

DOI: 10.5846/stxb201905271089

杨子鹏, 肖荣波, 陈玉萍, 邓一荣, 韩存亮, 刘楚藩, 高中原, 黄淑婷, 戴伟杰. 华南地区典型燃煤电厂周边土壤重金属分布、风险评估及来源分析. 生态学报, 2020, 40(14): 4823-4835.

Yang Z P, Xiao R B, Chen Y P, Deng Y R, Han C L, Liu C F, Gao Z Y, Huang S T, Dai W J. Heavy metal distribution, risk assessment and source analysis of soil around a typical coal-fired power plant in South China. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(14): 4823-4835.

华南地区典型燃煤电厂周边土壤重金属分布、风险评估及来源分析

杨子鹏¹, 肖荣波^{1,*}, 陈玉萍¹, 邓一荣², 韩存亮², 刘楚藩¹, 高中原¹, 黄淑婷¹, 戴伟杰¹

¹ 广东工业大学环境科学与工程学院, 广州 510000

² 广东省环境科学研究院, 广州 510000

摘要: 为了解华南地区典型燃煤电厂周边表层土壤重金属空间分布特征, 对韶关市燃煤电厂周边 20 处农田表层土壤中 7 种重金属 (镍 (Ni)、铜 (Cu)、锌 (Zn)、镉 (Cd)、铅 (Pb)、铬 (Cr) 及砷 (As)) 的总量进行检测, 并分析了其相应的空间分布规律, 同时评估了周边土壤重金属的生态风险并分析其来源。结果表明: 该燃煤电厂周边土壤中重金属 Ni、Cu、Zn、Cd、Pb、Cr 及 As 的平均含量分别是 17.79、19.59、159.08、3.14、111.01、96.61 mg/kg 和 21.48 mg/kg, Cd、Pb 污染情况突出, 重金属 Zn、Cd、Pb、Cr 的分布与盛行风向密切相关。综合污染指数法表明, Cd、Pb 及 Zn 处于重污染状态; 潜在生态风险指数法表明, Cd 处于严重潜在生态风险状态; 地累积指数法表明, Ni、Cu 整体处于无污染状态, Cd 整体处于高污染状态。多种统计方法表明, Zn、Cd、Pb 及 Cr 受燃煤电厂影响明显, Cu、As 的来源不仅受燃煤电厂等工业的影响, 还与该地区农业灌溉用水密切相关, Ni 的分布最为均匀, 受自然因素影响明显。

关键词: 燃煤电厂; 表层土壤; 重金属; 风险评估; 源解析

Heavy metal distribution, risk assessment and source analysis of soil around a typical coal-fired power plant in South China

YANG Zipeng¹, XIAO Rongbo^{1,*}, CHEN Yuping¹, DENG Yirong², HAN Cunliang², LIU Chufan¹, GAO Zhongyuan¹, HUANG Shuting¹, DAI Weijie¹

¹ School of Environmental Science and Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510000, China

² Guangdong Academy of Environmental Sciences Guangzhou 510000, China

Abstract: For exploring the spatial distribution characteristics of heavy metals in the surface soil around a coal-fired power plant in Shaoguan City, South China, the total amount of seven heavy metals (Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Cr and As) in the surface soil of 20 farmlands surrounding the power plant was measured. The spatial distribution was analyzed. The ecological risk of heavy metals in the surrounding soil was evaluated and its sources were identified. The results showed that the average contents of heavy metals Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Cr and As in the soil around the coal-fired power plant were 17.79, 19.59, 159.08, 3.14, 111.01, 96.61 mg/kg and 21.48 mg/kg, respectively. Pollution of Cd and Pb were serious. The distribution of Zn, Cd, Pb and Cr was closely related to the prevailing wind direction. The comprehensive pollution index

基金项目: 2018 年国家重点研发计划专项“土专项”《污染场地修复后重金属的环境归趋与安全阻控技术》(2018YFC1801403); 广东省环境科学研究院科技创新项目 (HKYKJ-201707)

收稿日期: 2019-05-27; 网络出版日期: 2020-04-29

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ecoxiaorb@163.com

showed that Cd, Pb and Zn were in heavy pollution. The potential ecological risk index indicated Cd was in a high potential ecological risk level. The ground accumulation index implied that Ni and Cu were in a non-pollution state, and Cd was in high pollution. Multivariate statistical analysis represented Zn, Cd, Pb and Cr were obviously affected by the coal-fired power plant. The sources of Cu and As were not only affected by the coal-fired power plant, but also closely related to agricultural irrigation water in the region. The distribution of Ni was uniform. It was obviously affected by the natural source.

Key Words: coal-fired power plant; surface soil; heavy metal; risk assessment; source analysis

燃煤电厂是重金属污染的典型人为源^[1],重金属镍(Ni)、铜(Cu)、锌(Zn)、镉(Cd)、铅(Pb)、铬(Cr)及砷(As)是燃煤电厂周边环境中常见的几种重金属^[2-3],它们来源于燃煤电厂的废气排放及燃煤发电时副产物浸出过程,排放出的重金属不断在周边土壤中累积将导致燃煤电厂周边土壤严重的重金属污染^[4]。截至2015年,我国燃煤电厂产生了全国约80%的发电量,在这个过程中大量的重金属随之排放到周边土壤环境中,造成了十分严重的重金属污染^[1,3-4]。

自改革开放以来,我国华南地区由工业发展引起的重金属污染外排事件频发^[5],又因为该地区常年的酸性降雨及土壤具备含量较低的有机质、阳离子交换量等特性^[2,6-7],导致该地区土壤中积累的重金属极易被农作物吸收,进而影响人体健康。韶关市是华南地区典型的矿产资源型城市,是华南地区重型工业发展重要基地。韶关市燃煤电厂作为华南地区最大的燃煤电厂之一,日均消耗燃煤量约2000 t^[2],运行功率达1200 MW,可满足粤北地区80%的用电需求^[8]。虽然该厂目前已实施超净排放,但过去长期排放所累积的重金属污染并未得到有效控制^[2],同时围绕该地区周边环境中重金属污染研究多数集中在周边的工矿地区,如凡口铅锌矿区^[6-7]、大宝山矿区^[9]、韶关冶炼厂^[9-10]等,针对该地区燃煤电厂的废气、烟尘、废渣等长期排放造成的重金属污染研究报道亦不全面^[2]。因此,本文依据燃煤电厂污染排放空间分布趋势,围绕燃煤电厂周边多方向、多地块、大范围地开展周边环境表层土壤采样工作,全面分析燃煤电厂周边表层土壤重金属污染情况,揭示表层土壤中7种重金属空间分布特征;采用综合污染指数法、生态风险指数法及地累积指数法对周边环境土壤中重金属污染情况进行评价;借助pearson相关性分析、主成分分析(Principal Component Analysis, PCA)及聚类分析(Cluster Analysis, CA)等手段,初步解析表层土壤中重金属的来源,为进一步明确燃煤电厂周边土壤污染状况,开展相应的重金属污染控制与治理提供支撑。

1 材料与方法

1.1 燃煤电厂概况

韶关燃煤发电厂(下称:燃煤电厂)位于广东省韶关市(图1),占地约300万m²,厂址地理坐标为东经113°35'42",北纬24°34'12"。该地区位于南岭山脉南部曲江盆地,土壤类型多为红壤及黄壤。

1.2 样品的采集与前处理

本研究以燃煤电厂烟囱为中心,12 km范围为土壤样品采集半径,在该地区秋冬季节的盛行风向NNW(西北偏北, North-northwest)、SSE(东南偏南, South-southeast)及侧风向WSW(西南偏西, West-southwest)、ENE(东北偏东, East-northeast)四个方向上(图2),结合周边农田地块的分布情况,分别在NNW、WSW方向的1、1.5、3、6、9、12 km, SSE方向的1.5、3、6、9、12 km, ENE

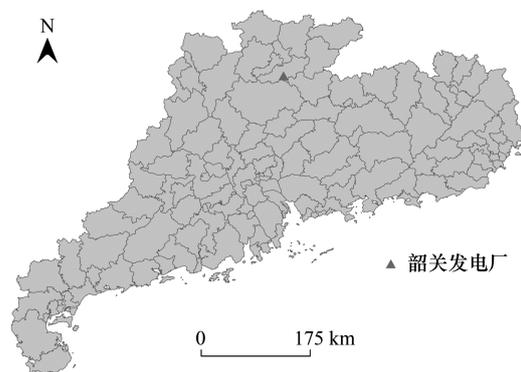


图1 广东省行政边界图

Fig.1 Guangdong Province Administrative Border Map

方向 1.5、3、6 km, 共计 20 个农田地块开展表层土壤样品采集工作。

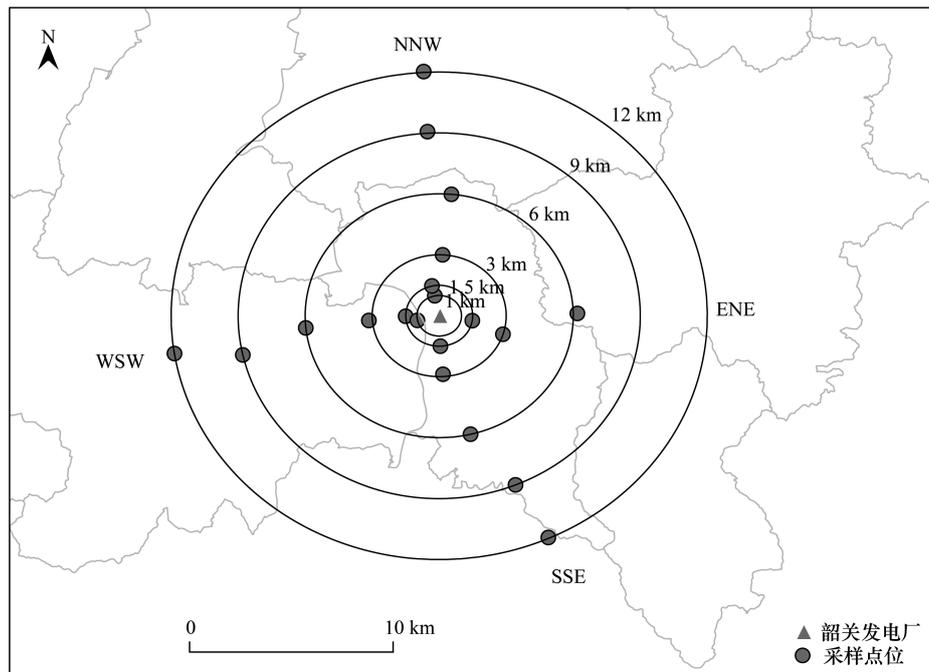


图 2 燃煤电厂周边土壤点位分布图

Fig.2 Sample distribution of soils around coal-fired power plant

NNW: 西北偏北 North-northwest; WSW: 西南偏西 West-southwest; SSE: 东南偏南 South-southeast; ENE: 东北偏东 East-northeast

依据 NYT359—2012 的要求,用不锈钢土壤取样器进行土壤样品采集,每个采样地块上采集 3 个样品作为平行样,样品间的采样间距为 300 m,每个样品上均依据梅花取样法采集 0—20 cm 的表层土壤。将采集好的样品,按采样区方向、采样区距离、采样地块依次进行编号。采样工作在 2018 年 8 月至 12 月进行,共采集表层土壤样品 60 个(含平行样)。

采集时,将采集好的表层土壤均匀混合,采用四分法处理后,取约 2kg 的土壤放入干净的塑料样品袋中密闭保存,无损、无污染地运回实验室,待去除沙砾和植物残体等后,放置于阴凉处风干,研磨,过 100 目筛,干燥处保存。

1.3 样品分析与质量控制

表层土壤样品重金属元素分析采用 HCl-HNO₃-HClO₄-HF 混合消解法进行电热板消解,电感耦合等离子体光谱仪(赛默飞,ICP-AES)进行 Ni、Cu、Zn、Cd、Pb、Cr 及 As 的含量测定。土壤 pH 值采用玻璃电极法,水土比为 2.5:1,土壤有机质含量采用土壤有机碳测定方法,阳离子交换量采用三氯化六铵合钴浸提-分光光度法,分析过程中所用试剂均为优级纯(广州化学试剂厂),实验用水均为超纯水(Milli-Q IQ7000),所用器皿均在 10%的硝酸中浸泡 24 h 以上。分析过程采用国家标准土壤样品(GBW07425)和超纯水分别作为质控样及空白样进行质量控制,样品回收率在 86%—115%之间。

1.4 数据与图形处理

地质图件采用 ArcGIS10.2 绘制,其他分析图件采用 Origin9.0 绘制,利用 SPSS 19.0 对原始数据进行相关统计分析。

1.5 评价方法

分别采用综合污染指数法、生态风险指数法及地累积指数法对该燃煤电厂周边土壤重金属污染进行评价。

综合污染指数法采用下述公式进行计算:

$$P_i = C_i / S_i$$

$$P_{\text{综}} = \sqrt{(P_{\text{imax}}^2 + P_{\text{iave}}^2)} / 2$$

式中, P_i 为单一重金属污染指数, C_i 为样品重金属实际含量 (mg/kg), S_i 为该地区重金属背景值^[2] (mg/kg), P_{imax} 为样品最高重金属污染指数, P_{iave} 为样品平均重金属污染指数, $P_{\text{综}}$ 为综合重金属污染指数。污染分级及其阈值见参考文献^[11]。

为评估燃煤电厂周边土壤的重金属潜在生态风险,采用广泛使用的生态风险指数法进行评价。

生态风险指数法采用下述公式进行计算:

$$E_i = T_i F_i = T_i \frac{C_i}{B_i}$$

$$RI = \sum E_i$$

式中, E_i 为单一重金属风险因子, T_i 为单一重金属毒性响应因子,参照相关文献^[12],7种重金属 Ni、Cu、Zn、Cd、Pb、Cr、As 的 T 值分别为:5、5、1、30、5、2、10, F_i 为单一重金属污染因子, C_i 为样品重金属实际含量 (mg/kg), B_i 为该地区重金属背景值^[2] (mg/kg), RI 为重金属风险因子总和。污染等级及其阈值见参考文献^[13]。

为评估由于人为污染因素、地球化学背景值和自然成岩作用引起背景值变动的因素等综合影响下燃煤电厂周边土壤重金属污染情况,采用地累积指数法进行评价。

地累积指数法计算表达式为:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \left(\frac{C_i}{k B_i} \right)$$

式中, I_{geo} 为地累积指数; C_i 为沉积物中元素 i 的含量 (mg/kg); B_i 为元素 i 的该地区重金属背景值^[2] (mg/kg); k 为考虑到成岩作用可能会引起重金属背景值的变动而取的系数,一般取 1.5。污染分级及其阈值见参考文献^[14]。

2 结果与讨论

2.1 土壤理化性质、重金属含量及空间分布特征

燃煤电厂周边表层土壤理化性质及重金属含量分布见表 1 及表 2,重金属平均含量大小分别为 Zn (159.08±80.86) mg/kg > Pb (111.01±84.67) mg/kg > Cr (96.61±61.53) mg/kg > As (21.48±20.94) mg/kg > Cu (19.59±7.99) mg/kg > Ni (17.79±6.26) mg/kg > Cd (3.14±2.69) mg/kg。分别是当地背景值的 3.32、3.08、1.71、2.41、1.11、1.00 倍及 33.40 倍; Ni、Cu、Zn、Cd、Pb、Cr 及 As 的超背景值率分别为:55%、60%、100%、100%、100%、55% 及 80%。

表 1 燃煤电厂周边土壤理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of soil around coal-fired power plant

| 理化性质 Physical and chemical properties | 最小值 Minimum | 最大值 Maximum | 平均值 Average | 标准差 Standard deviation | 变异系数 Coefficient of variation |
|--|----------------|----------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|
| pH(H ₂ O) | 4.58 | 6.51 | 5.46 | 0.50 | 0.09 |
| CEC/(cmol/kg) | 1.35 | 8.04 | 4.11 | 2.03 | 0.49 |
| TOC/(mg/g) | 30.51 | 68.61 | 49.27 | 10.77 | 0.22 |

CEC:阳离子交换量 Cation exchange capacity; TOC:总有机碳 Total organic carbon

由于该燃煤电厂周边农田均为水田,表层土壤 pH 处于 4.58—6.51 之间,平均 pH 为 5.46±0.5,其中 pH ≤ 5.5 的地块样点占总体样点的 75%,按照评估从严的原则,采用《土壤环境质量标准》(GB15618—2018)中土

壤 $\text{pH} \leq 5.5$ 的评价标准进行评价:所有地块点位中的 Ni、Cu 及 Cr 的含量低于农田土壤污染风险筛选值;Zn 及 As 的平均含量低于农田土壤污染风险筛选值,筛选值的超标率均为 20%;Cd 的平均含量是筛选值的 10.47 倍,是管制值的 2.09 倍,筛选值的超标率为 95%,管制值的超标率为 80%;Pb 的平均含量是筛选值的 1.39 倍,筛选值的超标率为 80%,管制值的超标率为 5%。文献比对发现(见表 3),韶关燃煤电厂周边土壤中重金属 Zn、Cd、Pb 及 Cr 的含量均高于其他文献调查的燃煤电厂周边土壤中的重金属含量。特别是重金属 Cd、Pb 污染最严重,是其他燃煤电厂周边土壤中 Cd、Pb 含量的 2 倍以上。

表 2 燃煤电厂周边表层土壤重金属含量/(mg/kg)

Table 2 Heavy metal contents in soil around coal-fired power plant

| 统计量 Statistical | 最小值 Minimum | 最大值 Maximum | 平均值 Average | 背景值 ^[2] Background | 筛选值 ⁽¹⁾ Screening value | 管制值 ⁽²⁾ Intervention value | 标准差 Standard deviation | 变异系数 Coefficient of variation |
|--------------------|----------------|----------------|----------------|----------------------------------|--|---|------------------------------|-------------------------------------|
| Ni | 6.35 | 32.96 | 17.79 | 17.80 | 60 | / | 6.26 | 0.35 |
| Cu | 3.47 | 36.18 | 19.59 | 17.65 | 50 | / | 7.99 | 0.41 |
| Zn | 73.73 | 436.07 | 159.08 | 47.91 | 200 | / | 80.86 | 0.51 |
| Cd | 0.15 | 13.06 | 3.14 | 0.094 | 0.3 | 1.5 | 2.69 | 0.86 |
| Pb | 37.21 | 456.72 | 111.01 | 36.00 | 80 | 400 | 84.67 | 0.76 |
| Cr | 19.40 | 206.77 | 96.61 | 56.53 | 250 | 800 | 61.53 | 0.64 |
| As | 3.17 | 86.27 | 21.48 | 8.90 | 30 | 150 | 20.94 | 0.97 |

(1)GB15618—2018 中土壤 $\text{pH} \leq 5.5$ 的筛选值;(2)GB15618—2018 中土壤 $\text{pH} \leq 5.5$ 的管制值

表 3 典型燃煤电厂周边表层土壤重金属平均含量/(mg/kg)

Table 3 Heavy metal average contents in soil around typical coal-fired power plants

| 地区 Areas | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb | Cr | As |
|--------------------------------|-------|-------|--------|------|--------|-------|-------|
| 韶关 Shaoguan | 17.79 | 19.59 | 159.08 | 3.14 | 111.01 | 96.61 | 21.48 |
| 喀斯特 Karst ^[15] | 96.31 | 53.99 | 137.57 | 0.42 | 54.26 | 56.81 | 18.55 |
| 宝鸡 Baoji ^[16] | 38.00 | 30.40 | 80.10 | — | 27.90 | 94.00 | — |
| 塞尔维亚 Serbia ^[17] | 90.41 | 36.02 | 108.12 | 0.89 | 58.13 | 66.62 | — |
| 埃尔比斯坦 Elbistan ^[18] | 93.30 | 74.08 | 109.52 | 1.16 | 29.88 | 74.08 | — |

由图 3 可知,本次研究采集的表层土壤重金属含量主要集中在盛行风向 NNW 及 SSE 上,Zn、Cr、Cd 及 Pb 的空间分布呈现出较强的一致性,高值均出现在 NNW 方向,特别是 NNW6 至 12km 的范围内上述重金属污染最为严重,而低值分布较为均匀,均分布在侧风向 ENE 及 WSW 上。Ni 与 Cu 的分布受到风向影响不明显,高低值在四个方向上分布均匀,Ni 在四个方向上的平均含量大小依次为 SSE (22.88 mg/kg) > NNW (17.71 mg/kg) > WSW (16.19 mg/kg) > ENE (12.64 mg/kg),Cu 在四个方向上的平均含量大小依次为 NNW (23.35 mg/kg) > SSE (22.32 mg/kg) > ENE (17.57 mg/kg) > WSW (14.57 mg/kg)。As 的分布最为不同,高值出现在 WSW 及 NNW 方向,低值出现在 SSE 及 ENE 方向。不同元素在各方向上差异明显,经显著性检验 ($\alpha=0.05$) 表明:NNW 方向上 Ni、Cu、Cr 及 As 呈极显著差异 ($P<0.01$);SSE 方向上 Cd、Pb、As 呈显著差异 ($P<0.05$);ENE 方向上 Ni、Cr、As 呈显著差异 ($P<0.05$);WSW 方向上,Ni、Zn、Cr 呈显著差异 ($P<0.05$),Pb 呈极显著差异 ($P<0.01$)。

当变异系数(Coefficient of Variation, CV)超过 20%时,工业活动是导致土壤重金属空间差异的主要因素^[19],如表 1 及表 2 所示,研究区域中表层土壤重金属 Cu、Zn、Cd、Pb、Cr 及 As 的变异系数分别是 0.41、0.51、0.86、0.76、0.64 及 0.97,土壤 CEC 与 TOC 的变异系数分别为 0.49 与 0.22,均属于中等变异范围,具有较强的空间异质性。燃煤电厂周边土壤中重金属与燃煤电厂燃烧发电过程中消耗的燃煤成分及周边其他工业排放情况密切相关,该厂 2014 年环评报告显示电厂所用燃煤多数取自广西、贵州的无烟高硫煤,该类煤矿含有较高的 As、Cr 及 Cd,其含量分别 10.83 mg/kg、25.65 mg/kg 及 1.64 mg/kg^[20],且该燃煤电厂东临大宝山,有长期开采铅及锌矿的工业传统^[21],北侧有一家大型冶炼厂曾长期运营^[12],南侧 6—9 km 处有一家化工厂正在运

营,这些复杂的工业排放环境也是导致表层土壤重金属呈现上述空间分布的原因之一。

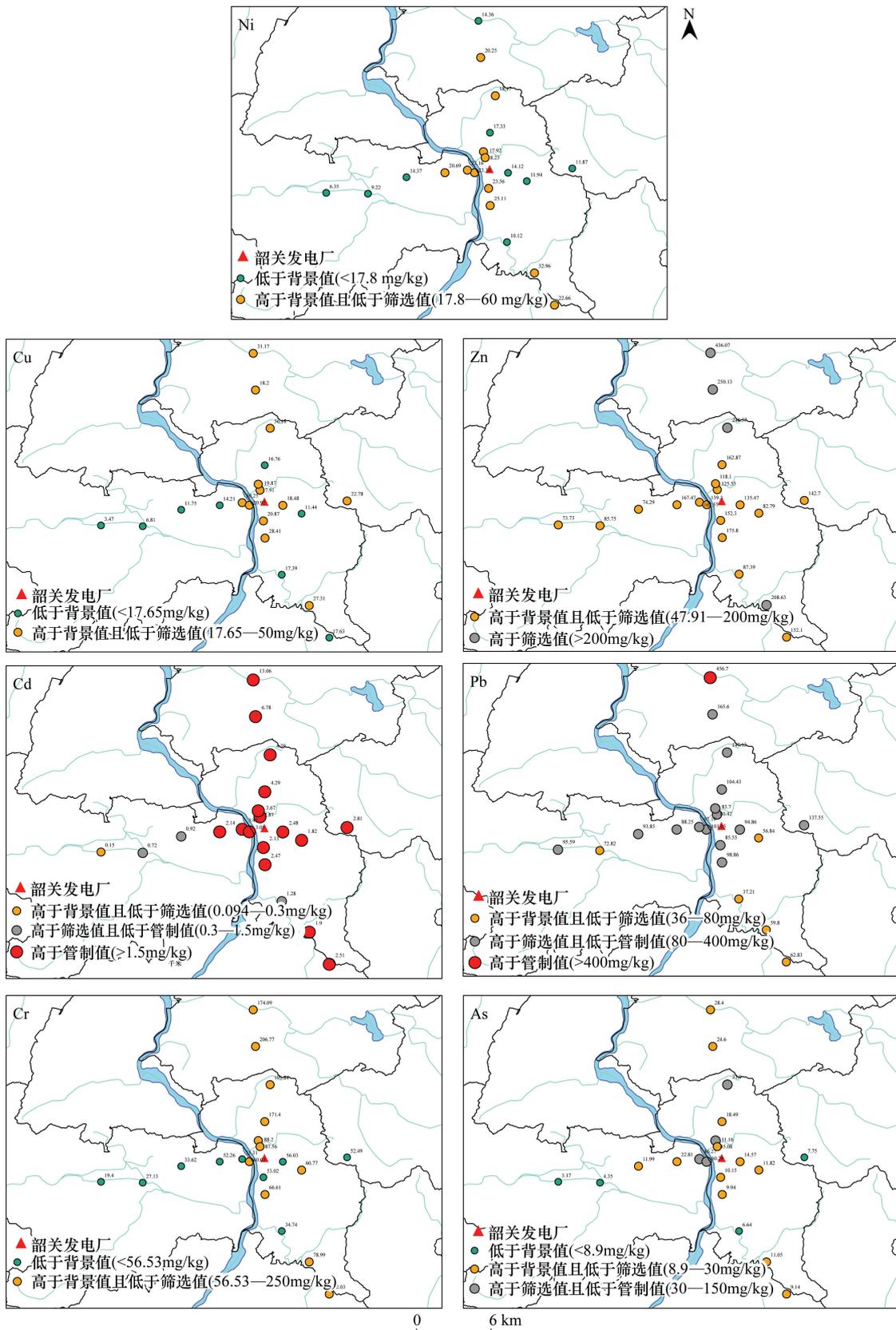


图3 燃煤电厂周边土壤中重金属的空间分布图

Fig.3 Spatial distribution of heavy metal in soil around coal-fired power plant

值得注意的是, Ni 的 CV 为 0.35, 属于中等变异, 然而燃煤电厂周边土壤 Ni 的含量却与当地背景值接近, 且在燃煤电厂周边分布较为均匀, 这表明土壤中 Ni 可能主要受自然源影响。

2.2 土壤重金属污染评价

2.2.1 综合污染指数法评价结果

根据综合污染指数法评价标准(表 4), 20 处不同地块采集的表层土壤不同重金属污染程度大小排序依次为: Cd>Zn>Pb>As>Cr>Cu>Ni, 燃煤电厂长期燃煤产生的燃烧产物中重金属挥发性排序发现, 较易挥发的 As、Cd、Pb 处于大小排序的前列, 而较难挥发的 Cu、Ni 处于整个序列的末尾, 这一现象表明燃烧产物中的重金属挥发特性很大程度上决定了它们在燃煤电厂周边土壤中的污染情况^[13], 值得注意的是 Zn 虽属于难挥发的重金属, 但由于该地区长期开采锌矿, 这可能导致该地区周边土壤中 Zn 的含量显著增大。同样的, 虽然 As 的挥发性较强, 但可能是该厂燃烧发电过程中所产生的 As 较少, 由此导致燃煤电厂周边土壤中 As 的含量较低。从超标范围来看, 该燃煤电厂周边土壤 Cd 污染最为严重(95%地块点位的 P_{Cd} 远大于 3), Zn、Pb 污染程度次之(60%地块点位的 P_{Pb} 和 50%地块点位的 P_{Zn} 大于 3), As 和 Cr 属于中等污染(25%地块点位的 P_{As} 和 P_{Cr} 大于 3), Cu 及 Ni 污染程度最低, 整体点位重金属含量水平介于低污染及无污染之间。罗莹华^[10]对该燃煤电厂北侧的大型冶炼厂进行调查时发现: Pb、Cr、Cd、As 平均 P 值分别为 1.6、1.4、16.2、1.9, Pb、Cd 的 P 值均显著小于该燃煤电厂周边土壤中相应元素的 P 值。西安市某燃煤电厂^[22]周边土壤中 Ni、Cu、Zn、Cd、Pb、Cr 的 P 值处于 1.05 至 3.10 之间, 相应的 Cd、Zn 及 Pb 的 P 值均低于本次研究地区周边土壤中的 P 值。由此可见, 燃煤电厂周边土壤中高含量的 Cd、Zn 及 Pb 导致了该地区土壤重金属处于重度污染状态(85%点位的 $P_{综}$ 大于 3)。

表 4 燃煤电厂周边土壤重金属污染评价

Table 4 Evaluation of heavy metal pollution of soil around coal-fired power plant

| | 统计量 Statistical | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb | Cr | As | $P_{综}^{(4)}$ | RI ⁽⁵⁾ |
|-----------------|--------------------|------|-------|------|---------|-------|-------|-------|---------------|-------------------|
| $P_i^{(1)}$ | 最小值 | 0.36 | 0.2 | 1.54 | 1.56 | 1.03 | 0.34 | 0.36 | 0.71 | — |
| | 最大值 | 1.85 | 2.05 | 9.10 | 138.94 | 12.69 | 3.66 | 9.69 | 35.26 | — |
| | 均值 | 0.99 | 1.11 | 3.32 | 33.43 | 3.08 | 1.53 | 2.41 | 8.53 | — |
| | 标准差 | 0.36 | 0.46 | 1.73 | 29.38 | 2.41 | 1.09 | 2.35 | 7.43 | — |
| $E_i^{(2)}$ | 最小值 | 1.78 | 0.98 | 1.54 | 46.73 | 5.17 | 0.69 | 3.56 | — | 68.56 |
| | 最大值 | 9.26 | 10.25 | 9.1 | 4168.09 | 63.43 | 7.32 | 96.93 | — | 4291.55 |
| | 均值 | 4.99 | 5.55 | 3.32 | 1002.8 | 15.42 | 3.06 | 24.13 | — | 1059.28 |
| | 标准差 | 1.81 | 2.32 | 1.73 | 881.42 | 12.07 | 2.18 | 23.53 | — | 903.71 |
| $I_{geo}^{(3)}$ | 最小值 | -2.1 | -2.93 | 0.04 | 0.05 | -0.54 | -2.13 | -2.07 | — | — |
| | 最大值 | 0.3 | 0.45 | 2.60 | 6.53 | 3.08 | 1.29 | 2.69 | — | — |
| | 均值 | -0.7 | -0.6 | 0.99 | 4.02 | 0.82 | -0.29 | 0.18 | — | — |
| | 标准差 | 0.57 | 0.79 | 0.65 | 1.32 | 0.72 | 0.98 | 1.22 | — | — |

(1) P_i , 单一重金属污染指数; (2) E_i , 单一重金属风险因子; (3) I_{geo} , 地累积指数; (4) $P_{综}$, 综合重金属污染指数; (5) RI, 重金属风险因子总和

2.2.2 潜在生态风险指数法评价结果

潜在生态风险指数法评价结果如图 4 所示, 燃煤电厂周边土壤的重金属 Cd 处于严重潜在生态风险(70%点位的 E_{Cd} 大于 600), 其他 6 种重金属处于低潜在生态风险, 且 E 值均低于 100。苏州某电子厂周边土壤^[23] As、Cd、Pb、Ni、Cu、Zn 及 Cr 的 E_i 均低于 16, RI 值处于 28 至 41 之间。宝鸡二电厂周边不同风向土壤中^[16] 重金属 As、Cd、Pb、Ni、Cu、Zn 及 Cr 的 E_i 均小于 10, RI 处于 33.2—38.5 之间, 整体处于中等潜在生态风险。由此可见, 该燃煤电厂整体潜在生态风险较高, 综合潜在生态风险受 Cd 影响严重(E_{Cd} 占整体的 94.66%)。从方向上来看, 燃煤电厂 NNW 方向上潜在生态风险最高, 重金属潜在生态风险值变化幅度为 64.32 至 2201.94, 平均

值为 1032.09, 除个别点位(如 SSE6 km、WSW6-12 km、ENE3 km)处于中、低潜在生态风险外, 其余 15 处地块的表层土壤均处于严重潜在生态风险, 各点位重金属 RI 值差异极显著 ($P < 0.01$), 盛行风向上 RI 值的分布与侧风向差异显著 ($P < 0.05$), 盛行风向潜在生态风险明显高于侧风向的潜在生态风险。

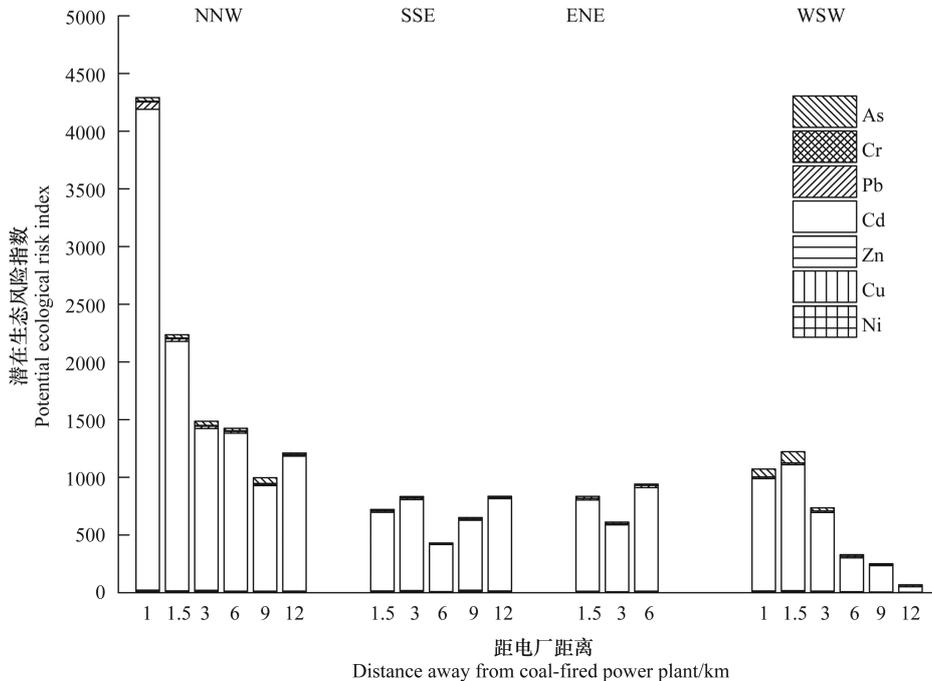


图 4 燃煤电厂周边表层土壤重金属潜在生态风险指数空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of heavy metal potential ecological risk index of surface soil around coal-fired power plant

2.2.3 地累积指数法评价结果

依据地累积指数法所示(图 5): Ni 和 Cu 整体处于较为清洁的状态, 所有采样点中, Ni 的地累积指数均小于 0, 整体处于无污染状态, Cu 除 NNW12 km、WSW1.5 km、SSE3 和 9 km 处于无污染到中度污染状态外, 其余地块点位均处于无污染状态。As 在 NNW 方向 1.5 至 12 km 范围内处于无污染到中度污染状态, WSW1-3 km 范围内处于中度污染到强污染状态, 其余地块点位均处于无污染状态。Cr 除了 NNW 方向上地块点位处于中度污染状态外, 其他均处于无污染状态, 55% 点位的 Zn 和 Pb 处于无污染到中度污染状态, 仅 NNW12 km 地块点位处于重污染状态。75% 点位 Cd 达到了强污染以上状态, NNW9 及 12 km 地块点位污染最为严重, 分别达到了强污染到极强污染和极强污染状态。土耳其 Kütahya 电厂周边土壤^[24] 重金属 Ni、As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 的平均地累积指数大小依次为 2.7、-1.6、0.6、-2.3、1.8、-0.1、-1.3。其污染严重程度明显小于本研究涉及的燃煤电厂周边土壤的污染情况。

三类方法的评价结果较为一致, Zn、Cd 及 Pb 是燃煤电厂周边土壤主要的污染重金属, Cr、As 的污染程度次之, Ni、Cu 在燃煤电厂周边土壤的环境危害较小。综合污染指数法表明: 燃煤电厂周边土壤重金属危害程度与重金属的挥发性密切相关; 在潜在生态风险指数法中, Cd 的毒性响应因子相对较高, Cd 的潜在生态风险指数明显高于其他 6 种重金属; 经地累积指数法评价发现, 高含量的 Cd(平均值 3.14 mg/kg) 是导致燃煤电厂周边土壤超标严重的最主要原因。同时三种评价方法均表明燃煤电厂周边盛行风向特别是 NNW 方向的土壤受到重金属污染最为严重。

燃煤电厂周边土壤重金属污染严重, 一方面可能是由于燃煤电厂对外排放烟气、飞灰、炉渣等危险物质所致^[25], 另一方面则是由于本次所采集的土壤均为农田土壤, 而在农业活动中化肥(如磷肥、钾肥等)的长期施加及使用含有大量重金属的污水进行灌溉的农田耕作方式会显著增加农田土壤中重金属的累积数量及速

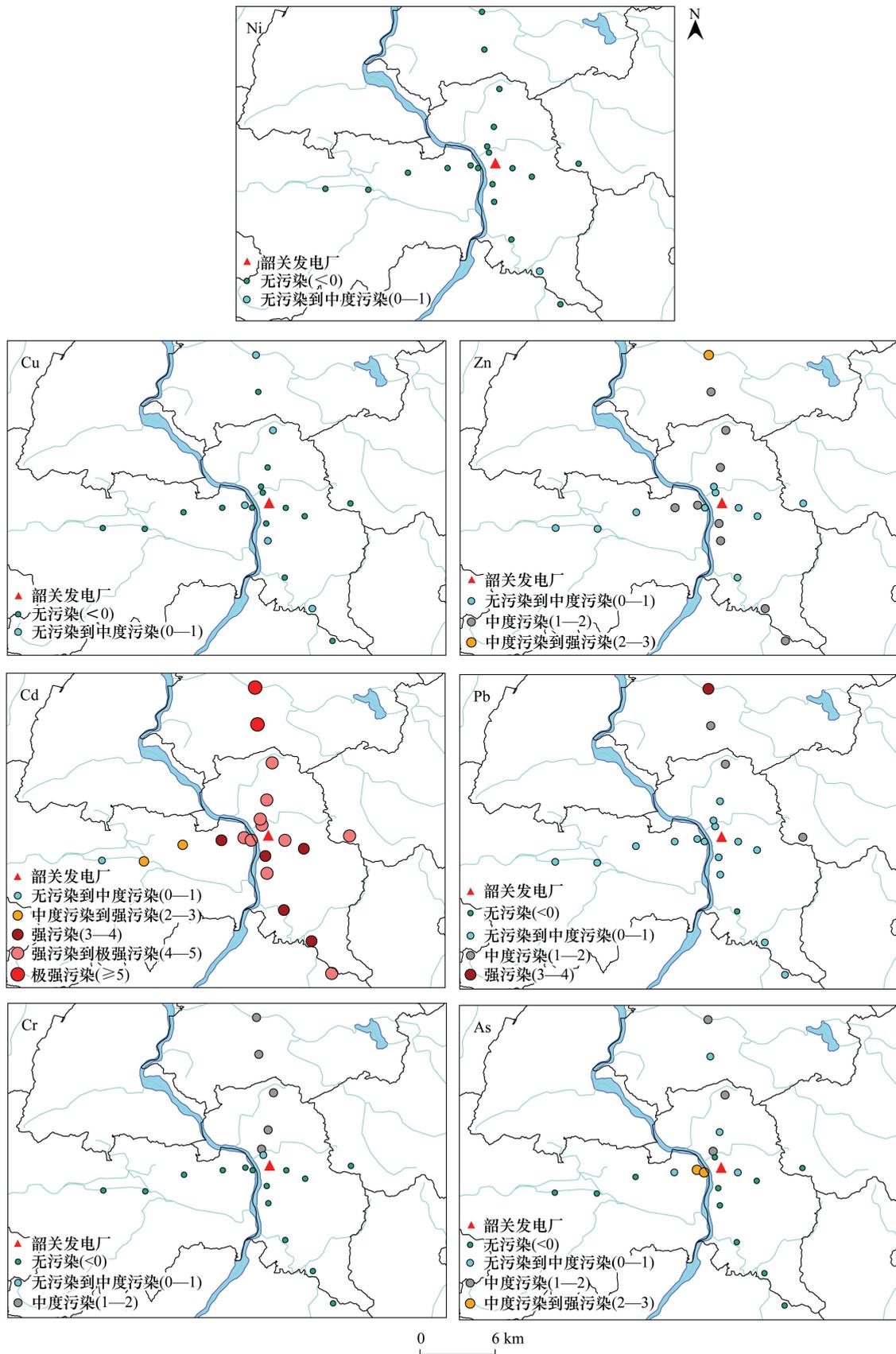


图5 燃煤电厂周边表层土壤中不同重金属的地累积评价

Fig.5 The ground accumulation index of different heavy metals in surface soil around coal-fired power plant

率^[26],加之该地区属于我国典型酸雨降雨地区^[27],土壤长期处于酸性环境中($\text{pH}<6.5$),这使得土壤中的重金属活性增强,导致加大作物对重金属的吸收量,从而加重重金属污染对该燃煤电厂周边环境的危害。

2.3 基于多元统计的重金属来源分析

2.3.1 Pearson 相关性分析

燃煤电厂周边表层土壤理化性质及重金属含量的 pearson 相关性分析如表 4 所示,结果表明,本次研究采集的土壤样品中的重金属与土壤理化性质相关性并不强烈,这表明外界长期有持续不断的重金属进入了燃煤电厂周边的土壤环境中^[28-29]。7 种重金属间的相关性分析发现,Zn-Cd-Pb-Cr 呈显著正相关($P<0.01$),这表明这些元素可能受到燃煤电厂及周边工业排放所带来的影响。Cu-Zn、Cu-Cd、Cu-Cr 存在着较显著正相关($P<0.05$),这说明 Cu 的来源可能受到除燃煤电厂外其他污染源的影响。而 Ni、As 与上述重金属之间相关性并不显著($P>0.05$),这表明 Ni、As 可能与其他金属有着不同的来源。

表 4 燃煤电厂周边表层土壤理化性质和重金属 Pearson 相关性分析

Table 4 Pearson correlation analysis of physicochemical properties and heavy metals of surface soil around coal-fired power plant

| | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb | Cr | As |
|-----|---------|---------|---------|---------|---------|--------|-------|
| pH | 0.39 | 0.49 * | 0.28 | 0.30 | 0.03 | 0.30 | 0.44 |
| TOC | -0.06 | 0.06 | 0.28 | 0.46 * | 0.47 * | 0.03 | -0.42 |
| CEC | 0.16 | 0.34 | 0.48 * | 0.48 * | 0.34 | 0.45 * | 0.13 |
| Ni | 1 | | | | | | |
| Cu | 0.56 ** | 1 | | | | | |
| Zn | 0.31 | 0.69 ** | 1 | | | | |
| Cd | 0.09 | 0.54 * | 0.92 ** | 1 | | | |
| Pb | -0.11 | 0.42 | 0.87 ** | 0.92 ** | 1 | | |
| Cr | 0.18 | 0.45 * | 0.64 ** | 0.69 ** | 0.49 ** | 1 | |
| As | 0.34 | 0.44 | 0.22 | 0.27 | 0.15 | 0.27 | 1 |

* 表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关; ** 表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关

2.3.2 主成分分析

主成分分析可以有效降低变量的维度,有助于揭示变量间并不明显的关系,经 Kaiser-Meyer-Olkin(KMO)和 Bartlett 球形测试检验后,(KMO 值为 0.725,球形测试检验值为 0),采用 kaiser 标准化的正交旋转法进行 PCA 分析,见表 5,将多变量降低至 3 个因子(特征根大于 1)(图 6),共解释了 76.77%的总变量方差,

表 5 燃煤电厂周边表层土壤中不同变量的主成分分析

Table 5 Principal component analysis for selected variables in surface soil around coal-fired power plant

| 变量 Variable | 变量共同度 Variable commonality | 因子载荷(正交旋转)Factor load (orthogonal rotation) | | |
|----------------|-------------------------------|---|-----------------------|-----------------------|
| | | 第一主因子 | 第二主因子 | 第三主因子 |
| | | Principal component 1 | Principal component 2 | Principal component 3 |
| Ni | 0.853 | -0.03 | 0.13 | 0.91 * |
| Cu | 0.815 | 0.30 | 0.16 | 0.74 * |
| Zn | 0.939 | 0.91 * | -0.03 | 0.34 |
| Cd | 0.945 | 0.96 * | 0.05 | 0.12 |
| Pb | 0.891 | 0.93 * | -0.18 | -0.02 |
| Cr | 0.591 | 0.72 * | 0.25 | 0.14 |
| As | 0.529 | 0.13 | 0.57 * | 0.54 * |
| pH | 0.749 | 0.24 | 0.77 * | 0.33 |
| CEC | 0.602 | 0.57 * | 0.52 * | -0.02 |
| TOC | 0.763 | 0.34 | -0.80 | 0.05 |
| 方差贡献率/% | / | 38.82 | 19.61 | 18.35 |
| 累积贡献率/% | / | 38.82 | 58.43 | 76.78 |

* 因子载荷 >0.4

其中第一主因子(可用于解释 44.45%的总方差)的主要变量包括 Cd、Pb、Zn、Cr 与 CEC,除 CEC 外,4 种元素的载荷均高于 0.9,由此可进一步表明,这 4 种元素具有高度相似的同源性;第二主因子(可用于解释 21.45%的总方差)的主要变量包括 As、pH 及 CEC;第三主因子(可用于解释 10.87%)的主要变量包括 Ni、Cu 及 As。

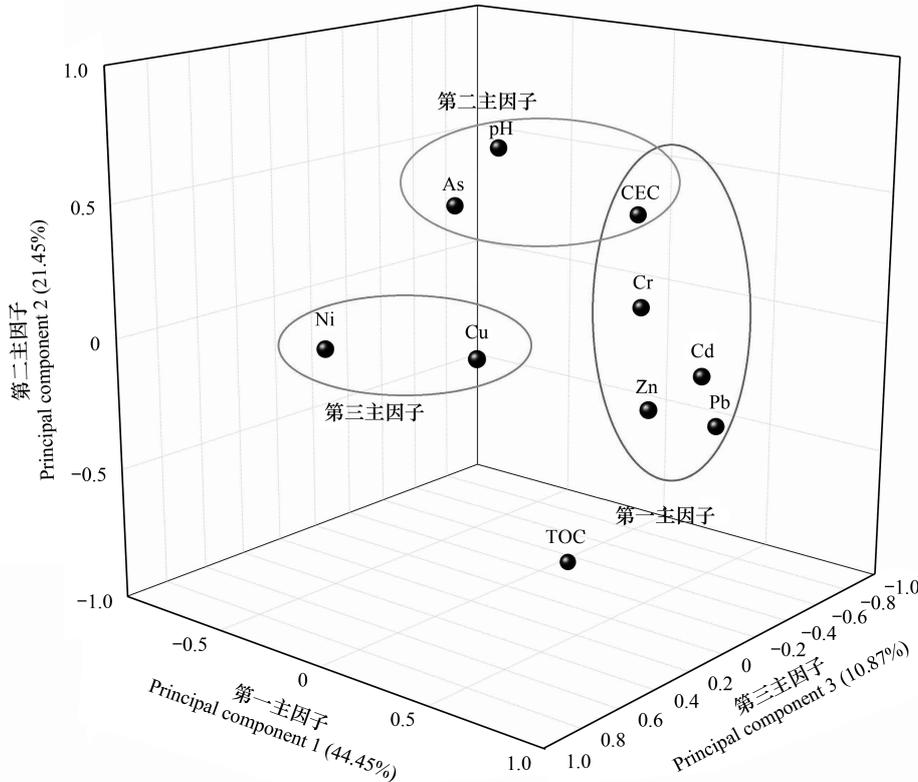


图 6 燃煤电厂周边土壤主成分分析空间散点图

Fig.6 Spatial scatter plot of principal component analysis for surface soil around coal-fired power plant

2.3.3 聚类分析

聚类分析可以简洁明了地通过数据间的“距离”远近反映数据的相似性,以期获取对数据整体不同来源的结构认识。采用 ward 法,以欧几里得距离的平方作为衡量区间^[30-31],对燃煤电厂周边表层土壤理化性质及重金属种类在内的 10 种变量标准分数化后,进行聚类分析(图 6)发现:10 种变量按长度为 10 的欧几里得平方距离为分类依据^[32],可将变量分为五类组分,第一类为 Cd、Pb、Zn、Cr,第二类为 Ni、Cu;第三类为 As;第四类为 TOC;第五类为 pH、CEC。

2.3.4 重金属来源分析

pearson 相关性分析、PCA 分析及 CA 分析均指出,Zn、Cd、Pb、Cr 四种元素间存在较强的相关性,可认为这四种重金属具有相同的来源。PCA 分析中 As 既存在于第二主因子中,也和 Ni、Cu 一同存在于第三类主因子中,但 As 在第三类主因子中的载荷明显低于 Ni、Cu 的载荷量(仅为 0.54),同时考虑到聚类分析中,As 与 Ni、Cu 处于不同组分。由此可见,As 较 Ni、Cu 有不同的污染来源。在 PCA 及聚类分析中,尽管 Ni 与 Cu 处于同

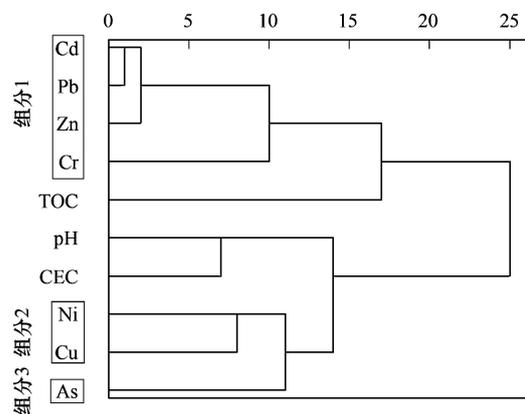


图 7 燃煤电厂周边土壤不同变量的聚类分析图

Fig.7 Cluster analysis of different variables around coal-fired power plant

一组分及同一主因子中,但两者间 pearson 相关性分析中相关性较差(仅 0.54),这表明两种元素的污染源也不尽相同。结合该燃煤电厂周边土壤重金属污染空间分布特点,将其中元素的来源分成了以下 4 类:(1)Zn、Cd、Pb、Cr 四种元素相关性密切,在盛行风向分布明显,说明这四种元素受到燃煤电厂排放的影响严重;(2)Cu 与 Zn、Cd 及 Cr 相关性较强,这表明 Cu 的来源除了受到燃煤电厂排放带来的影响外,可能与 NNW 方向的农田污水灌溉密切相关^[33];(3)Ni 的含量与背景值较接近,且其分布较为均匀,Ni 的来源受到燃煤电厂的影响不显著,受自然因素影响明显^[34];(4)As 的来源较为复杂,它在盛行风向 NNW 上及侧风向 WSW 上偏高,As 的来源不仅受到燃煤电厂的影响严重,而且还可能受到该地区西侧自北江^[35]所引用水灌溉及农田长期施用含 As 化肥积累所致^[26]。由此可见,该燃煤电厂周边土壤重金属污染与其周边工业生产、农业活动有着密切的联系。

长期排放的工业污染、不规范的化肥施用以及污水灌溉是导致的燃煤电厂周边土壤重金属污染严重的主要原因。针对调查的污染结果,在继续保证燃煤电厂实施超净排放外,还应控制周边其他工业重金属污染再次进入土壤环境,避免进一步加重污染。同时通过施加钝化剂,耕作优化等土壤修复的方式,降低土壤重金属的污染程度。

燃煤电厂周边土壤重金属调查分析可以给出关于土壤中重金属总量的富集信息,但是不能表明重金属在土壤中的存在状态、迁移能力以及生物有效性。因此为了获得该燃煤电厂周边土壤重金属污染更详细的信息,还应对土壤重金属的赋存形态进行分析,并结合燃煤电厂废气、烟尘、废渣的重金属赋存特点,进行更详细的分析,以便为燃煤电厂周边环境重金属污染防治提供更切实的依据。

3 结论

(1)燃煤电厂周边土壤中 Pb、Cd 远超背景值,Zn、Cd、Pb 及 Cr 分布与盛行风向密切相关,总体空间上呈现处 NNW-SSE 方向高,ENE-WSW 方向低的特征,Ni、Cu 的分布较为均匀,As 的分布最为特殊,呈现出 NNW、ENE 方向高,其他方向低的特征。

(2)综合污染指数法表明:燃煤电厂周边土壤重金属 Cd、Zn、Cd 及 Pb 属严重污染,As 和 Cr 属中度污染;生态风险指数法表明:Cd 处于严重潜在生态风险状态;地累积指数法表明 Cd 处于强污染以上状态,除 NNW 方向部分点位处于中等污染以上状态外,其他元素均处于轻污染以下状态。

(3)燃煤电厂周边土壤中 7 种重金属元素的来源各有特点:Zn、Cd、Pb 及 Cr 受燃煤电厂影响明显,Cu、As 的来源不仅受燃煤电厂等工业的影响,还与该地区农田用水、施肥类型等农业耕作方式密切相关,Ni 的分布最为均匀,受自然因素影响明显。

参考文献 (References):

- [1] 王超,刘小伟,徐义书,吴建群,王建培,徐明厚,林显敏,李海山,夏永俊. 660MW 燃煤锅炉细颗粒物中微量与痕量元素的分布特性. 化工学报, 2013, 64(8): 2975-2981.
- [2] Wang X Q, Zeng X D, Liu C P, Li F B, Xu X H, Lv Y H. Heavy metal contaminations in soil-rice system: source identification in relation to a sulfur-rich coal burning power plant in Northern Guangdong Province, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2016, 188(8): 460.
- [3] 陈鹏.中国煤炭性质、分类和利用. 北京: 化学工业出版社, 2001: 177-185.
- [4] Dragović S, Čujić M, Slavković-Bešković L, Gajić B, Bajat B, Kilibarda M, Onjia A. Trace element distribution in surface soils from a coal burning power production area: A case study from the largest power plant site in Serbia. *CATENA*, 2013, 104: 288-296.
- [5] Yang Q Q, Li Z Y, Lu X N, Duan Q N, Huang L, Bi J. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 690-700.
- [6] Cai L M, Xu Z C, Bao P, He M, Dou L, Chen L G, Zhou Y Z, Zhu Y G. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and source of arsenic and heavy metals in the agricultural soils in Shunde, southeast China. *Journal of Geochemical Exploration*, 2015, 148: 189-195.
- [7] Liu C S, Chang C Y, Fei Y H, Li F B, Wang Q, Zhai G S, Lei J. Cadmium accumulation in edible flowering cabbages in the Pearl River Delta, China: critical soil factors and enrichment models. *Environmental Pollution*, 2018, 233: 880-888.
- [8] Wang Z S, Pan L B, Li Y T, Zhang D W, Ma J, Sun F, Xu W S, Wang X R. Assessment of air quality benefits from the national pollution control policy of thermal power plants in China: a numerical simulation. *Atmospheric Environment*, 2015, 106: 288-304.

- [9] 付善明,周永章,赵宇鹄,曾锋,高全洲,彭先芝,党志,张澄博,杨小强,杨志军,窦磊,仇荣亮,丁健. 广东大宝山铁多金属矿废水对河流沿岸土壤的重金属污染. 环境科学, 2007, 28(4): 805-812.
- [10] 罗莹华. 韶关某冶炼厂周边土壤重金属污染调查与生态风险评价. 安徽农业科学, 2016, 44(19): 133-136.
- [11] 李俊凯,张丹,周培,刘群录. 南京市铅锌矿采矿场土壤重金属污染评价及优势植物重金属富集特征. 环境科学, 2018, 39(8): 3845-3853.
- [12] 徐争启,倪师军,虞先国,张成江. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [13] Wang C, Yang Z Z, Zhang Y H, Zhang Z T, Cai Z W. PAHs and heavy metals in the surrounding soil of a cement plant Co-Processing hazardous waste. Chemosphere, 2018, 210: 247-256.
- [14] Bhuiyan MA H, Parvez L, Islam M A, Dampare S B, Suzuki S. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. Journal of Hazardous Materials, 2010, 173(1/3): 384-392.
- [15] 杨皓,范明毅,黄先飞,曹人升,秦樊鑫,胡继伟. 喀斯特山区燃煤型电厂周边农业土壤中重金属的污染特征及评价. 生态环境学报, 2016, 25(5): 893-902.
- [16] 李晓雪,卢新卫,任春辉,陈灿灿,王利军,罗大成. 宝鸡二电厂周边农田土壤重金属污染特征及评价. 干旱地区农业研究, 2012, 30(2): 220-224, 254-254.
- [17] Tanić M N, Čujić M R, Gajić B A, Daković M Z, Dragović S D. Content of the potentially harmful elements in soil around the major coal-fired power plant in Serbia; relation to soil characteristics, evaluation of spatial distribution and source apportionment. Environmental Earth Sciences, 2018, 77(1): 28.
- [18] Çayır A, Belivermiş M, Kılıç Ö, Coşkun M, Coşkun M. Heavy metal and radionuclide levels in soil around Afsin-Elbistan coal-fired thermal power plants, Turkey. Environmental Earth Sciences, 2012, 67(4): 1183-1190.
- [19] Yang Z W, Lu W X, Long Y Q, Bao X H, Yang Q C. Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. Journal of Geochemical Exploration, 2011, 108(1): 27-38.
- [20] 吴艳艳,秦勇,易同生,夏筱红. 凯里高硫煤中某些微量元素的富集及成因分析. 地球化学, 2008, 37(6): 615-622.
- [21] Zhuang P, McBride M B, Xia H P, Li Z A. Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. Science of the Total Environment, 2009, 407(5): 1551-1561.
- [22] Lu X W, Liu W, Zhao C F, Chen C C. Environmental assessment of heavy metal and natural radioactivity in soil around a coal-fired power plant in China. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2013, 295(3): 1845-1854.
- [23] Zhang Y M, Li S, Chen Z, Wang F, Chen J, Wang L Q. A systemic ecological risk assessment based on spatial distribution and source apportionment in the abandoned lead acid battery plant zone, China. Journal of Hazardous Materials, 2018, 354: 170-179.
- [24] Özkul C. Heavy metal contamination in soils around the Tunçbilek Thermal Power Plant (Kütahya, Turkey). Environmental Monitoring and Assessment, 2016, 188(5): 284.
- [25] Tang Q, Liu G J, Zhou C C, Sun R Y. Distribution of trace elements in feed coal and combustion residues from two coal-fired power plants at Huainan, Anhui, China. Fuel, 2013, 107: 315-322.
- [26] 王美,李书田. 肥料重金属含量状况及施肥对土壤和作物重金属富集的影响. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(2): 466-480.
- [27] 黄洁,谢鹏程. 韶关市区酸雨现状分析及防治措施. 广东化工, 2015, 42(14): 184-185.
- [28] Katsoyiannis I A, Katsoyiannis A A. Arsenic and other metal contamination of groundwaters in the industrial area of Thessaloniki, northern Greece. Environmental Monitoring and Assessment, 2006, 123(1/3): 393-406.
- [29] Oral R, Pagano G, Siciliano A, Toscanesi M, Gravina M, Di Nunzio A, Palumbo A, Thomas P J, Tommasi F, Burić P, Lyons D M, Guida M, Trifuoggi M. Soil pollution and toxicity in an area affected by emissions from a bauxite processing plant and a power plant in Gardanne (southern France). Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 170: 55-61.
- [30] 张杰,郭西亚,曾野,邓建才. 太湖流域河流沉积物重金属分布及污染评估. 环境科学, 2019, 40(5): 2202-2210.
- [31] Hanesch M, Scholger R, Dekkers M J. The application of fuzzy C-means cluster analysis and non-linear mapping to a soil data set for the detection of polluted sites. Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy, 2001, 26(11/12): 885-891.
- [32] Wang J, Su J W, Li Z G, Liu B X, Cheng G G, Jiang Y H, Li Y C, Zhou S Q, Yuan W Y. Source apportionment of heavy metal and their health risks in soil-dustfall-plant system nearby a typical non-ferrous metal mining area of Tongling, Eastern China. Environmental Pollution, 2019, 254: 113089.
- [33] 陈三雄,周春坚,谢江松,舒若杰,廖建文,常进,朱世海,李海东. 广东大宝山矿区堆积土水土流失对重金属迁移量的影响. 生态与农村环境学报, 2019, 35(1): 16-21.
- [34] Zhou M, Liao B, Shu W S, Yang B, Lan C Y. Pollution assessment and potential sources of heavy metals in agricultural soils around four Pb/Zn mines of Shaoguan City, China. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2015, 24(1): 76-89.
- [35] 许振成,杨晓云,温勇,陈桂华,方建德. 北江中上游底泥重金属污染及其潜在生态危害评价. 环境科学, 2009, 30(11): 3262-3268.