

全致琦,谷蕾,段海静,等.2012.基于 Kriging 插值的路旁土壤重金属含量空间分布——以 310 国道郑州-开封段为例[J].环境科学学报,32(12):3030-3038

Tong Z Q, Gu L, Duan H J, *et al.* 2012. Spatial distribution of heavy metals in roadside soils based on Kriging interpolation: A case study of Zhengzhou-Kaifeng section along the 310th national highway [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 32(12):3030-3038

基于 Kriging 插值的路旁土壤重金属含量空间分布 ——以 310 国道郑州-开封段为例

全致琦^{1,2}, 谷蕾^{1,2}, 段海静^{1,2}, 马建华^{1,2,*}

1. 河南大学资源与环境研究所, 开封 475004

2. 河南省高校重点学科环境变化与水土污染防治开放实验室, 开封 475004

收稿日期:2012-03-18

修回日期:2012-05-02

录用日期:2012-05-02

摘要:分别在 G310 国道郑州-开封段的杏花营路段两侧 150 m × 150 m 范围内布设 7 条垂直于公路的采样子断面,从路肩向两侧每隔 10 m 采集 1 个表土混合样,共采集 226 个样品(包括 2 个对照样品)。用 ICP-MS 测定了土壤重金属(Pb、Cu、Zn、Cd、Cr 和 Ni)含量,并用 Universal Kriging 插值法分析路旁土壤重金属空间分布特征。结果表明,路旁土壤重金属呈与道路平行的带状分布,表明 6 种重金属含量均受公路交通影响,属于公路源重金属。土壤 Cr 和 Cu 含量在路基处含量最高,向两侧逐渐下降,呈指数分布;土壤 Pb、Zn、Cd 和 Ni 含量在距路基 30 ~ 50 m 处出现峰值,呈偏态分布。路旁土壤 Pb、Cu、Zn、Cd、Cr 和 Ni 均为交通源重金属。

关键词:310 国道;路旁土壤;重金属污染;空间分布

文章编号:0253-2468(2012)12-3030-09

中图分类号:X53

文献标识码:A

Spatial distribution of heavy metals in roadside soils based on Kriging interpolation: A case study of Zhengzhou-Kaifeng section along the 310th national highway

TONG Zhiqi^{1,2}, GU Lei^{1,2}, DUAN Haijing^{1,2}, MA Jianhua^{1,2,*}

1. Institute of Natural Resources and Environment, Henan University, Kaifeng 475004

2. Henan Open Laboratory for Key Subjects of Environmental Change and Water-Soil Pollution Control, Henan University, Kaifeng 475004

Received 18 March 2012;

received in revised form 2 May 2012;

accepted 2 May 2012

Abstract: Xinghuaying part of Zhengzhou-Kaifeng section along the 310th national highway was chosen as soil sampling region to investigate the spatial distribution of heavy metals in roadside soils. Seven sampling sub-transects were designed to be perpendicular to the road within the sampling area of 150 m × 150 m covering both sides of the Highway. On each sub-transect, mixed topsoil samples (0 ~ 15 cm) were collected at 10 m intervals from the roadbed to the outside end. The total number of samples collected is 226 including two control samples. The concentrations of Pb, Cu, Ni, Cr, Cd and Zn in soils were detected by the inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) according to the recommended standard method. The spatial distribution of heavy metal concentrations in roadside soils was characterized by applying Universal Kriging interpolation model. The results show that concentrations of all the six soil heavy metals varies significantly, and the mean concentrations of six heavy metals are much higher than that in control soils. The distribution of heavy metal concentrations are strips parallel to the highway stretching, which indicates that the six heavy metals in roadside soils are affected by the traffic. The concentrations of Cr and Cu decrease exponentially with the distance from the roadbed, and their highest values are found at the roadbed. However, the concentrations of other metals (Cd, Pb, Ni and Zn) reveal an asymmetrical distribution with the distance, which increase

基金项目:高等学校博士学科点专项科研基金(No. 20104103110001);教育部和河南省共建河南大学项目(No. SBJ090101);河南大学科研基金(No. 2009YBZR017)

Supported by the Research Fund for the Doctoral Program of Higher Education of China (No. 20104103110001), the Joint Fund from Education Ministry of China and Henan Province to Construct Henan University (No. SBJ090101) and the Campus Research Fund of Henan University (No. 2009YBZR017)

作者简介:全致琦(1978—),男,讲师(博士生),E-mail: tzq@henu.edu.cn; * 通讯作者(责任作者),E-mail: mjh@henu.edu.cn

Biography: TONG Zhiqi (1978—), male, lecturer (Ph. D. candidate), E-mail: tzq@henu.edu.cn; * **Corresponding author**, E-mail: mjh@henu.edu.cn

firstly, reach their highest values between 30 and 50 m away from the roadbed, then gradually decrease to the control values. The metals of Pb, Cu, Zn, Cd, Cr and Ni are all traffic-source related.

Keywords: 310th national highway; roadside soils; heavy metal contamination; spatial distribution

1 引言(Introduction)

公路建设在带动经济发展的同时,也导致了一些环境问题,并引起学术界的广泛关注.自 20 世纪 60 年代开始,国内外很多学者对路旁土壤重金属的来源、分布、污染状况等进行了大量研究.在路旁土壤重金属空间分布研究方面,不同学者所得结论有很大差异,有些研究(Münch, 1993; Al-Chalabi *et al.*, 2000; Oztas *et al.*, 2002; Fakayode *et al.*, 2003; Swaileh *et al.*, 2004; Aleš, 2005; Juknevičius *et al.*, 2007; Zehetner *et al.*, 2008; Jaradat *et al.*, 2010; 张辉等, 1998; 李鱼等, 2004)发现,路旁土壤重金属含量峰值出现在路基(道路护坡基部)附近,随着距路基距离的增加而下降,呈指数分布;而有些研究(Ordóñez, 2003; Sutherland, 2003; 李波等, 2005; 王慧等, 2010; 李仰征等, 2011)发现,土壤重金属含量随着距路基距离的增加,先不断增加至某个峰值,然后再逐渐下降至背景值或对照值,呈偏态分布;还有研究(Sutherland *et al.*, 2001; 马建华等, 2007; 2008)发现,在同一路段不同土壤重金属的空间分布形式不同,有些重金属呈指数分布,有些呈偏态分布.出现上述情况的原因主要有 3 个方面:一是采样断面数量偏少(只有 1 条或 2 条),未能全面揭示具有高度异质性的土壤重金属分布规律;虽然有的研究采集了平行于公路一定范围内的土壤混合样品(马建华等, 2007; 李仰征等, 2011),但其代表性仍然有限;二是采样断面长短不一,采样密度疏密各异,提取的土壤重金属空间分布信息不全;三是不同研究路段的路域自然环境条件(气候、地形、土壤、植被等)和道路状况(车流量、车辆种类、路基高度、走向等及路旁防护林状况等)各不相同,这都会影响路旁土壤重金属的空间分布.为了更全面地揭示路旁土壤重金属空间分布特征,本文以 G310 国道郑州-开封段杏花营断面为例,在道路两侧 150 m × 150 m 范围内布设 7 条垂直于公路的采样子断面,并进行高密度采样,利用 Kriging 空间插值方法探讨路旁土壤重金属(Pb、Cd、Ni、Cu、Zn 和 Cr)面状分布格局.旨在丰富路旁土壤重金属扩散理论,为路旁土壤空间分布提供更多案例,也可为路域环境污染治理和土壤利用管理提供科学依据.

2 材料与方法(Material and methods)

2.1 采样断面及其环境状况

国道 310(G310)郑州-开封段长 70 km,呈东西走向,是在 1966 年路基基础上,于 1985 年扩建而成.采样断面位于该路段杏花营镇以西 5 km(图 1).路面宽 14 m,双向四车道,路面为沥青碎石材料,总厚度约 10 cm.道路两侧有排水沟,沟宽约 7.5 m,沟深 0.5 ~ 0.7 m.路面比两侧农田高约 2 m,两侧有约 2.5 m 宽的土质路肩.路肩外侧有单排高大的加拿大杨,株距 2 m,胸径 30 ~ 40 cm,高约 12 m.路沟外侧种植 5 排较小的加拿大杨树,株、行距均 2 m,胸径 5 ~ 20 cm,高约 10 m.经多次观测,该路段日均机动车流量为 11520 辆,其中大中型客货车约占 60%.

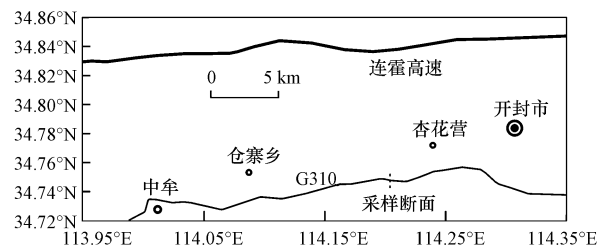


图 1 采样断面位置

Fig. 1 Location of the sampling transects

采样路段位于黄淮平原中西部,地势开阔、平坦.土地利用方式为农田,种植作物主要为小麦、花生和西瓜等.远离城镇,工业活动对土壤的影响轻微.海拔高度在 70 m 左右.气候类型属暖温带大陆性季风气候,冬季盛行东北风,夏季盛行南风,年均气温 14 °C 左右,年均降雨量 600 mm 左右,地下水位较浅,周年变化在 2 ~ 3 m 之间.采样断面的土壤为黄潮土(淡色湿润锥形土),质地以砂壤土为主.经笔者野外采样和实验室分析,采样路段土壤砂粒(粒径 $d > 0.05$ mm)、粉粒(0.05 mm $> d > 0.002$ mm)和黏粒($d < 0.002$ mm)平均含量分别为 530、310 和 160 $g \cdot kg^{-1}$,有机质平均含量为 29.29 $g \cdot kg^{-1}$,pH 值平均为 7.9.

2.2 采样点布设与样品采集

在道路两侧垂直布设 7 条采样子断面,彼此间隔 25 m.在每条子断面上,每隔 10 m 布设 1 个采样

点,距路基 0 m 采样点位于土质路肩内侧.为了对比分析公路交通对路旁土壤重金属积累的影响,在道路两侧 1500 m 以外的地方各布设 1 个对照样点.土壤样品采集于 2011 年 10 月 30 日,在每个采样点上,首先设置 1 个 1 m²的采样单元,按照“梅花型”布设 5 个子样点,然后采集表层土壤(0~15 cm)子样约 100 g;最后将 5 个子样充分混合,放入洁净塑料袋中,待处理.本研究共采集 226 个土壤混合样品.

2.3 样品处理与重金属测定方法

首先将土样在室温下风干,用塑料棒碾碎,全部通过 1 mm 尼龙筛;然后将土样充分混合,平摊在塑料布上,随机多点(约 50 点)取样品约 20 g,用玛瑙研钵进一步研磨,全部通过 0.15 mm 尼龙筛,备用.样品消解采用 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 消解体系,土壤重金属含量采用 ICP-MS 法测定,仪器是美国赛默飞世尔公司生产的 X-Series II 型电感耦合等离子体质谱仪.在实验过程中,用国家标准土样(ESS-2)进行回收试验,回收率在 97.6%~102.4% 之间(表 1).

表 1 土壤标准样品重金属回收试验结果

Table 1 Statistic of heavy metal concentrations of soil standard samples

重金属	均值 /(mg·kg ⁻¹)	标准差 /(mg·kg ⁻¹)	变异系数 CV	标样重金属含量 /(mg·kg ⁻¹)	回收率
Cr	74.95	2.49	3.33%	75.9 ± 4.6	98.70%
Ni	33.42	0.85	2.54%	33.6 ± 1.6	99.50%
Cu	27.74	0.64	2.31%	27.6 ± 0.5	100.50%
Zn	65.01	1.21	1.86%	63.5 ± 3.5	102.40%
Cd	0.04	0.01	17.93%	0.041 ± 0.014	97.60%
Pb	24.31	0.88	3.64%	24.6 ± 1.0	98.80%

3 结果(Results)

3.1 土壤重金属含量

采样断面土壤重金属含量测定结果见表 2.从表 2 可以看出,路旁土壤 Pb、Cu、Ni、Zn、Cr 和 Cd 含量的变异系数变化在 13.76%~38.14% 之间,变异比较明显;道路两侧 150 m 范围内重金属平均含量

都大于其对照样点.这种情况表明路旁土壤重金属含量受公路交通的影响比较明显.从表 2 还可以看出,不管是道路两侧 150 m 范围内土壤还是对照土壤的 Cr、Cu、Pb、Zn 和 Ni 含量均低于中国潮土背景值(国家环境监测总站,1990),而 Cd 含量则略高于其背景值.这可能与采样断面所在区域独特的土壤母地质背景有关.

表 2 研究断面土壤重金属含量统计

Table 2 Statistic of heavy metal concentrations of soils on the transects

断面	数据类型	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni
南侧断面	范围	0.10~0.24	7.87~48.41	5.09~19.66	14.46~26.85	19.68~68.43	6.94~17.59
	均值	0.17	29.80	10.33	17.74	39.64	11.02
	标准差	0.03	11.19	3.94	2.77	12.82	3.07
	对照样	0.13	13.69	6.16	15.85	22.54	8.16
	变异系数	18.82%	37.55%	38.14%	15.56%	32.34%	27.86%
北侧断面	范围	0.14~0.29	9.38~48.80	5.23~20.58	14.43~25.73	18.04~56.42	6.17~21.71
	均值	0.19	26.05	11.37	18.82	38.47	12.98
	标准差	0.04	7.93	4.33	2.59	12.14	4.15
	对照样	0.14	13.17	7.10	15.68	22.26	7.31
	变异系数	19.47%	30.44%	38.08%	13.76%	31.57%	31.97%
潮土背景值		0.10	66.6	24.1	21.9	71.1	29.6

注:潮土背景值源于文献(国家环境监测总站,1990).

3.2 重金属含量的空间自相关性

以 Moran's 系数(I)作为研究对象空间自相关

的分析工具,计算公式(王劲峰,2006)为:

$$I = \frac{n}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij}} \times \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (1)$$

式中, n 为研究对象数, x_i 和 x_j 分别为研究区域 i 和 j 的属性值, \bar{x} 为样本中所有属性值的均值, W_{ij} 是衡量空间事物关系的权重矩阵. I 的取值在 ± 1 之间, 正值表示研究对象的属性值在空间上呈正相关, 负值表示负相关, 零则表示空间随机分布. I 值的统计学意义一般采用 Z-Score 公式进行显著性检验(王劲峰, 2006):

$$Z = \frac{I - E(I)}{\sqrt{\text{var}(I)}} \quad (2)$$

式中, Z 为标准化指数, $E(I)$ 、 $\text{var}(I)$ 分别为 I 值的期望和方差. 基于正态分布检验假设, 选取显著性检验水平为 5%, 临界值为 1.96. 如果 Z 的绝对值大于 1.96, 则说明变量存在显著的空间自相关性.

研究路段 6 种土壤重金属的空间自相关分析结果见表 3. 从表 3 可以看出, 6 种重金属含量的 I 值范围为 0.48 ~ 0.86, Z 范围为 5.16 ~ 8.99, 远高于临界值 1.96. 说明 6 种重金属在空间上呈显著正自相关, 可以进行地统计学空间插值分析.

表 3 土壤重金属含量的空间自相关参数

Table 3 Spatial autocorrelation parameters of heavy metal concentrations of soils on the transects

断面	自相关参数	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni
南侧断面	I	0.70	0.72	0.76	0.48	0.65	0.86
	Z	7.35	7.44	7.95	5.16	6.70	8.99
北侧断面	I	0.69	0.63	0.83	0.73	0.81	0.86
	Z	7.19	6.59	8.63	7.67	8.34	8.90

3.3 土壤重金属含量的 Kriging 空间插值

空间数据的插值方法包括确定性插值和地统计插值(Kriging 插值)两大类, 在只考虑平均值权重预测时, Kriging 插值是无偏估计的最好方法(汤国安, 2006; 凌辉等, 2007; 谢云峰等, 2010; 田雷等, 2011; 史文娇等, 2012). 故本研究选用 Kriging 插值法对路旁土壤重金属含量进行空间插值分析. ArcGIS10.0 软件包含 6 种克里格插值方法, 其中, 泛克里格(Universal Kriging)最适合有明显趋势面

的空间插值分析(汤国安, 2006), 故本研究采用该方法进行最优拟合和空间插值预测. 首先对同一重金属使用不同的半变异函数模型及参数进行初步插值预测分析, 对比所有预测结果的交叉验证参数; 然后选择交叉验证结果最理想化的半变异函数模型及参数进行该元素最终插值预测分析. 对于断面两侧同一重金属, 选用相同的趋势类型、模型类型和相同间隔的等值线图例. 最终的半变异模型及参数见表 4, 交叉检验参数见表 5.

表 4 各样点土壤重金属含量的半变异模型及参数

Table 4 Semivariogram models and their parameters of heavy metal concentrations of soils on the transects

重金属	南侧断面					北侧断面				
	趋势类型	模型	块金值	基台值	块金值/基台值	趋势类型	模型	块金值	基台值	块金值/基台值
Cd	一阶	指数	1.30×10^{-4}	3.20×10^{-4}	40.62%	一阶	指数	1.20×10^{-4}	9.20×10^{-4}	13.04%
Cr	常量	高斯	20.45	262.36	7.80%	常量	高斯	15.89	123.51	12.87%
Cu	一阶	二次方程式	0.75	4.33	17.32%	一阶	二次方程式	1.00	4.05	24.66%
Pb	一阶	二次方程式	3.00	6.02	49.83%	一阶	二次方程式	0.46	4.58	10.04%
Zn	二阶	四球	44.16	68.66	64.43%	二阶	四球	14.98	57.95	25.85%
Ni	二阶	孔洞效应	0.93	2.44	38.11%	二阶	孔洞效应	1.68	4.63	36.29%

块金值(C_0)反应最邻近样点间的非连续程度或随机变异程度. 基台值($C_0 + C$)是系统中最大变异, 是结构性变异和随机变异之和, 表示系统内的

总变异. 块金值/基台值($C_0/(C_0 + C)$)反映区域化变量的空间异质性程度, 揭示区域化变量的空间相关程度. 该比值越大, 表明空间自相关性越弱, 受偶

然因素影响越大 (Matheron, 1963; 王政权, 1999)。一般来说, 该比值小于 25% 为空间相关性很强, 在 25% ~ 75% 之间为中等空间相关性, 大于 75% 为空间相关性很弱。从表 2 可以看出, 研究路段路旁土壤 6 种重金属含量的 $C_0/(C_0 + C)$ 比值都小于 75%, 个

别小于 25%, 表明其空间相关性属于中等或很强。不同重金属的趋势类型不同, 最优模拟模型也不同, 说明在各种外部自然环境因素一样情况下, 不同重金属的空间迁移形式不同。

表 5 各样点土壤重金属含量的交叉检验参数

Table 5 Cross-validated parameters of heavy metal concentrations of soils on sub-transects

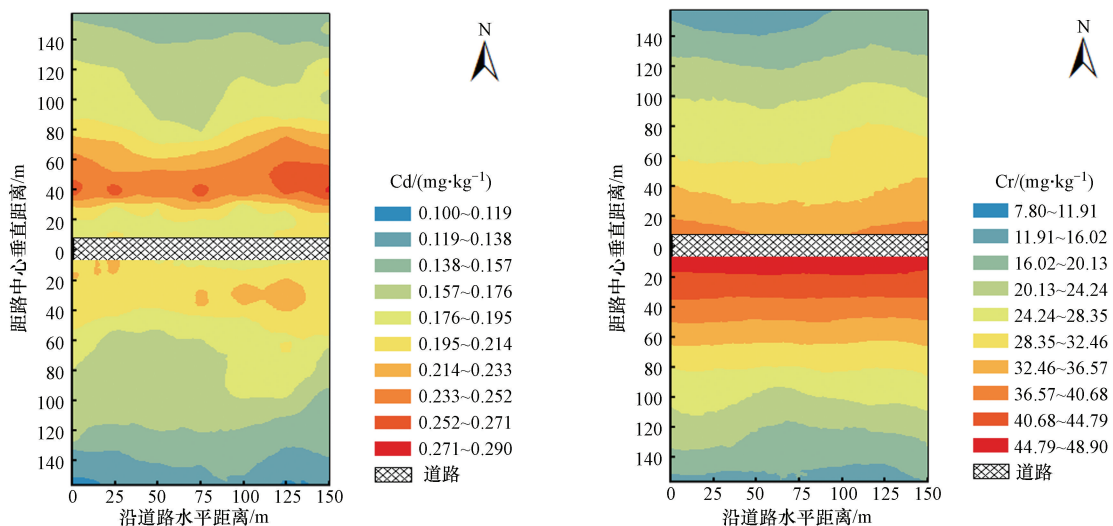
重金属	南侧断面					北侧断面				
	Mean /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	MS	RMS /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	ASE /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	RSS	Mean /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	MS	RMS /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	ASE /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	RSS
Cd	-0.0013	-0.0750	0.018	0.018	1.00	-0.0015	-0.055	0.022	0.022	0.95
Cr	0.0023	0.0004	4.550	4.860	0.95	0.0500	0.011	4.270	4.240	1.00
Cu	0.0560	0.0380	1.070	1.150	0.94	0.0420	0.037	1.140	1.150	1.00
Pb	-0.0920	-0.0370	2.120	2.230	0.96	-0.0340	-0.020	1.330	1.480	0.96
Zn	-0.4300	-0.0090	9.480	8.940	0.97	0.0120	0.009	5.630	6.030	0.97
Ni	0.0410	0.0420	1.180	1.230	0.99	0.0760	0.029	1.560	1.650	0.99

注: Mean 表示预测误差的平均值, MS 表示标准平均值, RMS 表示均方根预测误差, ASE 表示平均预测标准差, RSS 表示标准均方根预测误差。

判断变异函数最优模型的标准为: 标准平均值最接近于 0, 预测误差的平均值和均方根预测误差最小, 平均预测标准差最接近于均方根预测误差, 标准均方根预测误差最接近于 1 (汤国安, 2006)。从表 5 可以看出, 所有重金属的标准平均值在 -0.075 ~ 0.042 之间, 均方根预测误差和平均预测标准差的相对偏差在 -10.1% ~ 6.0% 之间, 标准均方根预测误差在 0.94 ~ 1.00 之间, 符合半变异函数模型的最优化标准。按照表 4 中的半变异函数模型及参数, 进行最优化的泛克里格空间插值预测 (图 2)。

从图 2 可以看出, 路旁土壤重金属含量的空间

分布呈现出与道路平行的条带状。土壤 Cr 和 Cu 含量在路基 (0 m 样点) 处最高, 向两侧逐渐递减, 呈指数递减分布。土壤 Pb、Ni、Zn 和 Cd 含量从路基向两侧过渡先不断上升, 在 30 ~ 50 m 之间的某个位置达到峰值, 之后又逐渐递减, 呈偏态分布。土壤 Cd 的峰值出现在离路基 30 m 处, Pb 的峰值在 40 m 处, Zn 的峰值分别在 30 m (南侧) 和 50 m (北侧) 处, Ni 的峰值分别在 30 m (南侧) 和 40 m (北侧) 处。用 7 条子断面某一距离重金属平均含量与其离路基的距离进行曲线拟合 (图 3), 也验证了上述分布规律。



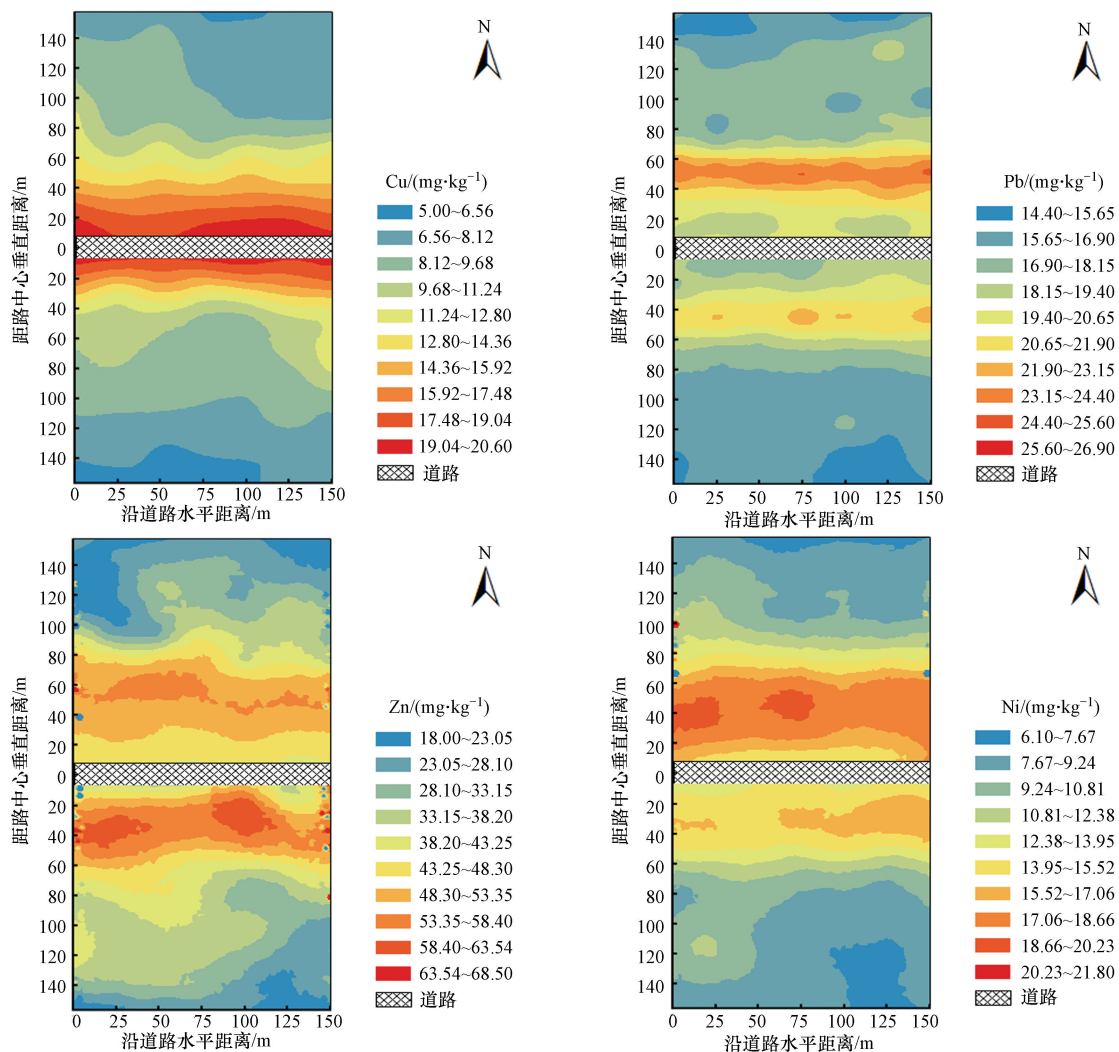


图 2 研究断面路旁土壤重金属含量的克里格空间插值

Fig. 2 Spatial distribution of heavy metal concentrations of soils on the transect

4 讨论 (Discussion)

4.1 不同土壤重金属空间分布差异的原因

不同土壤重金属空间分布呈现不同模式的原因可能与其所赋存的烟尘颗粒大小有关. 研究表明 (宋吉明等, 1985), 在汽车所排放的烟尘颗粒物中粒径大于 $9 \mu\text{m}$ 的颗粒占 40%, 粒径在 $1 \sim 9 \mu\text{m}$ 之间的颗粒占 20%, 粒径小于 $1 \mu\text{m}$ 的颗粒占 40%. 对于主要赋存于较小颗粒物上的重金属来说, 由于汽车行驶造成的路面空气湍流等原因, 不易在路基处沉降, 而在离开路基一段距离后, 由于空间动力条件的减弱发生大量沉降, 从而出现偏态分布形式. 与此相反, 如果重金属主要赋存于较大颗粒物上, 则易在近路基处发生沉降. 重金属赋存颗粒越小,

其峰值位置离路基就越远; 相反, 离路基则较近. 本研究土壤 Cr 和 Cu 含量在公路两侧呈指数递减分布, Pb、Ni、Zn 和 Cd 含量呈偏态分布, 说明 Cr 和 Cu 可能主要赋存于较大的颗粒物上, 而其他 4 种重金属可能主要赋存于较小的颗粒物上. 土壤 Pb、Ni、Zn 和 Cd 含量峰值位置出现在离路基 30 ~ 50 m 之间, 表明这些重金属所赋存的颗粒差别不大.

4.2 路旁土壤重金属来源

路旁土壤重金属的来源分为交通源和自然源两种. 交通源重金属包括 Pb、Cd、Cu、Zn 等, 主要来自汽车尾气排放、油料泄漏、橡胶轮胎磨损、机件 (主要是刹车里衬) 磨损、汽车散热器、沥青或水泥路面磨损、溶雪 (冰) 剂、货运物料散落、旅客废弃物等, 其中, 最主要的是汽车尾气排放 (Ellis *et al.*,

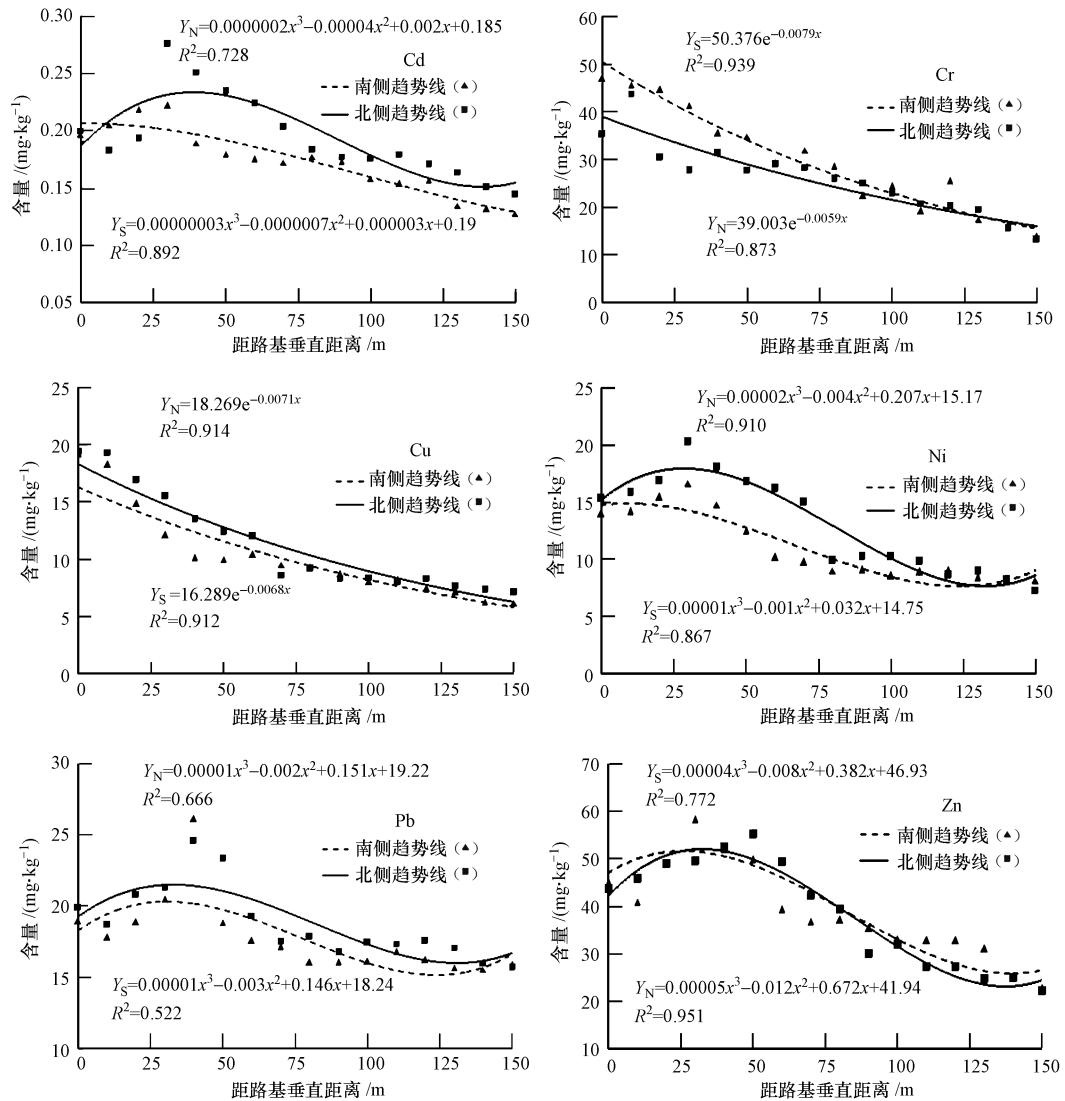


图3 路旁土壤重金属含量与距路基距离的拟合曲线

Fig. 3 Variations of heavy metal concentrations of soils along the transects

1982; Alloway *et al.*, 1990; de Miguel *et al.*, 1997; Garcia *et al.*, 1998; Harrison *et al.*, 2003; Hashisho, *et al.*, 2004; Suzuki *et al.*, 2009; 郭之慧等, 2007). 自然源重金属包括 Ni 和 Cr 等, 主要与土壤母质有关 (Sutherland *et al.*, 2001; Dilek *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2006). 据 Van Bohemen 等(2003)研究, 路旁土壤中的 Cr 和 Ni 主要来自汽车轮胎和刹车里衬磨损, 仅荷兰一国因机动车排放的 Cr 和 Ni 就分别高达为 $4.832 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $4.644 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$. 从本研究来看, 采样区域狭小, 成土母质变化不大, 对土壤重金属含量的空间变异影响甚微; 采样区域远离城镇, 工业活动对土壤重金属的影响可以忽略, 采样断面两侧土地利用和耕作方式相同, 农业活动对土壤重金属

的影响差异不大. 所以, 研究路段两侧土壤重金属含量的空间变异性主要是由交通运输活动造成的. 从图 2 和图 3 可见, 6 种土壤重金属在道路两侧表现为与道路平行的带状分布, 不管是指数递减分布, 还是偏态分布, 均与距离道路的远近存在某种相关性, 因此, 土壤 Pb、Cd、Cu、Zn、Cr 和 Ni 均源于交通排放.

本文仅仅探讨了研究路段两侧 150 m 范围内路旁土壤重金属的空间分布格局, 更大范围的重金属空间分布尚需进一步研究. 不同路段的走向、路基状况、自然环境、交通状况、道路防护状况等都影响路旁土壤重金属的分布, 今后还需要更多的案例研究.

5 结论 (Conclusions)

1) 国道 301 郑州-开封段杏花营断面两侧 150 m 范围内的土壤 Pb、Cu、Zn、Cd、Cr 和 Ni 含量变异明显,变异系数在 13.76% ~ 38.14% 之间;各个重金属的平均含量均大于其对照样;除土壤 Cd 含量高于潮土背景值外,其他重金属均低于背景值。

2) 泛克里格插值表明,研究断面路旁土壤重金属含量空间分布呈与公路平行的条带状,其中,土壤 Cr 和 Cu 含量分布在公路两侧呈指数递减分布模式,土壤 Pb、Cd、Zn 和 Ni 呈偏态分布模式,其峰值位置出现在距路基 30 ~ 50 m 之间。路旁土壤不同重金属呈现不同分布模式的原因,可能与其所赋存的烟尘颗粒大小有关。赋存于较大颗粒物上的重金属在道路两侧呈指数递减分布模式,相反则呈偏态分布模式。

3) 路旁土壤 Pb、Cu、Zn、Cd、Ni 和 Cr 均为公路交通源重金属,主要源自汽车尾气排放、油料泄漏、橡胶轮胎磨损、机动车机件磨损、汽车散热器、沥青或水泥路面磨损、溶雪(冰)剂、货运物料散落、旅客丢弃物等。

责任作者简介:马建华(1958—),男,教授,博士生导师,主要从事土壤环境污染与防治研究。E-mail: mjh@henu.edu.cn.

参考文献 (References):

Al-Chalabi A, Hawker D. 2000. Distribution of vehicular lead in roadside soils of major roads of Brisbane, Australia [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 118(3/4): 299-310

Aleš Plesničar. 2005. Heavy metal contamination of roadside soil along Ljubljana-Obrežje highway [J]. *RMZ-Materials and Geoenvironment*, 52(2): 403-418

Alloway B J, Jackson A P, Morgan H. 1990. The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources [J]. *Science of the Total Environment*, 91: 223-236

Dilek G T, Barry J M. 2003. Heavy metal contamination in highway soils, comparison of Corpus Christi, Texas and Cincinnati, Ohio shows organic matter is key to mobility [J]. *Clean Techn Environ Policy*, (4): 235-245

de Miguel E, Llamas J F, Chacón E. 1997. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead [J]. *Atmospheric Environment*, 31(17): 2733-2740

Ellis J B, Revitt D M. 1982. Incidence of heavy metals in street surface sediments: Solubility and grain size studies [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 17(1): 87-100

Fakayode S O, Olu-Owolabi B I. 2003. Heavy metal contamination of

roadside topsoil in Osogbo, Nigeria; its relationship to traffic density and proximity to highways [J]. *Environmental Geology*, 44(2): 150-157

García R, Millán E. 1998. Assessment of Cd, Pb and Zn contamination in roadside soils and grasses from Gipuzkoa (Spain) [J]. *Chemosphere*, 37(8): 1615-1625

国家环境监测总站. 1990. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社. 93-256

Chinese Central Station of Environmental Monitoring. 1990. The Background Values of Soil Elements in China [M]. Beijing: Environmental Science Press of China. 93-256 (in Chinese)

郭之慧, 陈同斌, 宋波, 等. 2007. 中国公路交通的重金属排放及其对土地污染的初步估算[J]. *地理研究*, 26(5): 922-930

Guo Z H, Chen T B, Song B, *et al.* 2007. Emissions of heavy metals from road traffic and effect of emitted lead on land contamination in China [J]. *Geographical Research*, 26(5): 922-930 (in Chinese)

Harrison R M, Tilling R, Romero M S C, *et al.* 2003. A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment [J]. *Atmospheric Environment*, 37(17): 2391-2402

Hashisho Z, EL-Fadel M. 2004. Impacts of traffic-induced lead emissions on air, soil and blood lead levels in Beirut [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 93(1/3): 185-202

Jaradat Q M, Massadeh A M, Momani K A, *et al.* 2010. The spatial distribution of Pb, Cd, Zn, and Cu in agricultural roadside soils [J]. *Soil and Sediment Contamination*, 19(1): 58-71

Juknevičius S, Matyžiūtė-Jodkonienė D, Sabienė N. 2007. Contamination of soil and grass by heavy metals along the main roads in Lithuania [J]. *Ekologija*, 53(3): 70-74

李波, 林玉锁, 张孝飞, 等. 2005. 沪宁高速公路两侧土壤和小麦重金属污染状况[J]. *农业生态环境*, 21(3): 50-53; 70

Li B, Lin Y S, Zhang X F, *et al.* 2005. Heavy metal pollution of the soils and wheat grains alongside the Shanghai-Nanjing Expressway [J]. *Rural Eco-Environment*, 21(3): 50-53; 70 (in Chinese)

李仰征, 马建华. 2011. 高速公路旁土壤重金属污染及不同林带防护效应比较[J]. *水土保持学报*, 25(2): 105-109

Li Y Z, Ma J H. 2011. Heavy metals pollution in roadside soils and protective effect of plant barriers along expressway [J]. *Journal Soil and Water Conservation*, 25(2): 105-109 (in Chinese)

李鱼, 董德明, 吕晓君, 等. 2004. 汽车尾气中铅对公路两侧土壤的污染特征[J]. *生态环境*, 13(4): 549-552

Li Y, Dong D M, Lü X J, *et al.* 2004. Pollution characteristics of lead in soils beside Road 102 [J]. *Ecology and Environment*, 13(4): 549-552 (in Chinese)

凌辉, 武伟, 王润, 等. 2007. 小尺度下土壤重金属铬含量的空间插值方法比较研究[J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 29(11): 93-99

Ling H, Wu W, Wang R, *et al.* 2007. A comparative analysis of various spatial interpolation methods for soil Chrome content on a small scale [J]. *Journal of Southwest University (Nature Science Edition)*, 29(11): 93-99 (in Chinese)

马建华, 李剑. 2008. 郑汴公路路尘、路沟底泥和路旁土壤重金属分布[J]. *西南交通大学学报*, 43(2): 285-291

- Ma J H, Li J. 2008. Spatial distribution and contamination of heavy metals in road dust, sediment in roadside ditch and roadside soils along Zhengzhou-Kaifeng Highway [J]. *Journal of Southwest Jiaotong University*, 43(2): 285-291 (in Chinese)
- 马建华, 李剑, 宋博. 2007. 郑汴路不同运营路段路旁土壤重金属分布及污染分析[J]. *环境科学学报*, 27(10): 1734-1743
- Ma J H, Li J, Song B. 2007. Contamination and spatial distribution of heavy metals in the soils of different operating sections along the Zhengzhou-Kaifeng highway [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 27(10): 1734-1743 (in Chinese)
- Matheron G. 1963. Principles of geostatistics [J]. *Economic Geology*, 58(8): 1246-1266
- Münch D. 1993. Concentration profiles of arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, zinc, vanadium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in forest soil beside an urban road [J]. *Science of the Total Environment*, 138(1/3): 47-55
- Ordoñez A, Loredó J, Demiguel E, *et al.* 2003. Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in Northern Spain [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(2): 160-170
- Oztas T, Ata S. 2002. Distribution patterns of lead accumulation in roadside soils: a case study from Erzurum, Turkey [J]. *International Journal of Environment and Pollution*, 18(2): 190-196
- 史文娇, 岳天祥, 石晓丽, 等. 2012. 土壤连续属性空间插值方法及其精度的研究进展[J]. *自然资源学报*, 27(1): 165-177
- Shi W J, Yue T X, Shi X L, *et al.* 2012. Research progress in soil property interpolators and their accuracy [J]. *Journal of Natural Resources*, 27(1): 165-177 (in Chinese)
- 宋吉明, 侯春芳. 1985. 汽车尾气中的铅在公路旁水稻叶片中的积累[J]. *环境保护科学*, 11(1): 40-42
- Song J M, Hou C F. 1985. Lead accumulation in rice leaves along the road from automobile exhaust [J]. *Environmental Protection Science*, 11(1): 40-42 (in Chinese)
- Sutherland R A, Day J P, Busseno B. 2003. Lead concentrations, isotope ratios, and source apportionment in road deposited sediments, Honolulu, Oahu, Hawaii [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 142(1/4): 165-186
- Sutherland R A, Tolosa C A. 2001. Variation in total and extractable elements with distance from roads in an urban watershed, Honolulu, Hawaii [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 127(1/4): 315-338
- Suzuki K, Yabuki T, Ono Y. 2009. Roadside *Rhododendron pulchrum* leaves as bioindicators of heavy metal pollution in traffic areas of Okayama, Japan [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149(1/4): 133-141
- Swaileh K M, Hussein R M, Abu-Elhaj S. 2004. Assessment of heavy metal contamination in roadside surface soil and vegetation from the West Bank [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47(1): 23-30
- 汤国安, 杨昕. 2006. ArcGIS 地理信息系统空间分析实验教程[M]. 北京: 科学出版社. 372-425
- Tang G A, Yang X. 2006. Experimental Tutorials of ArcGIS Spatial Analysis [M]. Beijing: Science Press. 372-425 (in Chinese)
- 田雷, 董德明, 魏强, 等. 2011. 3 种空间插值方法在道路尘中 Pb 监测数据统计处理中的应用比较[J]. *吉林大学学报(理学版)*, 49(5): 964-968
- Tian L, Dong D M, Wei Q, *et al.* 2011. Comparison of three spatial interpolation methods for statistical processing of Lead monitoring data in road dust [J]. *Journal of Jilin University (Science Edition)*, 49(5): 964-968 (in Chinese)
- Van Bohemen H D, Janssen Van De Laak W H. 2003. The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality [J]. *Environmental Management*, 31(1): 50-68
- 王慧, 郭晋平, 张芸香, 等. 2010. 公路绿化带对路旁土壤重金属污染格局的影响及防护效应——以山西省主要公路为例[J]. *生态学报*, 30(22): 6218-6226
- Wang H, Guo J P, Zhang Y X, *et al.* 2010. Influences and protective effects of roadside tree-belt on heavy metal pollution of roadside soils: a case study of major roads in Shanxi [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 30(22): 6218-6226 (in Chinese)
- 王劲峰. 2006. 空间分析[M]. 北京: 科学出版社. 76-84
- Wang J F. 2006. Spatial Analysis [M]. Beijing: Science Press. 76-84 (in Chinese)
- Wang X S, Qin Y, Chen Y K. 2006. Heavy metals in urban roadside soils, Part 1: effect of particle size fractions on heavy metals partitioning [J]. *Environmental Geology*, 50: 1061-1066
- 王政权. 1999. 地统计学及其在生态学中的应用[M]. 北京: 科学出版社. 32-35
- Wang Z Q. 1999. Geostatistics in Ecology [M]. Beijing: Science Press. 32-35 (in Chinese)
- 谢云峰, 陈同斌, 雷梅, 等. 2010. 空间插值模型对土壤 Cd 污染评价结果的影响[J]. *环境科学学报*, 30(4): 847-854
- Xie Y F, Chen T B, Lei M, *et al.* 2010. Impact of spatial interpolation methods on the estimation of regional soil Cd [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 30(4): 847-854 (in Chinese)
- Zehetner F, Rosenfellner U, Mentler A, *et al.* 2008. Distribution of road salt residues, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons across a highway-forest interface [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 198(1/4): 125-132
- 张辉, 马东升. 1998. 公路重金属污染的形态特征及其解吸、吸持能力探讨[J]. *环境化学*, 17(6): 564-568
- Zhang H, Ma D S. 1998. An approach to the characteristics of heavy metal phases as well as the capacity of desorption and adsorption in soils about heavy metal pollution formed by highway [J]. *Environmental Chemistry*, 17(6): 564-568 (in Chinese)