exploration, 2011, 110(3): 278-289.
- [22] 邹建美, 孙江, 戴伟, 等. 北京近郊耕作土壤重金属状况评价分析[J]. 北京林业大学学报, 2013, 35(1): 132-138.
- [23] 王梅, 黄标, 孙维侠, 等. 强烈人为作用下城镇周围汞的空间变异及其积累迁移规律[J]. 土壤学报, 2011, 48(3): 506-515.
- [24] 于元赫, 吕建树, 王亚梦. 黄河下游典型区域土壤重金属来源解析及空间分布[J]. 环境科学, 2018, 39(6): 2865-2874.

### (上接第 54 页)

- [20] 朱永青, 崔云霞, 李伟迪, 等. 太沭河流域不同用地方式下土壤 pH 值、有机质及氮磷含量特征分析[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(2): 171-178.
- [21] 魏伶. 白云鄂博矿区土壤养分与苔藓种类分布及其稀土富集能力的关系研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2019.
- [22] 牛雅琼, 吴兴洪, 冉斌, 等. 豆科绿肥翻压对猕猴桃产质量和土壤肥力的影响[J]. 北方园艺, 2020(5): 87-94.
- [23] 孙志祥, 韩上, 武际, 等. 秸秆还田对双季稻产量和土壤钾素平衡的影响[J]. 中国农学通报, 2020, 36(9): 9-13.
- [24] 孙建, 刘苗, 李立军, 等. 免耕与留茬对土壤微生物量 C、N 及酶活性的影响[J]. 生态学报, 2009, 29(10): 5508-5515.
- [25] 张艾明, 刘云超, 李晓兰, 等. 水肥耦合对紫花苜蓿土壤磷酸酶活性的影响[J]. 生态学杂志, 2016, 35(11): 2896-2902.
- [26] 费裕路, 路锦, 刘丽, 等. 铝胁迫对不同林分土壤中杉木幼苗根际土壤酶活性和微生物的影响[J]. 东北林业大学学报, 2020, 48(1): 74-79.
- [27] 赵月, 王春雨, 隋跃宇, 等. 基于玉米大豆轮作的黑土玉米农田酶活性对不同耕层厚度的响应[J]. 玉米科学, 2019, 27(6): 95-103.
- [28] 徐欣, 郑利远, 周珂, 等. 长期施肥对不同有机质水平黑土蛋白酶活性及氮素的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2019(1): 44-48.
- [29] 孙冰洁, 贾淑霞, 张晓平, 等. 耕作方式对黑土表层土壤微生物生物量碳的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(1): 101-107.
- [30] DOU F G, WRIGHT A L, MYLAVARAPU R S, et al. Soil enzyme activities and organic matter composition affected by 26 years of continuous cropping[J]. Pedosphere, 2016, 26(5): 618-625.

- [31] 陈光荣, 王立明, 杨如萍, 等. 西北灌区薯/豆连续套作对系统产量及土壤肥力的影响[J]. 草业学报, 2017, 26(10): 46-55.
- [32] 郑超, 郭治兴, 袁宇志, 等. 广东省不同区域农田土壤酸化时空变化及其影响因素[J]. 应用生态学报, 2019, 30(2): 593-601.
- [33] 莫晶, 闫文德, 刘曙光, 等. 油茶-花生间作土壤酶活性与养分的关系[J]. 中南林业科技大学学报, 2017, 37(6): 89-95.
- [34] 陈浩, 魏立本, 王亚麒, 等. 烤烟不同种植施肥模式对土壤养分、酶活性及细菌多样性的影响[J]. 南方农业学报, 2019, 50(5): 982-989.
- [35] 刘文清, 崔广娟, 王芳, 等. 香蕉-甘蔗轮作对土壤养分含量及酶活性的影响[J]. 广东农业科学, 2019, 46(8): 86-96.
- [36] 李晓婷, 李立军, 李杨, 等. 轮作方式对土壤微生物量及酶活性的影响[J]. 中国农学通报, 2018, 34(9): 68-73.
- [37] 黄懿梅, 安韶山, 曲东, 等. 黄土丘陵区植被恢复过程中土壤酶活性的响应与演变[J]. 水土保持学报, 2007, 21(1): 152-155.
- [38] 孟令波, 刘彤彤, 张春怡, 等. 棚室茄子不同栽培方式对土壤微生物多样性的影响[J]. 东北农业大学学报, 2017, 48(11): 18-25.
- [39] 杨淑莉, 朱安宁, 张佳宝, 等. 免耕对小麦-玉米轮作下玉米季土壤微生物生物量碳、氮的影响[J]. 土壤通报, 2010, 41(4): 802-806.
- [40] ALLISON V J, YERMAKOV Z, MILLER R M, et al. Using landscape and depth gradients to decouple the impact of correlated environmental variables on soil microbial community composition[J]. Soil biology and biochemistry, 2007, 39(2): 505-516.
- [41] 李磊. 轮作条件下化肥减量对土壤养分及微生物活性的影响[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2018.
- [42] 黄容, 高明, 万毅林, 等. 秸秆还田与化肥减量配施对稻-菜轮作下土壤养分及酶活性的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(11): 4446-4456.