

原野,师学义,牛姝烨,等.煤炭基地村庄土壤重金属分布规律及来源分析[J].江苏农业科学,2015,43(5):314-317.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2015.05.103

煤炭基地村庄土壤重金属分布规律及来源分析

原野,师学义,牛姝烨,张琛

(中国地质大学(北京)土地科学技术学院,北京 100083)

摘要:运用多元统计和地统计等方法,分析了山西省晋城市泽州县巴公镇西部村 23 个土样的重金属含量特征、分布规律及来源。结果表明:西部村 7 种重金属含量均未超过国家土壤环境质量二级标准。Cd、Cr 含量没有超过山西省土壤背景值,而 Hg、As、Pb、Cu、Zn 含量同山西省土壤背景值相比有不同程度超标。相关系数分析、因子分析结果表明,西部村土壤重金属来源主要有 3 种:As-Cd-Cr 主要来源于农业活动,Pb-Cu-Zn 来源于居民生活和工业生产活动,Hg 来源具有多样性。

关键词:煤炭基地;重金属;分布;来源

中图分类号: S151.9 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2015)05-0314-04

黄土高原是我国重要的能源基地,近年来黄土高原煤炭基地范围内,由于被压占煤炭资源的开发、人口城镇化、新农村建设,以及土地塌陷、水资源枯竭、生态环境恶化等灾害性问题,有大量村庄土地被废弃,仅山西省晋城市就有此类可复垦土地 4 900 hm²。村庄土地的复垦整理已成为该地区土地综合整治的重要内容之一^[1]。研究煤炭基地村庄待复垦区土壤重金属具有现实意义,是进行煤炭基地村庄复垦土壤重构的基础之一。

土壤重金属污染具有多种潜在危害,会破坏土壤的正常功能,阻碍作物正常生长,造成农作物体内重金属积累,进而通过食物链危害人类身体健康,也可导致大气和水环境质量的恶化。目前对不同区域不同尺度下土壤重金属进行研究,主要集中于重金属累积特征描述、含量空间分异分析、污染评价及来源分析^[2-5]等领域。但是对于煤炭基地待复垦村庄土壤重金属研究很少。

收稿日期:2014-11-25

基金项目:公益性行业(国土资源)科研专项(编号:201111015-04)。

作者简介:原野(1989—),男,山西晋城人,硕士研究生,主要研究方向为土地资源评价与利用规划。E-mail: 1054943649@qq.com。

通信作者:师学义,博士,教授,主要研究方向为土地利用规划与整理复垦开发。E-mail: shixueyi60@163.com。

山西省晋城市泽州县巴公镇西部村位于山西煤炭运销集团永丰煤业有限公司开采区范围内,煤炭开采历史较早,现村庄范围内煤炭资源储量约 300 万 t。村庄现有人口 2 430 人,土地总面积为 35.71 hm²,大部分为农村居民点用地。居民点布局相对分散,居住环境恶劣,群众生产生活不便,村庄压占大量煤炭资源,亟待进行整村搬迁改造。本研究测定了西部村村庄 23 个点土壤 7 种重金属含量,借助 ArcGis 软件对土壤重金属进行空间插值来揭示其分布规律,并用相关系数法与因子分析法分析重金属来源,以期对村庄土地复垦整理中土壤重构提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于山西省泽州县巴公镇西部村(112°51'38"~112°52'09"E,35°40'01"~35°40'39"N),地势呈东西北高,中部、南部低的簸箕状,海拔高度在 750~850 m 之间,属暖温带大陆性季风气候区,年平均气温为 11.5℃,年降水量 600~680 mm。土壤属褐土地带,土层深厚,土壤熟化度较高,土质偏黏,土体干旱,土壤养分总体上比较低,地质构造复杂,母质为太行山石灰岩风化冲积物,陡坡地由石灰岩构成,缓坡处以砂岩、黄色钙质岩为主,土类以褐土为主。研究区面积 34.55 hm²,周围分布有西部煤矿、铸铁厂、水渣厂和瓦厂(图 1)。

1.2 土壤样品采集方法

根据西部村当地实际情况,在宅基地范围内采用均匀采样 319-329。

[11]何淑勤,郑子成.不同土地利用方式下土壤团聚体的分布及其有机碳含量的变化[J].水土保持通报,2010,30(1):7-10.

[12]Fonte S J, Yeboah E, Ofori P, et al. Fertilizer and residue quality effects on organic matter stabilization in soil aggregates[J]. Soil Science Society of America Journal, 2009, 73(3): 961-966.

[13]李婕,黎青慧,李平儒,等.长期有机肥施用、秸秆还田对壤土团聚体及其有机碳含量的影响[J].土壤通报,2012,43(6):1456-1460.

[14]Arduino E, Barberis E, Boero V. Iron oxides and particle aggregation in B horizons of some Italian soils[J]. Geoderma, 1989, 45(3/4):

319-329.

[15]Churchman G J, Tate K R. Aggregation of clay in different types of New Ireland soils[J]. Geoderma, 1986, 37(3): 207-220.

[16]Bossuyt H, Denef K, Six J, et al. Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability[J]. Applied Soil Ecology, 2001, 16(3): 195-208.

[17]Gentile R, Vanlauwe B, Kavoo A, et al. Residue quality and N fertilizer do not influence aggregate stabilization of C and N in two tropical soils with contrasting texture[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2010, 88(1): 121-131.

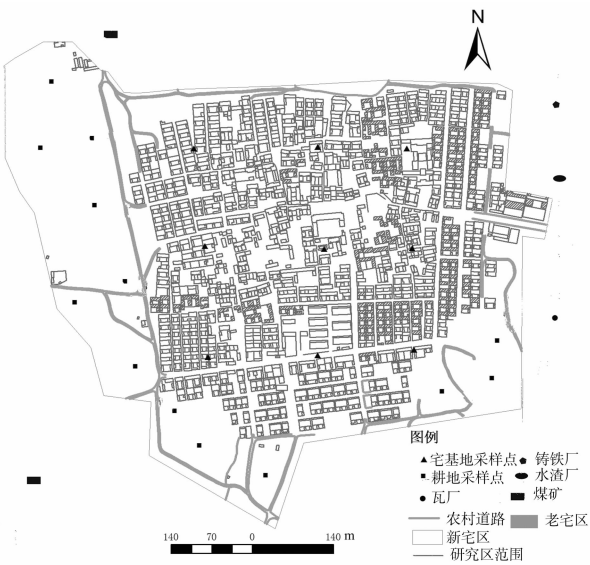


图1 采样点分布以及周边工厂分布图

样地布设 9 个样地,耕地范围内采用梅花采样法布设 14 个样地,共采集土样 23 个(图 1)。于 2013 年 6 月对各土壤样地采样,每个样地均按“W”型取 5 个样点,取地表 0~30 cm 土样,然后将每点 5 个土样混合均匀,用“四分法”取约 1 kg 的土样用布质采样袋带回实验室进行分析。

1.3 样品检测方法

土壤样品经自然风干,剔除根系、沙石等杂质,先过 20 目

尼龙筛,再过 100 目尼龙筛,分别编号待检测。参照美国国家环保局推荐的 $\text{HNO}_3-\text{H}_2\text{O}_2$ 方法消煮,采用石墨炉原子吸收分光光度法分别测定土壤 Pb、Cd、Zn 总量;用火焰原子吸收分光光度法测定 Cr、Cu 总量;用原子荧光法分别测 Hg、As 总量。分析测试所用试剂均为优级纯。分析测定中,加入国家标准土壤样标(GSS-1)进行分析质量控制。

1.4 数据处理方法

基础数据用 Microsoft Excel 2007 进行整理;用 SPSS 18.0 进行重金属数据统计分析;半变异函数拟合模型在 GS+ 软件中完成;克里金插值图在 ArcGis 9.3 软件中处理。统计分析中数据正态分布检验采用单样本 K-S 检验,相关系数计算采用 Pearson 相关系数。

2 结果与分析

2.1 研究区土壤重金属含量统计分析

研究区 7 种重金属含量(表 1)均符合正态分布(双尾检验系数 $P>0.05$)。从变异系数来看,As、Pb、Cd、Cr 变异系数较小($\leq 17\%$),说明这 4 种重金属含量分布均匀,空间差异较小;Hg、Cu、Zn 空间变异系数较大(38%~57%),表明这 3 种重金属分布不均匀,空间差异较大。各重金属含量均未超过国家土壤环境质量二级标准^[6]。同山西省土壤背景值^[7]比较,Cd、Cr 没有超过相应的背景值,而 Hg、As、Pb、Cu、Zn 分别超标 124%、60%、130%、148%、36%,这表明西部村土壤中各重金属存在不同程度累积,尤其 Cu、Pb、Hg 累积严重。

表 1 研究区土壤重金属含量统计分析($n=23$)

元素	分布类型	范围 (mg/kg)	平均质量分数 (mg/kg)	偏度	峰度	变异系数 (%)	背景值 (g/kg)	二级标准 (mg/kg)	超标率 (%)	k-s 检验	双尾检验 系数 P
Hg	正态分布	0.02~0.10	0.05±0.02	0.090	0.086	44	0.023	1	124	1.000	0.257
As	正态分布	13.39~15.80	14.52±0.65	0.103	-0.360	4	9.1	25	60	0.401	0.997
Pb	正态分布	27.52~41.75	33.87±3.41	0.634	0.024	10	14.7	350	130	0.831	0.495
Cd	正态分布	0.05~0.10	0.08±0.013	-0.574	-0.199	17	0.102	0.6	0	0.592	0.875
Cr	正态分布	32.96~58.73	46.26±6.16	0.133	-0.047	13	55.3	250	0	0.454	0.986
Cu	正态分布	32.23~90.00	56.72±20.76	0.230	-1.545	37	22.9	100	148	0.934	0.348
Zn	正态分布	48.00~145.00	86.29±24.76	0.355	-0.159	29	63.5	300	36	0.798	0.547

注:超标率=(平均值-背景值)/背景值×100%。

2.2 研究区土壤重金属含量空间分布

2.2.1 半变异函数拟合模型确定 利用 GS+ 软件对研究区各重金属含量进行半方差函数最优模型拟合,其拟合判断标准为标样平均值最接近于 0,均方根预测误差最接近于 1。采用高斯模型、指数模型与球面模型对西部村土壤重金属含量进行拟合,其中 Hg、Pb、Cu 拟合模型为高斯模型,As 拟合模型为指数模型,Cd、Cr、Zn 拟合模型为球面模型(表 2)。在半变异函数中,块金值 C_0 和基台值 C_0+C 的比值为基底效应,它反映随机部分引起的空间变异占总体变异的比重。该值小于 25%,说明重金属具有强烈的空间相关性,变异主要由结构性变异组成;该值在 25%~75% 之间,说明重金属具有中等空间相关性;该值大于 75%,说明重金属空间相关性很弱^[8]。西部村 7 种土壤重金属基底效应均 $\leq 25\%$,表现出很强的空间相关性,这与研究区研究尺度较小有关系。

2.2.2 土壤重金属空间分布规律 运用 ArcGis 9.3 软件对研究区 7 种土壤重金属含量进行普通克里格插值计算(图

2)。由图 2 可知,研究区 7 种重金属分布规律明显,Hg、Cu、Pb、Zn 含量具有相似的分布规律,均呈现从宅基地向农田递减的趋势,这表明宅基地内垃圾堆积、生活污水排放、交通运输污染是这 4 种重金属的主要来源。As、Cd、Cr 含量分布规律相似,以农田为高值中心向宅基地递减。西部村 Cd、Cr 含量小于背景值,但是仍体现出一定的空间差异性,这与农业生产尤其是化肥施用有关。

2.3 研究区土壤重金属来源分析

2.3.1 重金属相关系数分析 重金属之间相关系数越大,其来源途径越相似;相关系数越小,其来源途径相似程度较低^[9],西部村土壤重金属 Pearson 相关系数分析结果如表 3 所示,由表 3 可以看出,As-Cd-Cr、Pb-Cu-Zn 在 0.01 水平上显著相关、Hg-Pb-Cu 在 0.05 水平上显著相关,这与研究区重金属空间分布规律相吻合,As、Cd、Cr 这 3 种重金属与 Pb、Cu、Zn 分别具有相似来源,而 Hg 除了与 Pb、Cu 有相似来源,还可能有其他来源。

表 2 西部村土壤重金属半变异函数拟合模型

元素	拟合模型	块金值 C_0	基台值 $C_0 + C$	基底效应 $C_0 / (C_0 + C)$	标准平均值	标准均方根预测误差
Hg	高斯	0.000 10	0.000 8	13	0.068 8	1.004
As	指数	0.101 00	0.471 0	21	0.013 9	1.161
Pb	高斯	0.010 00	14.150 0	7	0.043 0	1.038
Cd	球面	0.000 01	0.000 4	25	0.061 2	1.103
Cr	球面	0.100 00	36.780 0	24	-0.004 5	0.959
Cu	高斯	50.000 00	414.000 0	12	0.062 3	0.954
Zn	球面	72.000 00	492.000 0	15	0.001 7	0.936

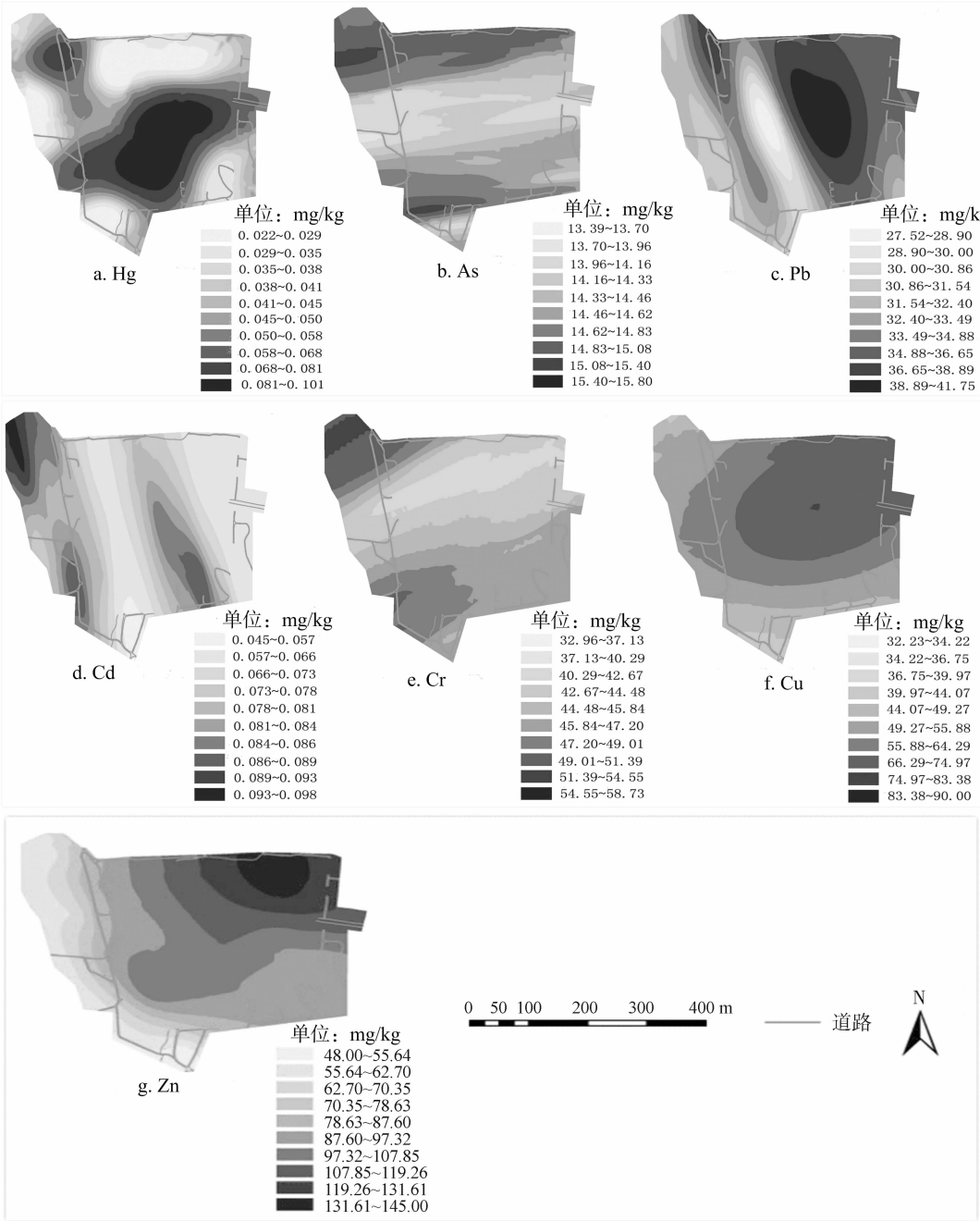


图2 研究区土壤重金属空间分布

2.3.2 重金属因子分析 因子分析可以将多个变量简化为较少变量,是判断土壤重金属来源的一个常用方法。因子分

析结果(表 4)表明,前 3 个因子方差贡献率分别为 31.96%、31.46%、20.62%,累积贡献率为 84.04%,反映了研究区 7 种

表 3 研究区土壤重金属含量相关系数矩阵

元素	Hg	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn
Hg	1	-0.154	0.432 *	0.320	0.003	0.510 *	0.187
As		1	0.003	0.571 **	0.687 **	-0.241	-0.106
Pb			1	0.186	-0.153	0.688 **	0.580 **
Cd				1	0.585 **	0.185	-0.118
Cr					1	-0.279	-0.405
Cu						1	0.669 **
Zn							1

注：“*”表示 0.05 水平上显著相关；“**”表示 0.01 水平上显著相关。

重金属的绝大部分信息。第一因子在 As、Cd、Cr 上有较高载荷，第二因子在 Pb、Cu、Zn 上有较高载荷，而第三因子在 Hg 上有较高载荷。因子分析的结果进一步印证了相关系数分析结果。

表 4 研究区土壤重金属最大方差法旋转成分矩阵

元素	第一主成分	第二主成分	第三主成分
Hg	0.010	0.172	0.935
As	0.913	0.014	-0.248
Pb	0.092	0.749	0.408
Cd	0.800	0.083	0.362
Cr	0.847	-0.334	0.072
Cu	-0.106	0.801	0.449
Zn	-0.162	0.923	-0.058
特征值	2.803	2.198	0.912
方差贡献率	31.958%	31.464%	20.615%
累计方差贡献率	31.958%	63.422%	84.036%

2.2.3.3 土壤重金属来源分析 研究区 Cd、Cr 含量没有超过山西省土壤背景值，但仍表现出由耕地向宅基地递减的空间分异性，这和化肥施用有关系，有研究发现磷肥中 Cd 质量分数为 9.5~96.4 mg/kg，长期施用磷肥会引起土壤 Cd 升高。农用化肥中混杂有 Cr，土壤中 Cr 累积和长期施用这些肥料有关系^[10]。另外研究区西北部耕地附近分布着西部煤矿，煤炭开采以及煤矸石堆积会导致附近土壤重金属 Cd 发生积累。

据实地调查，西部村施用的化肥主要有尿素、碳铵、磷肥等，当地年均磷肥施用量为 600~800 kg/hm²，而磷肥中 As 质量分数为 19.4~273.0 mg/kg，长期肥料施用是耕地中 As 积累的主要原因。

农村宅基地是村民生活生产的重要场所，调查发现研究区宅基地附近大量灰渣、废纸屑、塑料袋等生活垃圾堆放，生活废水不经处理直接排放在住宅附近。这些生活垃圾与生活废水中重金属 Hg、Cu、Zn 含量一般要比土壤背景值高 5~70 倍^[11]。研究区西北铸铁厂、水渣厂、瓦厂排放的大量工业废气，飘散到宅基地上空以干沉降方式引起土壤中 Pb 等重金属的积累^[12]。村民使用的交通工具如摩托车、小汽车等轮胎摩擦以及柴油燃烧也会引起土壤中 Pb、Zn、Cu 等重金属积累。

研究区 Hg 含量最大值位于西部村老宅区，这些老宅多建于 1950 年以前。多年的煤炭开采以及居民以燃煤为主的生活方式，使空气中 Hg 含量增加，空气中 Hg 以干沉降的方式引起土壤中 Hg 的累积。

3 结论

西部村土壤中 Hg、As、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn 平均含量分别为

0.05、14.52、33.87、0.08、46.26、57.72、86.29 mg/kg。7 种重金属含量均未超过国家土壤环境质量二级标准。与山西省土壤背景值比较，Cd、Cr 含量没有超过相应的背景值，而 Hg、As、Pb、Cu、Zn 有不同程度超标。

重金属基底效应分析结果表明 7 种重金属均具有很强的空间相关性。相关系数分析、因子分析与西部村土壤重金属空间分布图相吻合，表明西部村土壤重金属来源主要有 3 种：As-Cd-Cr 主要来源与农业活动中化肥的施用；Pb-Cu-Zn 来源与宅基地内生活垃圾、生活污水、交通运输以及附近企业废气排放；Hg 来源具有多样性，除了与 Pb、Cu 相似的来源外，还与老宅分布有关。

参考文献：

[1] 李海明,师学义,田毅. 煤炭基地村庄压实土壤物理性质变化研究[J]. 江西农业大学学报,2013,35(4):897-900.

[2] Lu A X, Wang J H, Qin X G, et al. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China[J]. Science of the Total Environment,2012,425:66-74.

[3] 张小敏,张秀英,钟太洋,等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. 环境科学,2014,35(2):692-703.

[4] 胡明. 大荔县农田土壤重金属分布特征与污染评价[J]. 干旱区资源与环境,2014,28(1):79-84.

[5] 王冠星,闫学东,张凡,等. 青藏高原路侧土壤重金属含量分布规律及影响因素研究[J]. 环境科学学报,2014,34(2):431-438.

[6] GB 15618—1995 土壤环境质量标准[S]. 北京:中国标准出版社,2006.

[7] 史崇文,赵玲芝,郭新波,等. 山西土壤元素背景值及其特征[J]. 华北地质矿产杂志,1994,9(2):188-196.

[8] 钟晓兰,周生路,李江涛,等. 长江三角洲地区土壤重金属污染的空间变异特征——以江苏省太仓市为例[J]. 土壤学报,2007,44(1):33-40.

[9] 杨孝智,陈扬,徐殿斗,等. 北京地铁站灰尘中重金属污染特征及健康风险评价[J]. 中国环境科学,2011,31(6):944-950.

[10] 王军,陈振楼,王初,等. 上海崇明岛蔬菜地土壤重金属含量与生态风险预警评估[J]. 环境科学,2007,28(3):647-653.

[11] 张凌云,尹鹏,夏杰. 南充市农村土壤重金属污染现状调查与评价[J]. 四川环境,2013(增刊):143-149.

[12] 陈铁楠,张永清,张希云,等. 晋南某钢厂周边土壤重金属与磁化率分布规律及其相关性研究[J]. 干旱区资源与环境,2014,28(1):85-91.