

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2014.06.005

重庆某垃圾焚烧厂周边土壤重金属污染分布特征 及来源解析*

冯经昆^{1,2} 钟 山^{1**} 孙立文^{1,2} 姜 华¹ 廖婉伊¹

(1. 广西师范大学环境与资源学院, 桂林, 541004; 2. 珍稀濒危动植物生态与环境保护省部共建教育部重点实验室, 桂林, 541004)

摘 要 利用地统计学方法对重庆某垃圾焚烧厂周边土壤的重金属(Cr、Mn、Cu、Pb、Zn、Fe)空间分布和污染特征进行研究,并利用 Pearson 系数法、主成分分析法、富集因子法进行重金属来源解析.结果表明,该垃圾焚烧厂周围土壤中上述 6 种重金属平均含量分别为 216.74、639.33、33.67、47.96、69.79、38134.93 mg·kg⁻¹,其中 Fe、Mn 平均含量与土壤背景值相当,其余重金属平均含量均高于背景值 20%以上;源解析结果显示 Fe、Mn 主要是自然源,其余重金属主要来自人为源,其中占主导地位的是工业源和交通源;垃圾焚烧尾气排放尚未明显引起明显的土壤重金属污染.

关键词 垃圾焚烧厂, 土壤重金属, 地统计.

Spatial distribution and source analysis of heavy metal contamination in soil surrounding a municipal solid waste incineration plant in Chongqing

FENG Jingkun^{1,2} ZHONG Shan^{1**} SUN Liwen^{1,2} JIANG Hua¹ LIAO Wanyi¹

(1. College of Environment and Resources, Guangxi Normal University, Guilin, 541004, China; 2. Key Laboratory of Ecological and Environmental Protection of Rare and Endangered Plants and Animals of Ministry of Education, Guilin, 541004, China)

Abstract: This study characterized the spatial variability and pollution changes of heavy metal in soils around a municipal waste incinerator in Chongqing using geostatistical approach. 110 soil samples were collected from the top and deep layer of the soil near the plant to investigate heavy metal contamination. The results showed that the concentrations of Cr, Mn, Cu, Pb, Zn were 216.74, 639.33, 33.67, 47.96, 69.79 and 38134.93 mg·kg⁻¹, respectively. The average concentrations of heavy metal in soil samples exceeded the natural background levels in Chongqing by approximately 20%, except for Fe and Mn. The source apportionment analysis demonstrates that Fe and Mn are manly affected by geological variations. Additionally, the content and distribution of Cr, Cu, Pb and Zn are influenced by anthropogenic activities, which are mainly industrialization and transportation practices. The results indicate that particulate emission from municipal waste incineration has no impact on heavy metal pollution in soil yet.

Keywords: waste incineration plant, heavy metals, geostatistics.

垃圾焚烧产生的尾气污染问题一直是人们关注的焦点问题,焚烧尾气中主要污染物包括重金属和二噁英等^[1].我国的垃圾是未经分类而混合收集的,垃圾中含有的重金属会随着垃圾焚烧迁移至尾气中,最后通过干湿沉降进入焚烧厂周边土壤^[2-3].土壤作为焚烧尾气的最大受体,其污染状况能够直接反应垃圾焚烧厂对周边环境的影响.目前的相关研究多倾向于对垃圾焚烧场周边土壤重金属的毒性分

2013 年 9 月 14 日收稿.

* 国家自然科学基金(51108100, 50808184);广西区自然科学基金(2013GXNSFBA019249);广西区教育厅科研项目(200102YB020)资助.

** 通讯联系人: Tel:13397836813; E-mail: squock@sina.com

析^[4-7], Francesca^[4]等研究了意大利 Pisa 垃圾焚烧厂周边土壤,结果表明 Pb、Zn、Hg 来自于焚烧炉释放,其他金属如 Cr 和 Ni 来自于岩石母质, Cu 来自于农业活动等.钟秀萍、王俊坚^[7]等研究发现深圳清水河垃圾焚烧厂周边的优势植物的植物叶片受到某些重金属的污染,焚烧厂的微量重金属元素可改变土壤的平衡稳态.

由于垃圾组成的复杂性,焚烧尾气可能产生多种重金属污染;而随着城市化进程的加快、配套路网的扩张及工业的高速发展,许多垃圾焚烧厂已不再是孤立污染源,其周边还包含工业源、交通源、农业源等.因此,进行该区域土壤重金属的源解析是揭示污染来源与评价焚烧尾气污染的重要工作,但目前这方面的研究还不多见.重庆市是我国第四个直辖市,近年来垃圾围城的问题也日益严重.焚烧是目前重庆处理生活垃圾的主要手段之一,而重庆焚烧厂所在区域与目前已有研究的垃圾焚烧厂的地理气候条件有着显著的差异^[8],如赵宏伟^[8]研究的深圳清水河垃圾焚烧厂其地形为沿海平原且有着较大的风速和较高风频,重庆地区典型的山地、丘陵地貌、静小风的气象条件,使得焚烧尾气扩散同时受到地形与气象条件限制,污染物将沉降在附近相对较小区域的土壤中.由于绝大部分重金属在土壤中迁移困难,而垃圾焚烧厂设计寿命很长,其尾气排放直接导致重金属在土壤中的常年累积,可能构成潜在的环境风险.目前如何判断及预测此类环境风险尚缺基础的研究数据与理论支持.

本研究以重庆垃圾焚烧厂为例,分析该厂周边土壤中多种重金属的污染分布特征,对垃圾焚烧源以及该研究区域多种其他污染源进行源解析.旨在揭示多种污染源存在条件下、静小风气候山地地区垃圾焚烧厂对周边土壤的重金属污染状况,为类似地区焚烧厂尾气污染控制及环境风险评估提供重要的基础理论支撑.

1 实验部分

1.1 垃圾焚烧厂概况

该垃圾焚烧厂位于重庆市北碚区,日处理生活垃圾约 1200 t,烟气采用半干式处理.厂区西靠中梁山脉,东临嘉陵江,国道和铁道由南北方向穿插其中,周围多丘陵低山.主要土壤类型为石灰土、水稻土、黄壤及紫色土.土地多为农业用地(图 1)年均风速 $1.1\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$,静风频率 19.5%;主导风向 NW,年均频率之和为 50.8%.

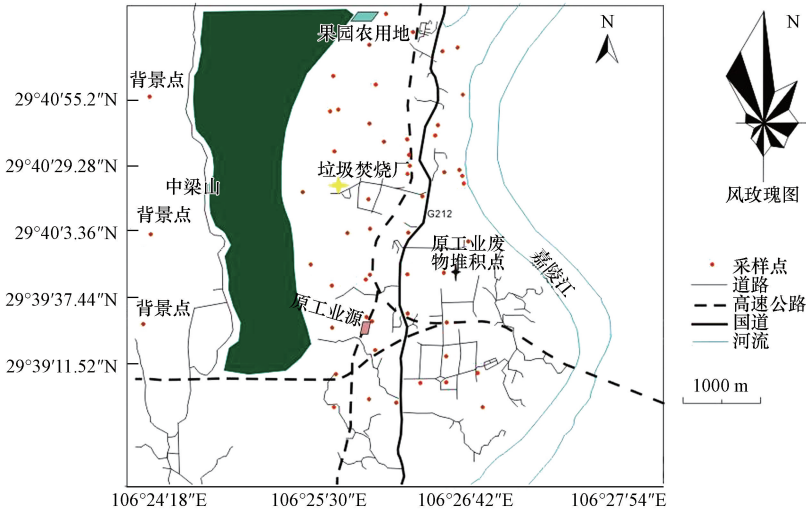


图 1 采样布点示意图
Fig.1 Distribution of soil sampling sites

1.2 样品的采集与处理

1.2.1 样品采集

由于中梁山脉的阻挡,焚烧尾气的污染带主要在山脉东侧,在山脉西侧设 3 个背景参照点.该区域

存在多个污染源,因此采用近似网格法在垃圾焚烧厂为中心的周边范围均匀布点.根据环评导则与焚烧源参数估算其最大落地浓度点距离排放口约 1.7 km,据此设置研究范围为排放口南北侧各延伸 2.5 km,东至中梁山脉,西侧延伸 2.5 km,网格大小近似为 500 m×500 m,由于区域地形复杂,部分实际采样点有所调整,实际采样点如图 1 所示.根据具体情况布设梅花型多点^[9](5—12 点),并在各个采样点等量取土,采样深度分为表层(0—20 cm)和次表层土壤(20—40 cm).混合后土样约为 1 kg.共采得样品 110 个,采样时间为 2012 年 5 月.

1.2.2 样品处理与分析

样品采集后,剔除其中的砂砾、玻璃、植物残屑等异物,晾晒于阴凉通风避光的洁净室自然风干至恒重,按照四分法取样 300 g 左右置于木盘中,用木棍碾碎后,过 2 mm 尼龙筛,弃去沙粒、石块等.然后将过筛后的土样分取适量于玛瑙研钵中研磨并过 0.75 mm 尼龙筛,装袋贴签封存.

土壤样品中含量较大的 Cr、Mn、Fe 以及作为标准化元素的 Ti 等用 XRF 荧光光谱仪测定,仪器为美国 Innov 公司 AS-4000 型,工作温度范围为-10—50 ℃,检出限为 1—20 mg·kg⁻¹.每个样品测量时间为 2 min,重复测 3 次,认为变异系数在 15%以内的数据是足够精确的.含量较低的 Cu、Cd、Pb,用氢氟酸-逆王水并配合 HF 进行消解,所用仪器为 MARS 微波消解仪.过滤冷却定容后滤液用原子吸收进行测定,所用仪器为岛津原子吸收分光光度计 AA-6300C(P/N 206-52430).测量范围为 0—10 μg·L⁻¹.每个样品测定 3 次,最大变异系数为±7.35%.数据统计及常规分析等借助于 PASW(v18.0 专业版)软件进行,空间分布研究利用 ArcGIS10.0 地统计模块分析.

1.2.3 富集因子分析方法

本文采用表层土壤样品的测定值与深层土壤样品的测定值的比来评价土壤或者沉积物中重金属受到人为干扰和污染的程度,即对富集因子加以修正,采用 CEF(Cultural enrichment factor).CEF 值是表征表层土壤受扰动程度的重要指标^[9],一般认为 CEF>1 表明表层物质受到人为影响,CEF<1 表示表层物质没有受到人为影响.本文选择 Ti 为标准化元素,见表 1.计算公式为:

CEF = (Ci/C_Ti)_surface / (Ci/C_Ti)_deep

式中,C_i为元素*i*的浓度;C_{Ti}为标准化元素的浓度.

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属元素含量特征

由于土壤重金属污染分布显著不均,采用最小值、最大值、均值、标准差、变异系数 5 个统计指标进行初步统计分析,结果见表 1.

表 1 土壤重金属含量的描述性统计分析(mg·kg⁻¹)
Table 1 Descriptive Statistics of heavy metal content(mg·kg⁻¹)

金属	表土(n=55) 浓度范围	均值	次表土(n=55) 浓度范围	均值	平均变异 系数/%	混合样品 实测值	实测 背景值	文献 背景值 ^[10-12]
Cr	43.5—358.0	217.99	37.0—810.0	219.99	26.85	216.74	111.78	64.45
Mn	86.0—1193.5	639.33	99.5—1342.5	638.31	25.16	639.33	640.5	—
Fe	11050.0—61898.0	39960.3	11891.0—72444.5	41874.41	19.88	38134.93	37471.56	—
Cu	23.0—45.0	31.76	12.5—53.0	29.94	25.32	33.67	18.38	22.87
Zn	18.0—229.5	70.98	21.0—107.0	66.11	28.39	69.79	57.69	78.22
Pb	21.0—75.0	35.65	21.0—107.0	61.31	31.46	47.96	36	22.2
Cd	NA	—	NA	—	—	—	—	—
Hg	NA	—	NA	—	—	—	—	—
Ti	2211.0—7630.0	4686.8	3213.0—7558.0	5357.7	—	—	6907.2	—

注:NA 为未检出.

表 1 数据显示了研究区域表层、次表层土壤样品重金属的平均含量,将两层土壤混合后测得 Cr、Mn、Fe、Cu、Zn、Pb 的平均含量分别为 216.74、639.33、38134.93、33.67、69.79、47.96 mg·kg⁻¹.表 1 列出的

9 种元素中,Fe 含量超过背景值,Mn 含量低于背景值,但均相差极小.Ti 的含量低于背景值,这可能是由于采样点和背景点在漫长的风化过程中,一些岩石矿物的主要结晶构造被完全破坏,相关的化学元素便会被土壤表土所吸收.在具有不同种类岩性的地区,土壤中重金属含量因母质和土壤性质的不同而有所差异.Pb 的次表层重金属均值浓度明显高于表层,这与大气沉降造成的土壤重金属污染垂直分布规律不符,有可能是其他人为源引起的.测得 Cr 的平均含量为 $216.74\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,明显高于杨梅^[13]测得重庆耕地土壤重金属 Cr 的平均含量 $53.7903\pm14.1037\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.Pb 的平均含量为 $47.96\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,高于王春苗^[14]等研究结果中重庆市 8 个区县土壤 Pb 的均值 $37.30\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.Cu 平均浓度为 $33.67\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,高于许书军^[15]等研究的重庆主城区土壤中 Cu 的浓度 $19.63\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.上述重金属含量均高于其他学者的研究结果,可能是该采样区域内交通道路、工农业生产等人为源较多.

变异系数反映了总体样本中各采样点的平均变异程度,一般其所含的信息主要指示了该元素受人为影响的程度,即变异系数较小的元素多以本地背景含量为主,而变异系数大则表明此种元素的分布可能受到较多的人为干扰^[16].该区域中 6 种重金属的平均变异程度由大到小的顺序为: $\text{Pb}>\text{Zn}>\text{Cr}>\text{Cu}>\text{Mn}>\text{Fe}$.通过变异系数初步分析可知,Pb、Zn、Cr 可能受到较为明显的人为影响,而 Fe 的变异系数较低,主要表现为土壤背景含量.Cd、Hg 含量极低,没有检出.

2.2 重金属空间结构及来源探析

2.2.1 Pearson 相关系数分析

用 Pearson 相关系数法分析各种元素之间的相关性,结果见表 2.其中相关系数最高的两组元素是 Fe 和 Mn 以及 Pb 和 Zn,其相关系数达到了 0.651 和 0.702,表明其很可能具有相似的来源或者主要受到相似因素的影响.结合前文变异系数分析,Fe 和 Mn 是变异系数最低的元素,因此很可能都来自土壤天然背景,而 Pb 和 Zn 变异系数最高,且存在极显著相关,表明其可能受到了相似的人为污染源影响.

表 2 土壤重金属元素的浓度相关分析

Table 2 Correlation matrix for the concentration of heavy metals

	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
Cr	1.000	—	—	—	—	—
Mn	0.341 *	1.000	—	—	—	—
Fe	0.463 **	0.651 **	1.000	—	—	—
Cu	0.198	0.129	0.305	1.000	—	—
Zn	0.231	0.372 **	0.502 **	0.383 **	1.000	—
Pb	0.348 **	0.469 **	0.616 **	0.447 **	0.702 **	1.000

注: * 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

2.2.2 主成分分析及重金属来源解析

对各元素含量进行主成分因子分析,其中 KMO(Kaiser-Meyer-Olkin) 检验值为 0.866,巴特利特球形(Bartlett Test of Sphericity) 检验值为 $P<0.001$,说明总体样本相关矩阵为非单位矩阵,主成分分析结果具有统计学意义.根据特征向量选取准则(特征值 >1.0),共提取 4 个主成分,见表 3.图 2 为对应的各重金属的载荷散点图.

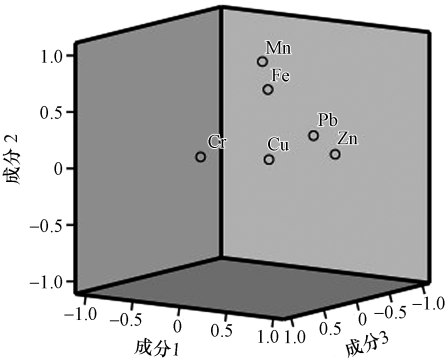


图 2 6 种重金属主成分载荷

Fig.2 Rotating components load scatter plot for metals

表 3 土壤中重金属主成分载荷分析

Table 3 Rotated component matrix for metals in soils

重金属	原始成分				最大公差旋转后成分			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Cr	0.121	0.205	0.963	0.077	-0.077	-0.207	1.065	-0.078
Mn	0.179	0.931	0.103	-0.001	-0.263	0.829	-0.241	-0.037
Fe	0.378	0.733	0.304	0.174	-0.058	0.467	0.038	0.048
Cu	0.231	0.066	0.078	0.964	-0.235	-0.011	-0.078	1.078
Zn	0.922	0.178	0.057	0.136	0.801	-0.267	-0.084	-0.246
Pb	0.778	0.347	0.181	0.263	0.506	-0.065	-0.006	-0.031
特征值	3.127	1.002	0.758	0.538	1.697	1.602	1.073	1.053
方差贡献率/%	52.123	16.693	12.632	8.973	28.287	26.703	17.875	17.556
累积贡献率/%	52.123	68.816	81.448	90.421	28.287	54.99	72.865	90.421

从表 3 可以看出,经最大公差旋转后第一主成分主要是由 Pb、Zn 构成,其因子负荷在 0.506—0.801 之间;第二主成分主要是由 Mn、Fe 组成,其因子负荷在 0.467—0.829 之间;第三主成分主要是 Cr,其因子负荷 1.065;第四主成分主要是 Cu,因子负荷为 1.078。

第一主成分由 Pb、Zn 组成,由图 3(a)、3(b)可知,Pb、Zn 浓度分布在垃圾焚烧厂偏 SE 方向出现一个高浓度区域,该区域并未在主导风向的下风向。一般高架点源尾气污染形成的污染区域多为带状分布,而本研究则在局部区域出现小范围的 Pb、Zn 岛状分布,这更加类似土壤点源污染的分布特征。Pb 的富集因子分析结果显示,该区域所有土壤样品 CEF 均明显小于 1,且该区域 CEF 均值为 0.592。表明次表层重金属浓度明显高于表层,这与大气沉降造成的土壤重金属污染垂直分布规律不符。

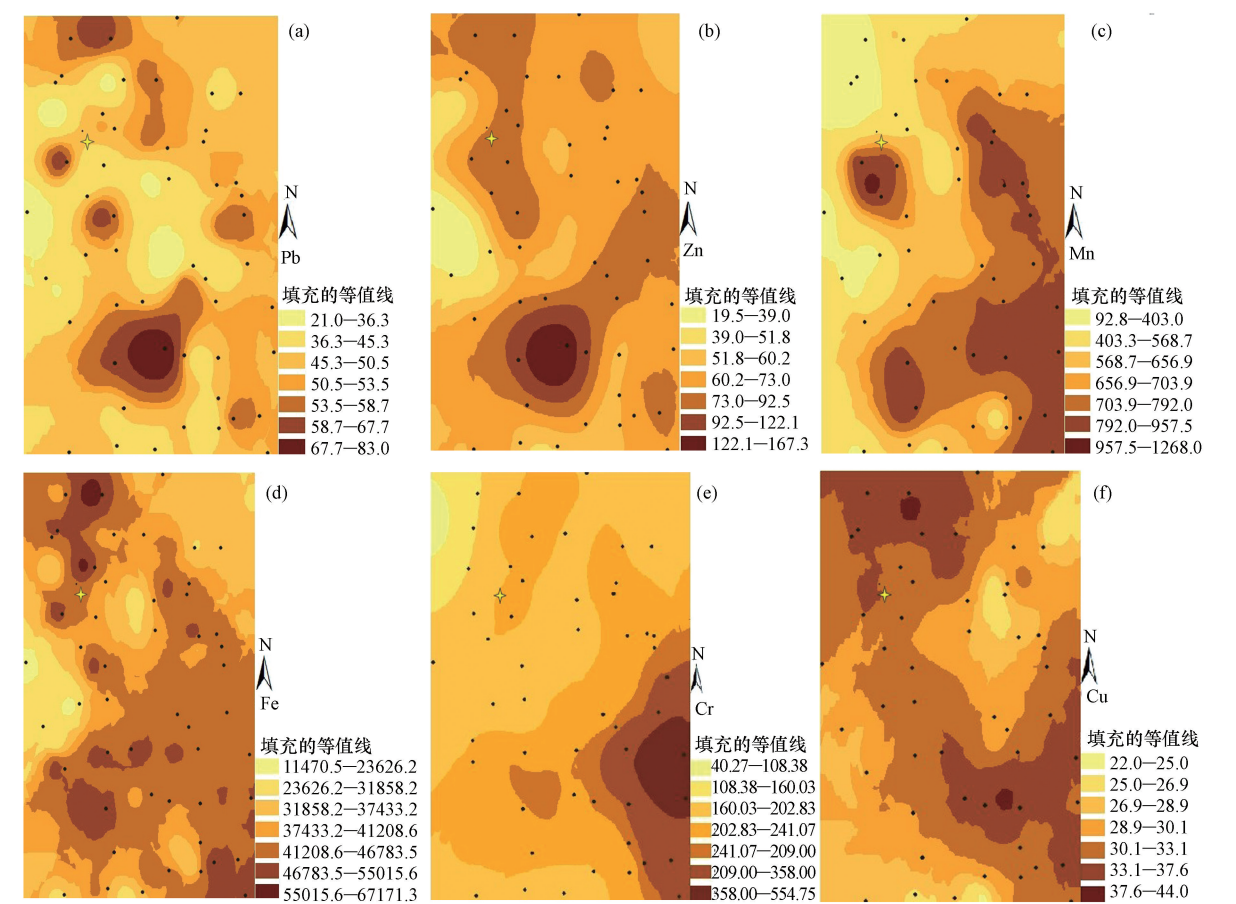


图 3 重金属浓度空间分布(单位 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Fig.3 Spatial variation of metal contamination

以上几点分析表明,Pb的高浓度很可能主要来源于其他因素而不是焚烧尾气.基于上述相同的思路分析土壤中Zn浓度的测试数据,得到的结果与Pb相似.实地调查访问当地居民以及查阅当地记载发现整个研究区域在90年代散落着一些喷涂、电镀、电焊等小型家庭工厂,Pb、Zn高浓度区域则是这些小型家庭工厂较为集中的一块,污染较重.而区域次表层土壤Pb、Zn含量较高,推测有可能源自局域土壤的翻动掩埋.Pb、Zn构成的第一主成分贡献率最大,达到28.287%,表明其是本区域最主要的污染因子.

第二主成分主要是由Fe、Mn组成,其因子负荷在0.467—0.829之间,表明以上2种元素之间具有较强的相关性.在Fe的55个样点中,有52个样点的CEF介于0.9—1.1之间,而Mn有90.9%样点的CEF ≤ 1 ,表明这两种重金属几乎不受人干扰.结合图3(c)、(d)也可以看出,Fe、Mn的空间分布比较分散,无明确规律性,可以认为这一主成分主要是自然源,实际上地球化学的理论分析中一般也常将Mn、Fe作为土壤的自然标识元素^[17].这类金属受外环境影响较小,主要受成土过程和土壤流失影响,因此第二主成分应主要反映土壤环境自身的生物地球化学作用.

第三主成分主要是Cr,结合空间差值图3(e),处于S、SE方向的高浓度区域的16个样点的CEF全部 >1 ,表明受到严重地人为干扰.这些局部区域Cr的浓度已经远远高于背景值并超过国家土壤二级质量标准($\text{pH} \geq 7.5$ 时旱地 $\leq 250 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),浓度最大的区域Cr含量为 $544.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,已经超标1.18倍,说明土壤已经受到严重的Cr污染.Cr高浓度分布区域跟实际调查的情况十分吻合,这些区域以前是大型Cr盐生产厂及其铬渣堆积点所在地(图1).虽然该厂已经搬迁,政府也投入大量资金治理周边土壤,但由于该厂污染极其严重,因而造成的整个土壤污染依然很重.该区域局部高污染导致了Cr的污染指数整体偏高.

第四主成分主要是Cu,其分布特征表现出明显的人为干预.由图1和图3(f)知;在212国道与嘉陵江交汇区域内,Cu表现出集中的高浓度分布,表明其与交通污染密切相关.随着国家颁布实施的车辆无铅汽油化,过去作为交通污染源标识的铅已失去了其标识的意义.车辆以及工厂中的机器中使用的润滑油在高温条件下极易被空气中的氧气等物质氧化而生成有机酸、醛、酮以及其他化合物,这些物质很容易腐蚀与其接触的含Cu的金属部件,甚至是含Cu的油泵等^[18],腐蚀的Cu最终富集在周围的土壤中,成为交通污染的重要指示性元素.在图3(f)北侧还有一个Cu的污染区,该区域主要为果园,在种植过程中施用了含Cu农药(如乐果等),使周边土壤中Cu的含量偏高,其污染应当主要来自于农业,这跟Bretzel研究得出Cu来自于农业活动的结论一致.

Hg、As、Pb是公认的挥发性强的重金属,也是垃圾焚烧尾气重金属污染的标志性元素^[19-20].而本研究区域内所有样品Hg、As均未检出,Pb的含量均有检出,这可能与垃圾源中相应重金属的含量有关.因此Pb作为本区域焚烧尾气的代表金属较为适宜,然而由于工业污染残留造成部分区域的Pb浓度显著偏高,对于分析焚烧尾气的污染贡献造成较大影响.对于重金属Pb,在岛状重污染区(图3(a))以外的区域含量相对比较均匀,且总体略高于背景值,平均CEF值也仅仅是略高于1,其CEF均值为1.12,表明尚未受到明显的焚烧尾气污染.并且Pb的总体浓度分布并不具备明显的风向特征,这可能是两方面原因共同作用的结果:一是该区域静小风的气候条件,二是该区域并没有明显的重金属大气污染源.相比运行近20几年的意大利Pisa垃圾焚烧厂周边土壤出现的明显的Pb累积,可能由于重庆焚烧厂运行时间较短,周边土壤中尚未形成明显的累积效应.

3 结论

(1)在运行数年的垃圾焚烧厂周边区域的表层土壤中,Cr、Mn、Fe、Cu、Zn、Pb的平均含量分别为216.74、639.33、38134.93、33.67、69.79、47.96 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.变异系数分析表明,研究区域的土壤中Pb、Zn、Cr、Cu均受到一定程度的人为干扰.

(2)由相关系数和主成分分析得出,垃圾焚烧厂周边土壤的6种重金属可分为4类①Pb、Zn,②Fe、Mn,③Cr,④Cu.Pb、Zn主要源于工业污染残留;Fe、Mn主要来源于地球生物化学作用;Cr的污染主要源于工业污染;Cu主要源于交通和农药施用.垃圾焚烧尾气尚未引起明显的重金属污染.

参 考 文 献

[1] Ferretti V, Pomarico S. Integrated sustainability assessments: A spatial multicriteria evaluation for siting a waste incinerator plant in the Province of Torino (Italy) [J]. Environment, Development and Sustainability, 2012, 14.5 (Oct 2012) : 843-867

[2] 王俊坚, 赵宏伟, 钟秀萍, 等. 垃圾焚烧厂周边土壤重金属浓度水平及空间分布 [J]. 环境科学, 2011, 32 (1) : 298-304

[3] Souza L A, Andrade S A L, Souza, S C R, et al. Evaluation of mycorrhizal influence on the development and phytoremediation potential of canavalia gladiata in Pb-contaminated soils [J]. International Journal of Phytoremediation, 2013, 5 (15) : 465-466

[4] Francesca C B, Marco C. Contribution of a municipal solid waste incinerator to the trace metals in the surrounding soil [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2011, 182: 523-533

[5] Jordi G B, Lolita V, Marti N, et al. Monitoring environmental levels of trace elements near a hazardous waste incinerator [J]. Biological Trace Element Research, 2011, 144: 1419-1429

[6] Zhang H, He P J, Shao L M. Flow analysis of heavy metals in MSW incinerators for investigating contamination of hazardous components [J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42 (16) : 6211-6217

[7] 钟秀萍, 王俊坚, 赵宏伟, 等. 垃圾焚烧厂周围优势植物的重金属污染特征研究——以深圳市清水河垃圾焚烧厂为例 [J]. 北京大学学报 (自然科学版), 2010, 46 (4) : 674-680

[8] 赵宏伟, 钟秀萍, 王俊坚, 等. 深圳市清水河垃圾焚烧厂周围地区优势植物的汞污染研究 [J]. 环境科学, 2009, 30 (9) : 2786-2791

[9] 郭笑笑, 刘丛强, 朱兆洲, 等. 土壤重金属污染评价方法 [J]. 生态学杂志, 2011, 30 (5) : 889-896

[10] 汪嘉利, 李章平, 杨志敏, 等. 重庆市主城区土壤重金属的潜在生态危害评价 [J]. 重庆师范大学学报 (自然科学版), 2012, 29 (5) : 31-35

[11] 丁世敏, 谢金萍, 封享华. 垃圾焚烧飞灰中重金属分布特性研究 [J]. 工业安全与环保, 2010, 36 (2) : 20-23

[12] 李其林. 区域生态系统土壤和作物中重金属的特征研究 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010: 55

[13] 杨梅, 刘宏斌, 武伟. 重庆三峡库区耕地土壤重金属含量的空间变异性研究 [J]. 中国生态农业学报, 2006, 14 (1) : 100-103

[14] 王春苗, 石中山, 杨剑虹. 重庆土壤铅含量污染评价及其影响因素分析 [J]. 广西农业科学, 2009, 40 (9) : 1172-1176

[15] 许书军, 魏世强, 谢德体. 三峡库区耕地重金属分布特征初步研究 [J]. 水土保持学报, 2003, 17 (4) : 63-66

[16] 汤洁, 韩维峥, 李娜, 等. 哈尔滨城区大气重金属沉降特征和来源研究 [J]. 光谱学与光谱分析, 2011, 31 (11) : 3087-3091

[17] 王学松. 城市表层土壤重金属富集淋滤特征与磁学响应 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009: 81-83

[18] Kowalczyk G S, Gordon G E, Rheingrover S W. Identification of atmospheric particulate sources in Washington. D.C. using chemical element balances [J]. Environmental Science & Technology, 1982, 16: 79-90

[19] Pedersen A J, Frandsen F J, Riber C, et al. A full-scale study on the partitioning of trace elements in municipal solid waste incineration effects of firing different waste types [J]. Energy & Fuels, 2009, 23 (7) : 3475-3489

[20] Falcoz Q, Gauthier D, Abanades S, et al. Kinetic rate laws of Cd, Pb, and Zn vaporization during municipal solid waste incineration [J]. Environ Sci Technol, 2009, 43 (6) : 2184-2189