

# 纵向岭谷区公路沿线土壤表层重金属空间分异特征

朱建军, 崔保山, 杨志峰\*, 董世魁, 姚华荣

(水环境模拟国家重点实验室, 北京师范大学环境学院, 北京 100875)

**摘要:**以纵向岭谷区内云南省境内的丽江—景洪公路沿线作为案例研究区, 根据路段所处的地理位置、公路等级、修建的时段, 将其分为北段、中段和南段。通过公路沿线 94 个样点的土壤表层重金属全量分析, 研究了土壤重金属沿公路的纵向、横向和垂向分异特征性。在纵向上, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd, As, Mg 和 Mn 等 8 种重金属全量存在北段高于中段和南段的特征; 相关性分析结果表明公路建设对铅、镉、锌的纵向差异存在一定影响。横向空间分异性显示, 虽然在不同的土壤种类和利用方式下, 土壤重金属含量值差异很大, 但公路沿线重金属与公路距离之间存在显著相关关系, 表明公路对横向的空间分异性存在决定性影响, 影响带宽度约为 50m; 垂向分析结果表明, 自然土壤中重金属的垂向分异性不如横向分异明显, 仅显示在近公路处有重金属富集现象; 而在公路施工区, 受人工护坡等工程的局部影响, 垂向分异性不显著。

**关键词:**重金属; “三向”分异特征; 公路沿线; 纵向岭谷区

**文章编号:** 1000-0933(2006)01-0146-08 **中图分类号:** Q149, S154, S158.2 **文献标识码:** A

## Spatial distribution and variability of heavy metals contents in the topsoil along roadside in the Longitudinal Range-Gorge Region in Yunnan Province

ZHU Jian-Jun, CUI Bao-Shan, YANG Zhi-Feng\*, DONG Shi-Kui, YAO Hua-Rong (State Key Laboratory of Water Environmental Simulation, School of environment Beijing Normal University, Beijing 100875, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(1): 146 ~ 153.

**Abstract:** Heavy metals accumulated in soils were characterized by polluting large area, non-degradation, and difficulty to clean etc. With human activities, the pollution of heavy metals becomes more and more serious and arouses more attentions by environmentalists and correlative scholars. Longitudinal Range-Gorge Region, located in South-West of China, has many mountain ridges and valleys stretching from north to south. Because of the local native environment, road is the major traffic method. By far the majority of the studies on the impact of road construction on the contents of heavy metals in roadside soils was conducted on the small scale. We report the spatial distribution and variation of heavy metal contents in the roadside topsoils along the longitudinal, transverse and upright directions on the large scale.

In order to provide available study instruct and method on macroscopy scale, the road was divided into three segments: north, middle and south segment. Soil samples were taken at 94 locations from roadside soils along the north, middle and south parts of the Lijiang-Jinghong road in Yunnan Province. The total contents of heavy metals in the soil samples were determined. The following results were found:

(1) In longitudinal direction, the concentrations of Cu, Zn, Pb, Cr, Cd, As, Mg and Mn in roadside soils were higher for the north segment than those for the middle and south segments. Correlation analysis indicated that the construction of road absolutely impacted the longitudinal distribution of Pb, Cd and Zn content in the roadside soils.

(2) In transverse direction, the contents of heavy metals in roadside soils varied in uniform trend with soil types and soil

**基金项目:** 国家重点基础研究发展计划(973)资助项目(2003CB415104)

**收稿日期:** 2005-08-20; **修订日期:** 2005-11-20

**作者简介:** 朱建军(1968~), 河北保定人, 博士生, 副教授, 主要从事环境评价、规划与管理研究. E-mail: zhujianjun10000@126.com

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: zfyang@bnu.edu.cn

**Foundation item:** National Basic Research Program of China (973) (No. 2003CB415104)

**Received date:** 2005-08-20; **Accepted date:** 2005-11-20

**Biography:** ZHU Jian-Jun, Ph. D. candidate, Associate professor, mainly engaged in environmental assessment, planning and management. E-mail: zhujianjun10000@126.com

utilization manners, indicating that the construction of road had crucial impact on the transverse spatial variability of heavy metal contents. This impact extended to 50 m away from the road.

(3) In vertically direction, the spatial variability of heavy metal contents in native soils was not significant and heavy metals were concentrated only in the roadside soils close to the road. Because of the local influence of artificial counterfort, there was no vertical spatial variability in constructing area.

**Key words:** heavy metals; three-side spatial variability; roadside; longitudinal range-gorge region

纵向岭谷区(longitudinal range-gorge region)<sup>[1]</sup>是我国西南以纵向山系和大河为主体特征,并以其南北向发育、东西向展布的巨大山系和深切河谷为格局的纵向山系河谷景观。云南省元江(下游称红河)以西的横断山系纵谷区是纵向岭谷区的主要组成部分。由于区域自然环境特殊,公路成为该区最主要的交通方式。云南省交通规划<sup>①</sup>显示,纵向岭谷区内公路里程占云南省总规划里程的80%以上。公路建设特别是高等级的陆路大通道建设,作为生态干扰作用强烈的人类活动,给生态系统带来了诸多影响<sup>[2-8]</sup>。其中,公路建设和运营期间的重金属污染,由于范围广、持续时间长、污染物不易降解等特点,成为目前公路建设生态干扰作用的研究热点。

对于土壤重金属的研究,研究内容多集中在重金属对土壤微生物的影响<sup>[9]</sup>、重金属在植物体内的积累及植物对重金属毒害的生理生态效应等方面<sup>[10]</sup>,研究区多选择在城区及其周边地区<sup>[11]</sup>,研究尺度多集中在小尺度的样点研究与污染评价上<sup>[12]</sup>。而从较大尺度上,对公路沿线纵向、横向和垂向的空间分异研究,至今尚未见诸报端。本文基于纵向岭谷区南北通道、东西阻隔的特点,探讨公路沿线土壤表层重金属的空间分异特征及其与公路建设的联系,为从宏观尺度上揭示公路建设的生态环境效应提供理论依据,同时为相关研究提供可借鉴的研究思路与方法。

## 1 研究区概况与分析方法

### 1.1 研究区概况

以纵向岭谷区内云南省境为研究区,以丽江—大理—保山—临沧—景洪公路沿线的土壤表层重金属为研究对象(图1),开展土壤重金属沿公路的纵向、横向和垂向分异特征研究。根据公路所在位置、公路等级和建设时段,将公路分为北、中、南三段。其中北段为丽江—大理二级公路,全长180km,为老公路。中段为大理—保山高速公路,全长186km,为新建公路。南段临沧(博尚)—景洪(勐海)为老公路,全长362km,含三级公路18km,四级公路344km。自北向南,跨越亚热带、热带高原季风气候区。公路沿线土壤类型多样,主要分属4个土壤带,砖红壤带、赤红壤带、红壤带和黄棕壤带、棕壤带。北段公路沿线土壤主要为棕色针叶林土和草甸土,中段主要为黄壤、红壤和水稻土,南段主要为红壤、砖红壤和赤红壤。三段公路的坝区主要以水稻土为主。

### 1.2 样品采集与分析方法

(1)采样方案 自2004年11月中旬至12月初,采用GPS定位,在研究区北、中、南三段公路沿线(北起丽

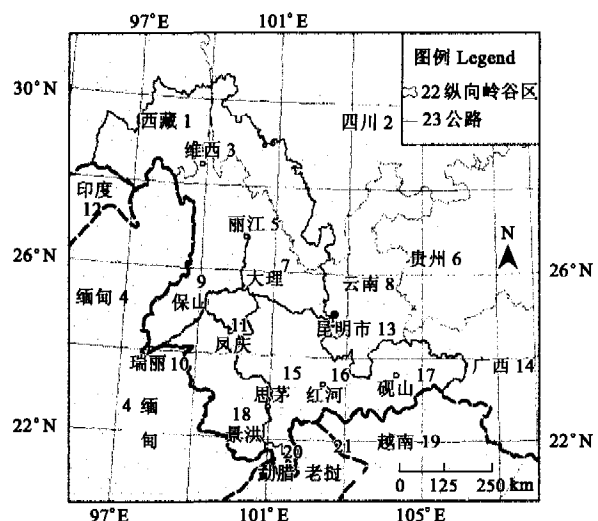


图1 研究区地理位置图

Fig.1 Map of study position

1. Xizang; 2. Sichuan; 3. Weixi; 4. Miandian; 5. Lijiang; 6. Guizhou; 7. Dali;
8. Yunnan; 9. Baoshan; 10. Ruili; 11. Fengqing; 12. India; 13. Kunming; 14.
- Guangxi; 15. Simao; 16. Honghe; 17. Yanshan; 18. Jinghong; 19. Vietnam; 20.
- Mengla; 21. Laos; 22. Longitudinal Range-Gorge Region; 23. Road

江,南至景洪)布设 94 个代表性的样点(样点布局涵盖了不同的土壤类型)。其中北段布点 19 个,中段布点 37 个,南段布点 28 个(表 1)。每个样点取表层土(0~30cm),所取样品均为 3 个测点的混合样品。为减小公路外的其它因素影响,在样点选择时避开特殊地点,如加油站、采石场、垃圾堆放场、村庄等影响源。

(2)样品处理方法 土壤样品经风干、研磨,过 100 目筛,准确称取 0.1g,置入聚四氟乙烯罐中,加入 3ml 硝酸、1ml 高氯酸、1ml 氢氟酸,放于不锈钢外套中于烘箱中 160℃加热 4~5h,冷却后取出罐,在电热板上敞口加热去硅及残留的氢氟酸,待大量白烟冒尽,样品呈可流动球珠状时取下,加入 1ml 硝酸,微热,冷却至常温,用高纯水定容至 10ml,用法国 JY-ULTIMA 型 ICP-AES 电感耦合等离子光谱仪测定 Pb、As、Cr、Zn、Cd、Mn、Mg、Cu 等 8 种重金属元素的含量。

(3)数据分析方法 采用 SPSS12.0 软件,将所有样品的重金属含量原始数据进行标准化,求出各类土壤的重金属含量平均值、标准差,并进行相关性分析。

表 1 采样点地理位置  
Table 1 Sampling position

| 路段<br>Road         | 样点<br>Sampling | 经度<br>Longitude | 纬度<br>Latitude | 海拔(m)<br>Altitude | 路段<br>Road         | 样点<br>Sampling | 经度<br>Longitude | 纬度<br>Latitude | 海拔(m)<br>Altitude |
|--------------------|----------------|-----------------|----------------|-------------------|--------------------|----------------|-----------------|----------------|-------------------|
| 丽江—大理 <sup>1</sup> | 1~6            | 100°11'         | 26°18'         | 2221~2229         | 大理—保山 <sup>2</sup> | 41~45          | 99°42'          | 25°24'         | 2310~2448         |
| 丽江—大理 <sup>1</sup> | 7~12           | 100°10'         | 26°05'         | 2517~2561         | 大理—保山 <sup>2</sup> | 46~50          | 99°43'          | 25°24'         | 2315~2419         |
| 丽江—大理 <sup>1</sup> | 13~15          | 100°04'         | 100°08'        | 2442~2470         | 大理—保山 <sup>2</sup> | 50~56          | 98°22'          | 24°20'         | 1637~1840         |
| 丽江—大理 <sup>1</sup> | 16~19          | 100°09'         | 26°12'         | 2435~2487         | 临沧—景洪 <sup>3</sup> | 57~65          | 100°07'         | 24°40'         | 1301~1546         |
| 大理—保山 <sup>2</sup> | 20~23          | 99°13'          | 25°15'         | 1796~1780         | 临沧—景洪 <sup>3</sup> | 66~73          | 100°05'         | 24°44'         | 908~1270          |
| 大理—保山 <sup>2</sup> | 24~35          | 99°13'          | 25°16'         | 1641              | 临沧—景洪 <sup>3</sup> | 74~79          | 100°53'         | 22°07'         | 787~870           |
| 大理—保山 <sup>2</sup> | 36~40          | 99°30'          | 25°25'         | 1644              | 临沧—景洪 <sup>3</sup> | 80~94          | 100°52'         | 22°06'         | 870~929           |

1 Lijiang—Dali, 2 Dali—Baoshan, 3 Lincang—Jinghong

2 结果与讨论

2.1 重金属全量沿公路的纵向空间分异

2.1.1 土壤表层重金属含量状况 公路沿线土壤表层八种重金属全量的分析结果显示(表 2),公路北段重金属全量的实测平均值均高于中段和南段。其中铅、镉、铜在北段的平均值是中段的 4 倍以上,铅、砷、镉、镁、铜北段平均值超过南段的 4 倍以上。中段重金属全量除 Zn 和 Cd 含量平均值略低于南段外,其他元素含量均高于南段,约为南段的 1~2 倍,因此从总体上看,沿线土壤表层重金属全量自北向南逐渐降低。

研究区公路沿线土壤重金属实测平均值与中国土壤中重金属平均含量<sup>[13]</sup>的对比结果显示,3 个路段土壤中镉的含量值均较高,在北段、中段和南段约为中国土壤平均含量的 66.7 倍、11.8 倍和 14.6 倍。公路北段 8 种重金属全量值均高于全国平均含量,最高(镉)达 66.7 倍,最低(锌)为 1.8 倍。中段和南段,除隔外,其它重金属含量均接近平均值。

重金属含量的另一个表征量是污染指数(Pi),它是某种重金属全量实测平均值与相应的土壤质量标准值<sup>①</sup>的比值,根据单因子污染指数分级标准<sup>[10]</sup>, $P_i \leq 1$  非污染,  $1 < P_i \leq 2$  轻污染,  $2 < P_i \leq 3$  中污染,  $P_i > 3$  为重污染。从污染指数排序看,北段为镉 $\geq$ 砷 $\geq$ 铅 $\geq$ 铜 $\geq$ 铬 $\geq$ 锌,其中铅、镉、镁、铜为重污染,砷、铬、锰为中污染,锌为轻污染。中段排序为镉 $\geq$ 砷 $\geq$ 铬 $\geq$ 锌 $\geq$ 铜 $\geq$ 铅,其中镉为重污染,镁为中污染,铅、砷、铬为轻污染。南段镉 $\geq$ 铬 $\geq$ 锌 $\geq$ 铜 $\geq$ 砷 $\geq$ 铅,其中镉为重污染,铅、镁为轻污染。

2.1.2 重金属相关性分析 研究土壤中重金属含量的相关性可以推测重金属的来源是否相同<sup>[14]</sup>,如果重金属含量有显著的相关性,说明其同源的可能性较大,否则来源可能不止一个。3 个路段的相关性分析结果显示(表 3):北段铅与镉、锌、铜相关性较强,与铬呈负相关;中段铅与镉、锌、铜有较强的相关性;南段铅与锌、镉、镁、铜、铬相关性较强。可以看出 3 个路段中铅、镉、铜、锌均有较强的相关性,说明 4 种重金属来源相同。

① 土壤环境质量标准(GB15618-1995)

当前的有关研究表明,公路重金属污染物主要为镉、铅、铜<sup>[12]</sup>,由此可以初步判定研究区此 3 种污染物主要来自于公路建设。

表 2 公路沿线土壤重金属全量分析结果

| Table 2 Analyze result of heavy metals in topsoil along roadside |                                                  |        |       |        |        |       |         |         |       |
|------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|--------|-------|--------|--------|-------|---------|---------|-------|
| 路段 Segment                                                       | 项目 Item                                          | Pb     | As    | Cr     | Zn     | Cd    | Mn      | Mg      | Cu    |
| 北段<br>North segment<br>n = 19                                    | 国家二级标准值 Secondary standary                       | 300    | 30    | 200    | 250    | 0.6   | —       | —       | 100   |
|                                                                  | 中国土壤平均值 <sup>[11]</sup> Mean of China soil       | 24.3   | 13.8  | 71     | 83.1   | 0.082 | 671     | 671     | 24    |
|                                                                  | 实测平均值 Mean of roadtest                           | 287    | 40.47 | 164.92 | 147.65 | 5.47  | 1572.66 | 6414.38 | 89.77 |
|                                                                  | 标准差 Standard deviation                           | 193.47 | 16.23 | 49.48  | 41.24  | 3.08  | 755.49  | 4931.39 | 24.87 |
|                                                                  | 污染指数 Pollution index                             | 0.96   | 1.35  | 0.82   | 0.59   | 9.12  | —       | —       | 0.90  |
| 中段<br>Middle segment<br>n = 37                                   | 实测平均值/土壤平均值 Mean of roadtest/ Mean of China soil | 11.8   | 2.9   | 2.3    | 1.8    | 66.7  | 2.3     | 9.6     | 3.7   |
|                                                                  | 实测平均值 Mean of roadtest                           | 45.73  | 15.25 | 85.1   | 59.56  | 0.97  | 548.79  | 1787.85 | 21.19 |
|                                                                  | 标准差 Standard deviation                           | 26.96  | 13.89 | 25.34  | 27.90  | 0.61  | 373.67  | 1379.60 | 10.15 |
|                                                                  | 污染指数 Pollution index                             | 0.15   | 0.51  | 0.43   | 0.24   | 1.62  | —       | —       | 0.21  |
| 南段<br>South segment<br>n = 28                                    | 实测平均值/土壤平均值 Mean of roadtest/ Mean of China soil | 1.9    | 1.1   | 1.2    | 0.7    | 11.8  | 0.8     | 2.7     | 0.9   |
|                                                                  | 实测平均值 Mean of roadtest                           | 35.64  | 5.31  | 57.04  | 63.34  | 1.2   | 509.68  | 1258.52 | 18.54 |
|                                                                  | 标准差 Standard deviation                           | 17.56  | 4.57  | 20.55  | 34.38  | 0.83  | 327.08  | 996.06  | 7.61  |
|                                                                  | 污染指数 Pollution index                             | 0.12   | 0.18  | 0.29   | 0.25   | 2.00  | —       | —       | 0.19  |
|                                                                  | 实测平均值/土壤平均值 Mean of roadtest/ Mean of China soil | 1.5    | 0.4   | 0.8    | 0.8    | 14.6  | 0.8     | 1.9     | 0.8   |

表 3 公路沿线表层土壤重金属全量相关性

| Table 3 Correlation of heavy metals in topsoil along roadside |    |             |           |             |           |           |         |         |    |
|---------------------------------------------------------------|----|-------------|-----------|-------------|-----------|-----------|---------|---------|----|
|                                                               |    | Pb          | As        | Cr          | Zn        | Cd        | Mn      | Mg      | Cu |
| 北段<br>North segment<br>n = 19                                 | Pb | 1           |           |             |           |           |         |         |    |
|                                                               | As | - 0.507     | 1         |             |           |           |         |         |    |
|                                                               | Cr | - 0.893 * * | 0.632     | 1           |           |           |         |         |    |
|                                                               | Zn | 0.966 *     | - 0.553   | - 0.926 * * | 1         |           |         |         |    |
|                                                               | Cd | 0.97 *      | - 0.379   | - 0.856 * * | 0.91 * *  | 1         |         |         |    |
|                                                               | Mn | 0.58        | - 0.525   | - 0.791 *   | 0.727 *   | 0.557     | 1       |         |    |
|                                                               | Mg | - 0.431     | 0.685     | 0.439       | - 0.557   | - 0.281   | - 0.396 | 1       |    |
|                                                               | Cu | 0.607 *     | 0.083     | - 0.474     | 0.382     | 0.43      | 0.555   | - 0.105 | 1  |
| 中段<br>Middle segment<br>n = 37                                | Pb | 1           |           |             |           |           |         |         |    |
|                                                               | As | 0.034       | 1         |             |           |           |         |         |    |
|                                                               | Cr | 0.046       | 0.065     | 1           |           |           |         |         |    |
|                                                               | Zn | 0.43 * *    | 0.237     | 0.232       | 1         |           |         |         |    |
|                                                               | Cd | 0.748 * *   | 0.24      | 0.036       | 0.361 *   | 1         |         |         |    |
|                                                               | Mn | 0.08        | - 0.016   | 0.075       | 0.193     | 0.069     | 1       |         |    |
|                                                               | Mg | 0.229       | 0.145     | 0.407 * *   | 0.235     | 0.225     | 0.118   | 1       |    |
|                                                               | Cu | 0.634 *     | 0.368     | 0.244       | 0.686     | 0.252     | - 0.041 | 0.068   | 1  |
| 南段<br>South segment<br>n = 28                                 | Pb | 1           |           |             |           |           |         |         |    |
|                                                               | As | 0.685 * *   | 1         |             |           |           |         |         |    |
|                                                               | Cr | 0.608 * *   | 0.482 * * | 1           |           |           |         |         |    |
|                                                               | Zn | 0.724 * *   | 0.774 * * | 0.6 * *     | 1         |           |         |         |    |
|                                                               | Cd | 0.726 * *   | 0.82 * *  | 0.532 * *   | 0.857 * * | 1         |         |         |    |
|                                                               | Mn | 0.345       | 0.409 *   | 0.291       | 0.513 * * | 0.398 *   | 1       |         |    |
|                                                               | Mg | 0.543 * *   | 0.906 * * | 0.534 * *   | 0.693 * * | 0.768 * * | 0.432 * | 1       |    |
|                                                               | Cu | 0.622 *     | 0.512 *   | 0.854 *     | 0.717 *   | 0.654 *   | 0.229   | 0.54 *  | 1  |

\* \*  $p < 0.01$ , \*  $p < 0.05$

2.2 重金属全量沿公路的横向空间分异

根据上述分析,选择与公路影响相关的铅、镉、铜为研究对象,进一步研究重金属全量沿公路的横向空间

变异,通过研究代表性样线中重金属全量随着距公路垂直距离的变化,分析公路对土壤重金属全量的影响。考虑到公路沿线土地利用方式和土壤类型的差异性,将公路沿线土壤概化为人工土壤和自然土壤2类,前者指受人类耕作活动改造较大的土壤,如农田土壤(水稻土),为更加准确地区分人为影响,再将农田土壤进一步分为农田土和田埂土,后者指未经耕作的,受人类干扰相对较小的土壤。

人工土壤的采样线布设在大保高速公路板桥入口处(东经  $99^{\circ}13'$ , 北纬  $25^{\circ}16'$ , 海拔 1641m, 地形坡度  $2^{\circ}$ ) 的农田及田埂, 农作物为油菜。样线垂直于公路, 样点分别位于距公路 5m, 10m, 20m, 50m, 100m, 200m 距离处。3 种重金属全量变化规律由图 2 表示。图中(a)为农田土, (b)为田埂土。农田土中 3 种重金属含量均略高于田埂; 铅和铜的含量随着与道路的距离增加, 从 0~20m 呈上升趋势, 至 20m 附近达到峰值; 农田中峰值达  $95.67\mu\text{g/g}$  和  $51.39\mu\text{g/g}$ , 田埂中达  $62.56\mu\text{g/g}$  和  $53.90\mu\text{g/g}$ , 超过这一距离, 全量值迅速下降, 至 50m 之外全量值呈稳定状态。镉的全量峰值区与铅和铜相似, 农田中在 20m 处达到  $6.43\mu\text{g/g}$  的峰值, 田埂中峰值出现在 10m 处的测点, 为  $2.66\mu\text{g/g}$ , 20m 处为  $2.48\mu\text{g/g}$ , 在超过 20m 距离后, 镉的全量值急剧下降, 至 100m 距离处下降至最低值, 100 至 200m 距离处又有所上升。

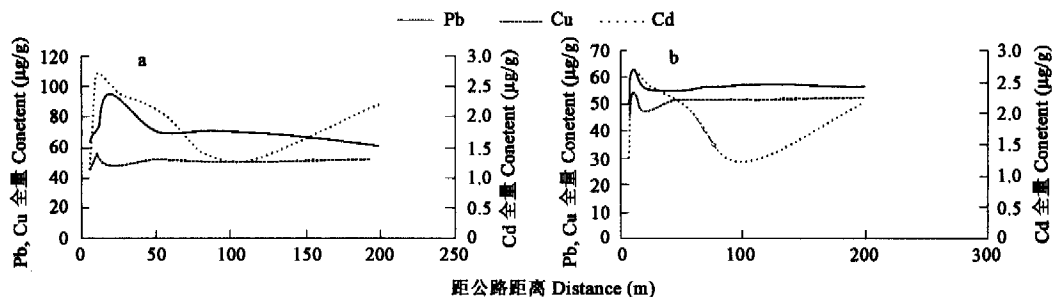


图 2 人工土壤中重金属全量与距公路距离的变化关系

Fig. 2 The relation of metal contents and distance to road in artificially soil

自然土壤的样线布设在永平小田坝(东经  $99^{\circ}30'$ , 北纬  $25^{\circ}25'$ , 海拔 1644m, 地形坡度  $20^{\circ}$ )。植被以麻栎、杜鹃等灌木为主。样线垂直于公路, 样点分别位于距公路 5, 10, 20, 50 和 100m 距离处。自然土壤中 3 种重金属全量随着距道路的距离增加而增加(图 3), 从 0~10m 呈上升趋势, 至 10m 附近达到峰值, 铅、铜、镉的全量值分别达到  $13.57\mu\text{g/g}$ ,  $0.49\mu\text{g/g}$ ,  $20.11\mu\text{g/g}$ 。从 10~20m 的范围内, 全量值迅速下降, 在 50m 之外全量值基本较为稳定。

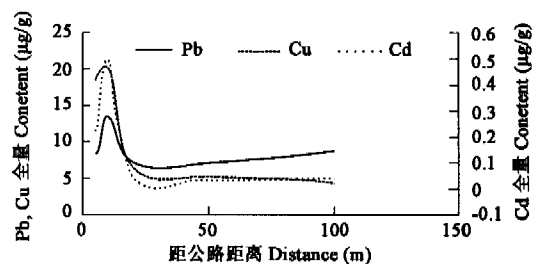


图 3 自然土壤中重金属全量与公路距离的关系

Fig. 3 The relation of metal contents and distance to road in nature soil

### 2.3 重金属全量沿公路的垂向空间分异

公路沿线的垂向空间分异可以通过对沿线坡度较大的山体中, 不同海拔高度的土壤重金属全量的分析得出。公路沿线坡体中的土壤类型可以概化为两种, 一种为自然条件下的土壤类型, 一种是经工程改造过的土壤类型。研究样线共两条, 分别位于万宝山隧道东 200m 和 1800m 处山坡(东经  $99^{\circ}42'$ , 北纬  $25^{\circ}24'$ , 海拔 2310~2448m, 坡度  $30^{\circ}$ )。前者为自然土壤类型, 坡体以自然灌木林为主, 后者为人工护坡, 坡体以草本植物为主。人工护坡样点按护坡体的工程结构自下而上布点, 自然坡体通过 GPS 定位, 与人工护坡样点中的海拔高度基本相对应。3 种重金属全量沿高度的变化规律由图 4 表示, 图 4a 为自然坡面, 图 4b 为人工坡面。

自然坡体中, 3 种重金属全量在垂直高差 5m 范围内呈现峰值, 其中铅、镉、铜峰值分别为  $77.58$ 、 $2.49\mu\text{g/g}$  和  $22.61\mu\text{g/g}$ ; 超出这一高度后, 3 种重金属全量均迅速下降, 全量值接近第一个样点处, 即 2310m 处, 并呈现较为平稳的趋势。在坡顶(海拔 2419m)处, 镉含量最低, 铅含量迅速增大。在护坡体中, 3 种土壤重金属全量值

明显高于自然坡体的全量值,铅、镉、铜的最大值分别达到  $208.9$ 、 $24.9\mu\text{g/g}$  和  $34.38\mu\text{g/g}$ 。变化趋势上,除铅在近公路的  $2316\text{m}$  处略显突出外,铜、镉的变化趋势均不显著。从总体上看,重金属全量值保持相对稳定的高值状态。

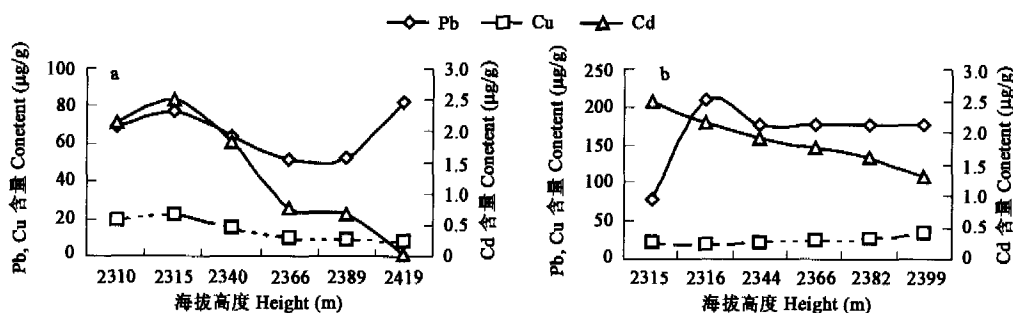


图4 土壤中重金属全量随海拔高度的变化

Fig.4 The relation of metal contents and height

## 2.4 讨论

**2.4.1 公路建设对沿线土壤表层重金属全量纵向分异的影响** 从公路沿线土壤表层重金属全量纵向变化的结果看,土壤重金属全量值总体上呈现北段高于中段和南段的特征。相关研究表明,土壤重金属分布由确定性因素和随机性因素决定。确定性因素主要包括气候、母质、土壤类型等自然因素,具有相对稳定性特点,通常在宏观时空尺度上发生作用。由于公路作用时间长、性质固定,具有相对的稳定性,因此可以视为确定性因素。随机性因素主要包括农药、化肥和塑料薄膜使用、污水灌溉、污泥施肥、固体废物堆积、矿山酸性废水污染等<sup>[14]</sup>。前者使重金属分布呈现较强的空间相关性,而后者则使空间相关性减弱,朝均一化方向发展<sup>[15]</sup>。本研究结果显示,铅、镉、铜等重金属在3个地段均具有较强的相关性,说明受确定性因素的影响较大。在确定性因素中,气候、母质、土壤类型等因素在3个路段均存在较大差异,唯有公路的影响是一致的,因此可以认为公路建设是导致重金属含量纵向差异的主要影响因素。

研究结果还表明,公路沿线铅、镉、铜3种重金属实测平均值,在北段、中段和南段均超过中国土壤中的平均含量,这从一个侧面说明了公路沿线土壤受到重金属污染。进一步结合采样点土壤类型进行研究(表4),北段采样点为棕色针叶林土,中段为黄壤和水稻土,南段为红壤、砖红壤和赤红壤。有关研究<sup>[13]</sup>显示在自然条件下,含量在正常范围以内的重金属元素,主要来源于母质,远高于背景含量的重金属可能来源于人为排放。根据这一原则,将各路段的实测平均值与相应的土壤本底值进行对比分析得出,北段公路沿线八种重金属全量的平均值远超过其自然含量,如砷平均值超过本底值近7倍,表明土壤重金属全量中,本底值所占比例较小,其量值主要受外来污染源影响。中段和南段的8种重金属全量值虽然总体上看与土壤本底值较为接近,但铅、铜和镉3种元素的全量值明显高于本底值,表明此3种土壤重金属分布受到外源影响,即受到公路建设的影响。

土壤重金属全量在3个路段的差异是其纵向分异的结果,而导致这一分异结果的原因,正是3段公路之间存在的差异性,也就是说,正是公路路段的差异引起了沿线土壤重金属的纵向分异。北段大理—丽江公路修建早、在用时间长,全段为二级公路,车流量大、以轿车为主,因此,来自于含铅汽油的燃烧,汽车轮胎磨损产生的含铅粉尘等在土壤中的累积成为沿线铅、镉、铜、铬、铜等污染物的主要来源。中段和南段公路,除大理—保山为高速公路外,其它已建公路多为三级或四级,路面主要为中低级路面,路况和通行能力较差,限制了车流量和载重能力,因此公路沿线重金属污染相对北段较轻;大理—保山段虽为高速公路,但由于此段公路为新建公路,随着含铅汽油的禁用,污染程度自然也相应减小。

**2.4.2 公路建设对沿线土壤表层重金属全量横向与垂向分异的影响** 从公路沿线土壤重金属全量与距公路距离的变化趋势上可以看出,不同的土地利用方式和土壤类型中,人工土壤中的重金属全量值高于自然土壤,

这与耕作土对来自公路污染地表水的蓄积和农田中农药、化肥等使用有关,亦即与随机性影响因素有关。但是从同质土壤的变化趋势看,二者却存在较强的相似性,即峰值均出现在距公路 20m 附近的范围内,远离公路后,量值呈现平稳状态。这充分表明横向上的空间分异是受公路的影响,公路使土壤表层重金属全量呈明显的带状分异。在农田中,镉的全量峰值区与铅和铜相似,但在 100 ~ 200m 距离处又有所上升,原因是由于样点在 200m 处接近农田的边界地带,受到施肥、污灌等的影响较大。在自然土壤中,重金属全量值呈单峰变化,峰值区出现较人工土壤早,在 10 ~ 20m 之间,其原因主要是受到地面植被与地形的影响,公路释放的重金属随大气沉降扩散,受地面灌丛和地形坡度的阻挡,在较近的距离累积,使峰值区出现比农田区更早。虽然土壤中 3 种重金属全量值大小决定于土壤类型、土地利用等因素,但不同的土壤类型间,重金属的横向空间分异规律是一致的,即公路影响带宽度一般在 50m 范围之内,其峰值出现在距公路 20m 左右的范围内,远离公路后,这种影响逐渐降低。因此可以说公路是沿线土壤表层重金属横向空间分异的决定因素。

表 4 土壤类型与重金属含量的关系 (mg/kg)

Table 4 The relation of soil type and heavy metals (mg/kg)

| 土壤类型 Category                       | Pb          | As          | Cr         | Zn         | Cd    | Mn        | Cu        |
|-------------------------------------|-------------|-------------|------------|------------|-------|-----------|-----------|
| 棕色针叶林土 Brown coniferous forest soil | 20.3        | 6.59        | 33.0       | 79.9       | 0.097 | 585       | 7.14      |
| 黄壤 Yellow soil                      | 18.1 ~ 18.4 | 13.8 ~ 14.1 | 127        | 63.8 ~ 148 | 0.097 | 374       | 18 ~ 125  |
| 红壤 Red soil                         | 18.8 ~ 25.2 | 17.3 ~ 20.1 | 80 ~ 106   | 74.2 ~ 98  | 0.097 | 196       | 24.7 ~ 33 |
| 水稻土 Paddy soil                      | 20.5        | 14.3        | 54.7       | 53.8       | 0.097 | 146       | 12.3      |
| 赤红壤 Latosolic red soil              | 33.3        | 7.51        | 42.2       | 104        | 0.097 | 327       | 12.8      |
| 砖红壤 Laterite                        | 18.5 ~ 134  | 13.7 ~ 21.1 | 74.1 ~ 107 | 49.9 ~ 409 | 0.097 | 123 ~ 638 | 18.1 ~ 24 |

垂直空间分异特征表现不如横向的空间分异显著,靠近公路的较低处自然土壤中有重金属富集现象,表明重金属污染物随扬尘进入空中,污染物因受到高达山体坡度的阻挡而不易扩散,在一定范围内发生累积;超出此范围(30m 高度)后,重金属全量值明显降低。但是,重金属含量与高度差异之间不存在负相关关系,因此可以说土壤重金属全量不存在垂向分异性。换言之,超过 30m 高度后,重金属全量值受背景值影响要大于受公路的影响。在坡顶处由于受人为活动等随机性因素的影响,铅含量的突然升高。与自然状况下的重金属分布相比,人工护坡等工程点的重金属全量值显著升高,并在整个坡体量值较为稳定,垂向分异不明显,表明重金属的垂向变化受工程建设的影响较大,包括工程材料、施工方式、施工时间等的影响。但一般来说,工程施工的影响是局部的,这种影响会随着远离施工地点而逐渐减弱。

### 3 结论

(1)公路建设对纵向岭谷区公路沿线土壤表层重金属的空间分异存在一定影响,公路沿线重金属元素全量存在南北显著分异、北段高于中段和南段的显著特点;产生纵向空间分异的原因是公路等级和修建时间的差异性。

(2)土壤全量值的大小受多种因素的影响,但是其横向空间分异性是由确定性因素—公路建设引起的。重金属全量峰值出现在距公路 20m 范围之内,超过 50m 距离后,重金属全量值趋于平稳。

(3)在垂直方向上,公路沿线土壤表层重金属全量的垂向分异现象不显著,但在距公路 5m 左右的范围内,有重金属富集的现象。在人工护坡等工程的建设地段,重金属全量值比自然地段上升较快,没有显著的垂向变化。

### References:

- [1] You W H, He D M, Duan C C. 2005. Climate Change of the Longitudinal Range-Gorge in Yunnan and its influence on the River Flow. *Acta Geographica Sinica*, 2005, 60(1): 95 ~ 105
- [2] Sherwood B, Burton J, Cutler D. Wildlife and roads: The ecological impact. Imperial College Press, 2002: 1 ~ 69
- [3] LanF Spellerberg. Ecological Effects of Roads Land reconstruction and Management Series Volume 2, Science Publisher Inc, 2002. 3 ~ 89.
- [4] Van Bohemen H D, Janssen W H, Van De Laak. The influence of Road infrastructure and Traffic on Soil, water and Air quality. *Environmental*

- Management. 2003, 3(1): 50 ~ 68.
- [ 5 ] Kenneth C, Dodd J, William J Barichivich, Lora L Smith. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, 2004(118): 619 ~ 631.
- [ 6 ] Davide Geneletti. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2004(5): 1 ~ 15.
- [ 7 ] He D M, Wu S H, Peng H, *et al.* A study of ecosystem changes in Longitudinal Range-Gorge region and trans-boundary eco-security in Southwest China. *Advances in Earth Science*, 2005, 20 (3): 338 ~ 344.
- [ 8 ] Wu S H, Dai E F, He D M. Major research perspectives on environmental and developmental issues for Longitudinal Range-Gorge region (LRGR) in Southwestern China. *Progress in Geography*, 2005, 24 (1): 31 ~ 40.
- [ 9 ] Long J, Huang C Y, Teng Y, *et al.* The microbial biomass and enzyme activities of reclaimed minesoils in the heavy metal pollution area, *CJEA*, 2004, 12 (3): 146 ~ 148.
- [ 10 ] Zhang J B, Huang W N. Advances on physiological and ecological effects of cadmium on plants. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(3): 514 ~ 523.
- [ 11 ] Hu K L, Zhang F R, Wu Y Z, *et al.* Spatial distribution of concentrations of soil heavy metals in Daxing county, Beijing. *Acta Scientiae circumstantiae*, 2004, 24(3): 463 ~ 468.
- [ 12 ] Lin J, Qiu Q R, Chen J N, *et al.* Assessment on Pollution of Heavy Metals and Metalloid in Soil Along Road. *Journal of environment and health*, 2000, 17 (5): 284 ~ 286.
- [ 13 ] Xing G X, Zhu J G. Soil microelement and rare earth element chemistry. Science Press, Beijing, 2003. 1 ~ 328.
- [ 14 ] Zheng X S, Lu A H, Gao X, *et al.* Contamination of heavy metals in soil present situation and method. *Soil and Environmental Sciences*, 2002, 11(1): 78 ~ 84.
- [ 15 ] Guo X D, Fu B J, Ma K M, *et al.* Spatial variability of soil nutrients based on geostatistics combined with GIS——A case study in Zunhua city of Hebei Province. *Chin. J. Appl. Ecol.*, 2000, 11(4): 557 ~ 563.

#### 参考文献:

- [ 1 ] 尤卫红,何大明,段长春.云南纵向岭谷区地区气候变化对河流径流量的影响. *地理学报*, 2005, 60(1): 95 ~ 105.
- [ 7 ] 何大明,吴绍洪,彭华,等.纵向岭谷区生态系统变化及西南跨境生态安全研究. *地球科学进展*, 2005, 20 (3): 338 ~ 344.
- [ 8 ] 吴绍洪,戴尔阜,何大明.我国西南纵向岭谷区环境与发展问题初步研究. *地理科学进展*, 2005, 24 (1): 31 ~ 40.
- [ 9 ] 龙健,黄昌勇,滕应,等.重金属污染矿区复垦土壤微生物生物量及酶活性的研究. *中国生态农业学报*, 2004, 12(3): 146 ~ 148.
- [ 10 ] 张金彪,黄维南.镉对植物的生理生态效应的研究进展. *生态学报*, 2000, 20(3): 514 ~ 523.
- [ 11 ] 胡克林,张凤荣,吕贻忠,等.北京市大兴区土壤重金属含量的空间分布特征. *环境科学学报*, 2004, 24(3): 463 ~ 468.
- [ 12 ] 林健,邱卿如,陈建安,等.公路旁土壤中重金属和类金属污染评价. *环境与健康杂志*, 2000, 17(5): 284 ~ 286.
- [ 13 ] 邢光喜,朱建国.土壤微量元素和稀土元素化学.北京:科学出版社, 2003. 1 ~ 328.
- [ 14 ] 郑喜坤,鲁安怀,高翔,等.土壤中重金属污染现状与防治方法. *土壤与环境*, 2002, 11(1): 79 ~ 84.
- [ 15 ] 郭旭东,傅伯杰,马克明,等.基于 GIS 和地统计学的土壤养分空间变异特征研究——以河北省遵化市为例. *应用生态学报*, 2000, 11(4): 557 ~ 563.