

# 贵黄公路沿线重金属分布特征、来源解析及风险评价

何本蜻<sup>1,2</sup>, 王中伟<sup>1,2</sup>, 张婷<sup>3</sup>, 刘剑峰<sup>1,2</sup>, 刘玉龙<sup>1,2</sup>, 梁钟璇<sup>1,2</sup>,  
陶发祥<sup>1</sup>, 刘晓静<sup>4</sup>, 陈玖斌<sup>3,\*</sup>

(1.中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081; 2.中国科学院大学 北京 100049;  
3.天津大学 表层地球系统科学研究院, 天津 300072; 4.贵州省环境工程评估中心, 贵阳 550002)

**摘要:** 本研究以贵州省的贵黄公路作为研究对象, 分析道路两侧灰尘、土壤和植物样品中的重金属 Cr、Cd、Cu、Zn 和 Pb 的分布特征, 判定其可能源, 并且通过锌同位素进行初步验证。结果表明, 在道路两侧的灰尘和土壤中富集大量重金属, 其中重金属锌富集能力最强, 重金属元素绝大部分来自汽车的部件如轮胎、刹车片的磨损。使用地积累指数法和潜在生态风险指数法对重金属污染程度和生态环境的风险水平进行评价, 发现公路周围环境中重金属元素 Cr、Zn、Cu、Cd 和 Pb 均存在一定的风险危害, 整体达到低到中等风险水平, 其中 Cd 对环境的危害最高。

**关键词:** 重金属; 公路; 分布特征; 锌同位素; 环境生态风险

中图分类号: X142 文献标识码: A 文章编号: 1672-9250(2021)02-0164-08 doi: 10.14050/j.cnki.1672-9250.2020.48.091

20 世纪以来随着经济的高速发展, 我国的城镇化也在加速发展, 而城镇化发展需要公路的引导, 将一些老区、封闭地区与经济发达的区域相连接, 以此来达到共同、协调、一体化发展。公路的建设和汽车的生产使用, 消耗能源的同时, 也对环境造成了潜在的危害。交通污染虽不能与工业污染相提并论, 但在城市和交通枢纽周围环境污染中仍占有重要比例。如 2013 年 1 月我国多城市持续遭受雾霾天气的影响, 而根据相关的研究, 交通污染可能是主要原因之一, 和其他来源构成多重复合污染<sup>[1]</sup>。交通主要会对地面环境造成潜在的重金属危害。交通产生的重金属除部分来自运输物质外, 绝大部分来自轮胎、轴承和刹车片本身的摩擦以及与路面摩擦过程中所产生的颗粒物<sup>[2-3]</sup>。然而, 迄今有关公路周围环境重金属污染风险研究还非常有限。公路灰尘的粒径较小, 在一定外动力条件下, 很容易再次扬起, 传播并沉积到道路周围环境土壤中。道路灰尘往往富集重金属。一方面, 重金属进入土壤后与土壤中的多介质组分发生交互作用, 破坏植物和微生物的生存环境, 引起土壤退化,

生物多样性消失等<sup>[4]</sup>; 另一方面, 这些重金属可能会通过呼吸道和皮肤被人体吸收或直接摄入, 在人体内产生累积, 最终造成人体健康危害。由于环境重金属具有不可降解性, 而我国西南喀斯特地区生态环境脆弱, 生态系统一旦受到污染很难恢复, 因此喀斯特地区公路周围环境重金属污染及其风险研究形势紧迫。为此, 我们选择贵黄公路及周围环境进行重金属的分布特征、来源分析及风险评价。

## 1 样品采集与分析

### 1.1 样品采集

经过实地勘察贵黄公路之后, 选择三个远离工业污染的典型采样点, 分别位于黄果树镇(H1)、大西桥镇(H2)和黑寨(H3)(图 1), 进行样品收集。采样点与公路的距离自 0.2 m 至 30 m, 各点根据现场情况调整。为避免雨水对道路的冲刷, 选择在连续一周无降雨天气后进行采样, 采样于 2017 年 12 月 23 日完成。采集样品包括采样点附近的灰尘、土壤和植物。样品还包括在附近汽车修理厂收集的磨损较重及轻微磨损的轮胎及刹车片各两个。采

收稿日期: 2020-02-10; 改回日期: 2020-05-19

基金项目: 国家重点研发计划(2019YFC1804400); 国家自然科学基金(U1612442、41625012)。

第一作者简介: 何本蜻(1993-), 女, 硕士研究生, 研究方向为锌稳定同位素环境地球化学。E-mail: fcjrz@163.com.

\* 通讯作者: 陈玖斌(1971-), 男, 研究员, 博士生导师, 研究方向为金属稳定同位素地球化学和微量元素地球化学。E-mail: jbchen@tju.edu.cn.

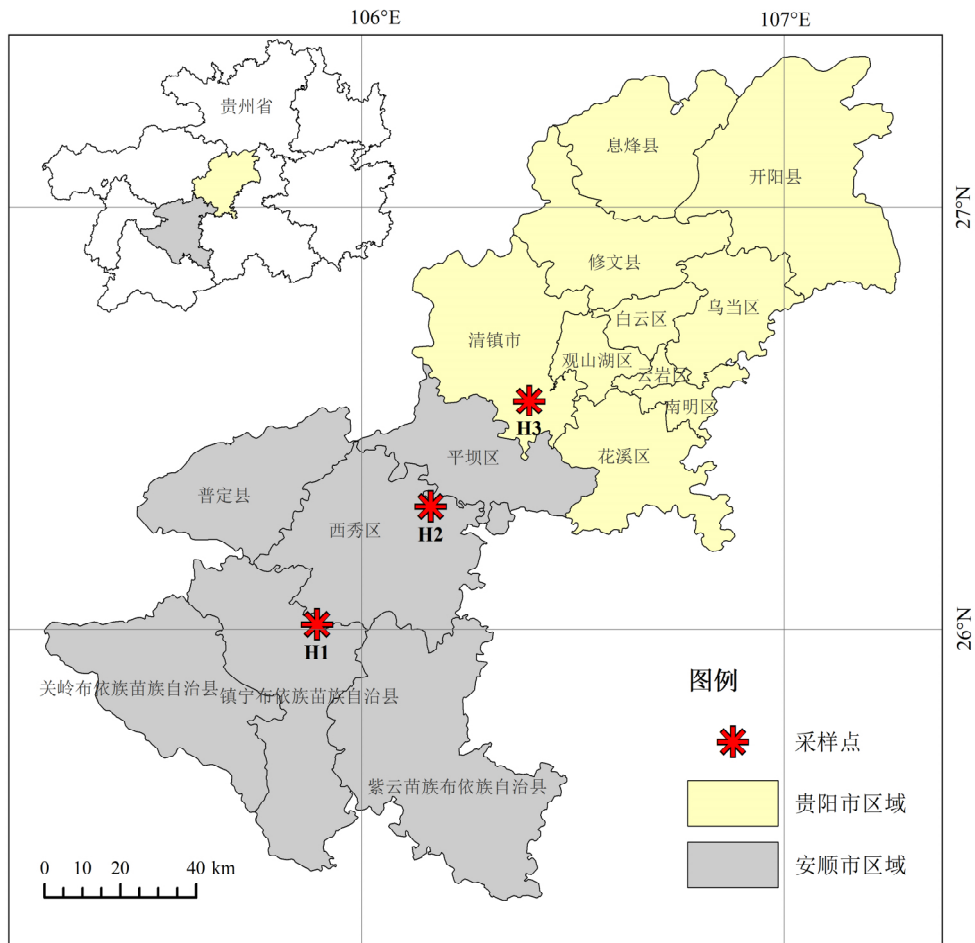


图 1 采样点位置图

Fig.1 Map of sampling point

样用到的陶瓷刀、离心管、刷子和刷盘等均在采样前用 5% HNO<sub>3</sub> 浸泡 48 h, 然后用去离子水冲洗三遍并在通风橱中风干备用。

## 1.2 样品处理和分析

### 1.2.1 仪器和试剂

实验室用水均为去离子水(电阻率为 18.2 Ω·cm, Millipore 美国)。实验采用工艺超纯级硝酸和盐酸为 国药集团化学试剂有限公司生产, 且经过 Savillex DST 1000 亚沸蒸馏器(美国 Savillex)进行纯化处理。氢氟酸为 国药集团化学试剂有限公司生产的优级纯, 使用自制 Teflon 亚沸蒸馏装置进行纯

化处理。国家一级标准土壤物质 GBW07405( GSS-5) 用于进行实验和方法验证。

### 1.2.2 样品重金属含量分析

样品采集完成带回实验室后均进行杂物剔除, 经风干后使用玛瑙研钵研磨过 200 目筛放置在离心管中备用。在对比不同湿式消解法<sup>[5-7]</sup>对标准物质 GBW07405( GSS-5) 消解的结果后(表 1) 选取了最适的方法 4 对采集样品进行消解。

方法 4 具体如下: 分别称取 50 mg 样品, 加入 1 mL 15 mol/L HNO<sub>3</sub> 和 3 mL HF 后将 Teflon 熔样罐放入钢套, 在 180 °C 的恒温箱中放置 48 h, 钢套冷却

表 1 消解方法步骤及结果

Table 1 Digestion procedure and result

消解方法	消解步骤	消解结果
1	2 mL 王水→0.5 mL HF+1.5 mL HNO <sub>3</sub> →1 mL HNO <sub>3</sub>	少量沉淀
2	0.8 mL HF+1 mL HNO <sub>3</sub> →1 mL HNO <sub>3</sub>	溶液澄清
3	2 mL 反王水→0.5 mL HF+1.5 mL HNO <sub>3</sub> →1 mL HNO <sub>3</sub>	溶液澄清
4	1 mL HNO <sub>3</sub> +3 mL HF→2 mL HNO <sub>3</sub> →2 mL HNO <sub>3</sub>	溶液澄清
5	2 mL HNO <sub>3</sub> +0.5 mL HF→2 mL HNO <sub>3</sub> →2 mL HNO <sub>3</sub>	少量沉淀

后取出,放置在电热板上蒸干,随后加入 2 mL 15 mol/L HNO<sub>3</sub> 赶酸,再加入 2 mL 15 mL HNO<sub>3</sub> 保存待测。元素含量分析在中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室完成,所用仪器为电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, NexION 300X, PE)。配制浓度梯度为 1 μg/L, 2 μg/L, 5 μg/L, 10 μg/L, 25 μg/L, 50 μg/L 的元素标准溶液标定线性方程。元素 Cr、Cu、Zn、Cd 和 Pb 的标准溶液浓度值与仪器的响应信号值间的 R<sup>2</sup> 分别为 0.991 8、0.993 9、0.994、0.992 7 和 0.989 9。

经纯化处理后的硝酸、盐酸和氢氟酸分别取一毫升蒸干后测量金属元素空白,仅在氢氟酸中检测到 0.2 μg/kg 的锌,消解流程空白中也仅测到锌 1.0 μg/kg,其余元素均可忽略不计。经分析标准物质 GSS-5 的消解液,其重金属元素 Cr、Cu、Zn、Cd 和 Pb 的平均回收率为 103%、98%、94%、102% 和 88% (n=3),因此上述所选择的消解方法能将目标元素完全溶出,且能满足实验要求。测样过程质量控制方面,每测量十个样品即测量标准物质消解液,元素 Cr、Cu、Zn、Cd 和 Pb 的平均回收率分别为 102%、100%、104%、103%、105% 和 106% (n=5),同时内标 In 在测样过程中回收率平均偏差为 0.02,因此符合测样要求。

1.3 锌同位素分析

1999 年,Maréchal 等人首次尝试使用阴离子交换树脂 AG MP-1,将固体样品中的铜、铁和锌从基质中分离出来<sup>[8]</sup>,但该方法用酸量较大,盐酸浓度过高(7 mol/L)。之后,该方法被不断改进。本研究选择 Chen 等人<sup>[9]</sup>优化后的阴离子交换树脂法,用不具挥发性的 6 mol/L HCl 取代了先前常用的 7 mol/L HCl。但在淋洗过程中发现 10 mL 2mol/L 的 HCl 无法将 Fe 元素完全溶出,还有部分 Fe 元素残留在 Zn 的洗脱液中,因此在该方法的基础上增加 1 mL 的 2 mol/L 的 HCl 洗脱 Fe(表 2),将 Fe 元素与 Zn 元素完全分离(图 2)。Zn 同位素测试在中国科

学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室 Neptune Plus 上完成,以 JMC3-0749L 作为标准物<sup>[9]</sup>。

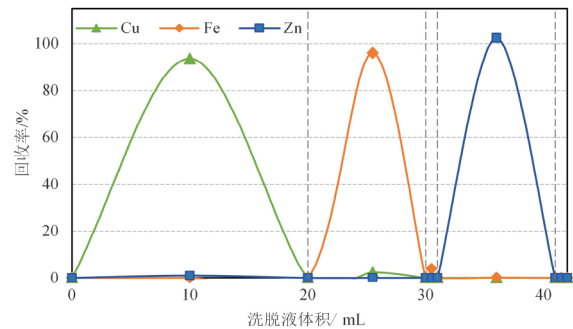


图 2 淋洗曲线

Fig.2 Elution curve

锌同位素组成采用 δ 值表示,即样品同位素比值相对于标准物质同位素比值的千分差,具体计算为:

$$\delta^{66}\text{Zn}(\text{‰}) = \left[ \left( \frac{^{66}\text{Zn}/^{64}\text{Zn}}{^{66}\text{Zn}/^{64}\text{Zn}} \right)_{\text{样品}} / \left( \frac{^{66}\text{Zn}/^{64}\text{Zn}}{^{66}\text{Zn}/^{64}\text{Zn}} \right)_{\text{标准物}} - 1 \right] \times 1000$$

1.4 富集因子计算

富集因子(EF)可以用来判别元素相对于特定环境是富集还是亏损,进而来判断其可能来源为自然源还是人为源,富集因子在 1 附近的元素则主要为土壤或岩石风化等自然过程所形成,反之则主要为人为活动所导致的各种污染。本研究选择 Al 作为参照元素计算富集因子,计算公式如下:

$$EF = \frac{(C_i/C_{Al})_{\text{土壤}}}{(C_i/C_{Al})_{\text{背景}}}$$

式中,C<sub>i</sub>为重金属元素 i 的含量,C<sub>Al</sub>为元素 Al 的含量。采样点设置在贵阳市与安顺市的连接通道上,因此选择以 2015 年中国地质调查局组织实施的对贵阳市及邻区多目标区域地球化学调查数据资料<sup>[10]</sup>中的土壤背景值为参考(表 3),土壤类型主要有黄壤、棕黄壤、红壤、石灰土、粗骨土、水稻土和紫色土等,取表层土壤样叠代法反复剔除算数平均值

表 3 土壤背景值

Table 3 Background value of soil

洗脱液	洗脱液体积/mL	洗脱元素
2 mol/L HNO <sub>3</sub>	20	-
H <sub>2</sub> O	20	-
6 mol/L HCl	10	-
6 mol/L HCl	20	Cu
2 mol/L HCl	10+1	Fe
0.5 mol/L HNO <sub>3</sub>	10	Zn

元素	背景值
Cr/(mg/kg)	101.4
Zn/(mg/kg)	103
Cu/(mg/kg)	44
Pb/(mg/kg)	43.8
Cd/(mg/kg)	0.6
Al/%	13
Ca/%	1

加减三倍标准差后的算数平均值。由于 Cd 对生态环境危害性较大采用《土壤环境质量-农用地土壤污染风险管控标准》GB15618-2018 中的筛选值。

1.5 源解析分析方法

包括主成分分析、相关性分析和同位素分析。主成分分析法是可以同时分析所有元素, 最终将多个分析项目构成的整个数据矩阵在多维空间的变异归纳为几种少数互不相关的潜在因素的影响, 同时也将原有的分析项目分别与几个潜在的影响因子建立相关关系。相关性分析则可以衡量变化的元素间是否有同一变化性, 除类似的地球化学性质外, 相同的来源可能是造成不同元素相关性好的原因。随着同位素测试技术的提高, 对同位素测定更加精准, 不同的同位素的组成能反应除地质过程外的污染源和人为活动排放的同位素信号, 从而被用来进行有效的来源示踪。

1.6 重金属污染评价方法

1.6.1 地积累指数法

地积累指数是由德国海德堡大学沉积物研究所的 Muller 于 1969 年提出, 因此也称 Muller 指数, 现被广泛应用于研究沉积物、土壤、灰尘中的重金属污染评价。地积累指数评价计算公式如下:

$$I_{geo} = \log_2 [C_n / (K \cdot B_n)]$$

式中  $I_{geo}$  为单一重金属的地积累指数,  $C_n$  为单一重金属的实测含量,  $B_n$  为相应的重金属地球化学背景值,  $K$  为考虑到地壳岩石运动引起的背景值波动而设定的参考系数(一般取值 1.5)。Muller 污染指数分级指标如表 4 所示。

表 4 Muller 污染指数分级指标

Table 4 Classification of Muller's geoaccumulation index and the implications

污染指数	分级	污染程度
$I_{geo} < 0$	I	无
$0 \leq I_{geo} < 1$	II	轻度
$1 \leq I_{geo} < 2$	III	偏中度
$2 \leq I_{geo} < 3$	IV	中度
$3 \leq I_{geo} < 4$	V	偏重度
$4 \leq I_{geo} < 5$	VI	重
$I_{geo} \geq 5$	VII	严重

1.6.2 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法主要是从生态学的角度出发, 引入了生物对重金属敏感程度的毒性系数  $T$ , 并进一步使不同种类的重金属在评价中体现出来。

多种重金属潜在生态风险指数(  $RI$  ) 计算公式如下:

$$RI = \sum_{i=1}^m E_r^i = \sum_{i=1}^m T_r^i \times C^i / C_n^i$$

式中  $i$  的取值为 1~5,  $E_r^i$  为单一重金属  $i$  的潜在生态风险指数;  $T_r^i$  为相应重金属  $i$  的毒性系数, 即重金属的毒性水平, Cr、Zn、Cu、Cd 和 Pb 的毒性系数值分别为 2、1、5、30 和 5;  $C^i$  为重金属  $i$  的实测浓度,  $C_n^i$  为重金属  $i$  的背景值(见表 3)。根据  $E_r^i$  和  $RI$  评价风险程度的分级指标见表 5。

表 5 潜在生态风险评价分级指标

Table 5 The potential ecological risk index and level

等级	$E_r^i$	$RI$	潜在生态风险程度
I	$E_r^i < 40$	$RI < 150$	低
II	$40 \leq E_r^i < 80$	$150 \leq RI < 300$	中等
III	$80 \leq E_r^i < 160$	$300 \leq RI < 600$	较高
IV	$160 \leq E_r^i < 320$	$RI \geq 320$	害高
V	$E_r^i \geq 320$		极高

2 结果与讨论

2.1 重金属污染特征

2.1.1 不同采样点重金属含量变化规律

各采样点样品重金属浓度值见表 6 及图 3。其中 Zn 和 Cd 的浓度在采样点一中达到最大值, Zn 在灰尘中为 591.0 mg/kg, 采样点二土壤中为 570.7 mg/kg, 采样点三土壤中为 376.2 mg/kg; Cd 在采样点一植物中为 4.4 mg/kg, 采样点二灰尘中为 3.4 mg/kg, 采样点三灰尘中为 0.7 mg/kg。Cr、Cu 和 Pb 在采样点二的浓度均高于其余两点, Cr 在采样点二土壤中为 186.0 mg/kg, 采样点一灰尘中以及采样点三土壤中分别为 79.5 mg/kg 和 163.7 mg/kg; Cu 在采样点二土壤中为 97.1 mg/kg, 采样点一灰尘以及采样点三土壤中分别为 50.0 mg/kg 和 47.7 mg/kg; Pb 在采样点二灰尘中达到 129.9 mg/kg, 采样点一灰尘和采样点三灰尘中为 69.1 mg/kg 和 45.9 mg/kg。

2.1.2 不同类型样品重金属分布特征

将不同类型样品进行比较(图 4)发现, 道路灰尘样品中的 Zn 和 Pb 波动幅度较大, 而土壤样品中的 Cr 和 Cu 变化较明显, 其中 Cd 含量较低但其毒性高不能忽视。因此, 环境重金属 Zn、Pb 和 Cd 受灰尘影响较大, 而 Cr 和 Cu 则可能还受到其他因素影响。

2.2 可能来源分析

道路上重金属的人为来源包括汽车尾气颗粒、

表 6 重金属浓度值

Table 6 Heavy metal concentration

区域	统计值	Cr/( mg/kg)	Cd/( mg/kg)	Cu/( mg/kg)	Zn/( mg/kg)	Pb/( mg/kg)
H1 黄果树镇	灰尘	31.5~79.5	0.0~1.6	22.6~50.0	190.2~591.0	21.2~69.1
	土壤	57.6	0.4	25.5	103.9	44.9
	植物	0.2~76.5	0.0~4.4	7.3~22.6	37.0~272.6	1.2~34.5
H2 大西桥镇	灰尘	28.8~142.2	0.4~3.4	25.0~68.7	107.4~570.7	42.1~129.9
	土壤	64.5~186.0	0.2~0.8	78.4~97.1	252.5~289.4	64.8~101.1
	植物	0.4	0.0	4.6	111.6	2.7
H3 黑寨	灰尘	29.3~45.2	0.4~0.7	13.1~40.8	125.3~168.4	20.9~32.4
	土壤	102.2~163.7	0.1~0.5	30.3~47.7	101.1~376.2	29.8~45.9
	植物	0.9	0.2	6.0	332.9	1.5
轮胎	1(微磨损)	4.1	0.5	3.0	10 630.1	22.2
	2(重磨损)	6.1	0.2	4.0	6 641.0	17.0
刹车片	1(微磨损)	391.2	10.0	26 311.0	16 301.3	464.0
	2(重磨损)	2 198.5	0.9	26 205.3	259.6	18.5
背景值		101.0	0.6	44.0	103.0	43.8

注: Cd 背景值为 GB15618-2018 中的筛选值 其余为贵阳市及邻区多目标区域地球化学调查数据资料中的土壤背景值。

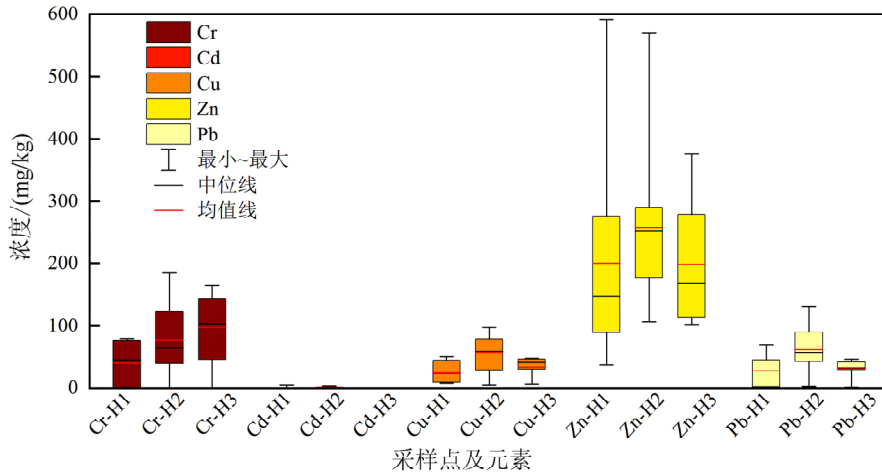


图 3 各采样点样品重金属含量

Fig.3 Heavy metal distribution in different sampling point

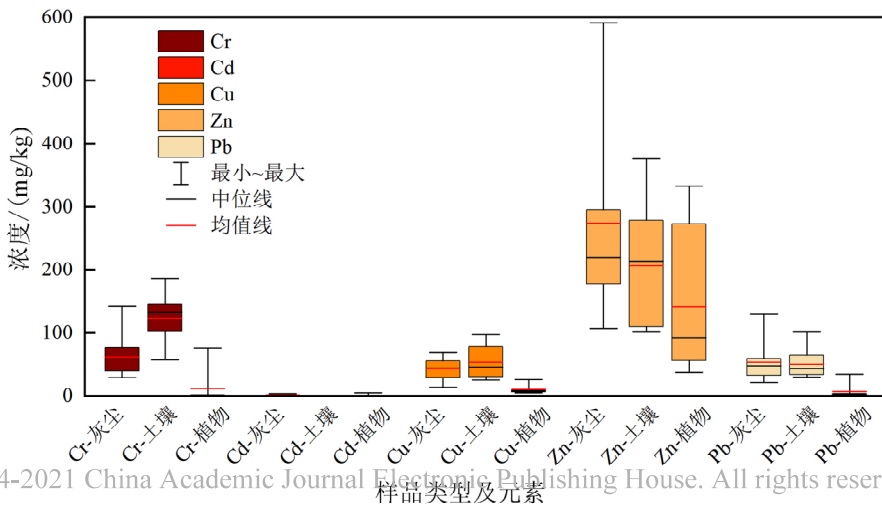


图 4 不同类型样品重金属含量

Fig.4 Heavy metal distribution in different sampling type

轮胎磨损颗粒、风化的道路表面颗粒、制动衬层磨损颗粒等<sup>[11]</sup>。样品中的重金属富集因子系数均大于 1(表 7),说明重金属 Cr、Cd、Cu、Zn 和 Pb 均在环境样品中明显富集,受人为活动影响较大。

表 7 富集因子系数

Table 7 Enrichment factor

EF	Cr	Cd	Cu	Zn	Pb
H1	3.6~12.2	0.7~124.4	5.9~26.6	16.5~66.3	5.6~47.3
H2	4.0~43.8	2.8~47.3	6.8~80.3	12.4~92.9	6.7~54.2
H3	3.0~41.6	0.7~15.6	2.7~30.5	3.9~106.3	3.8~21.6

虽然汽车尾气颗粒<sup>[12-14]</sup>、风化的道路表面颗粒<sup>[15-22]</sup>等中的重金属都会对环境造成一定影响,但与轮胎及刹车片(表 6)重金属含量相比较,其影响甚至可忽略不计。国外在很久之前就已开始研究轮胎与路面摩擦释放的重金属<sup>[23-24]</sup>,但国内研究相对较晚,并存在一定的差异。在对北京市的调查研究中<sup>[25]</sup>发现高峰小时轮胎磨损 PM<sub>10</sub> 排放量为 386.8 kg/h,车辆制动磨损 PM<sub>10</sub> 排放量为 176.2 kg/h,路面磨损 PM<sub>10</sub> 排放量为 103.2 kg/h,合计非尾气管 PM<sub>10</sub> 排放量为 666.2 kg/h。在车辆行驶缓慢、频繁刹车的情况下,轮胎磨损更为严重<sup>[26]</sup>。

我们在对公路样品进行分析的基础上,还对轮胎及刹车片也进行了分析,采用同样的方法进行消解后测量重金属含量。不同磨损程度的样品相比,磨损程度较大的刹车片中的 Zn、Cu、Cd 和 Pb 的浓度较低,Cr 的含量较高;磨损程度大的轮胎中则是 Zn、Cd、Pb 浓度较低,Cr 和 Cu 较高。

采用 SPSS20.0 完成对所采样品中的灰尘与土壤做主成分分析(表 8)和相关性分析(表 9)。从表 8 中可知,主成分一与 Cu、Zn、Cd 和 Pb 有关,而主成分二仅与 Cr 相关。锌在轮胎和刹车片中的含量都很高,在刹车过程中轮胎、刹车片等都会磨损产生含 Zn 颗粒物;铜、铬和镉也存在于刹车系统材料以及路面喷涂的颜料和路面自身的材料中;自含铅汽油在国内被禁止后,交通源所产生的铅污染也逐渐降低,但在汽车的制动衬面和各部件以及路面中都含有铅。同时从表 9 中可知,Cu 与 Cr、Zn 呈正相关,Cr 与 Pb 呈正相关,而 Cd 则与 Zn 呈正相关,与 Pb 呈负相关,元素间不是两两呈现正(负)相关,所以样品中重金属的来源都是多重复杂的,并不是单一来源。

锌同位素已被成功应用于河流、土壤和冶炼厂等环境中污染源的示踪<sup>[27-31]</sup>,并且锌同位素值是独立于锌浓度之外的进行金属源解析的有效示踪

表 8 主成分分析

Table 8 Principal component analysis

元素	主成分 1	主成分 2
Cu	0.861	0.487
Cr	0.424	0.899
Zn	0.79	-0.327
Cd	0.882	-0.291
Pb	0.899	-0.317

表 9 样品重金属相关性

Table 9 The result of Pearson correlation analysis between heavy metals

相关性	Cu	Cr	Zn	Pb	Cd
Cu	1				
Cr	0.497**	1			
Zn	0.686**	0.131	1		
Pb	0.261	0.472**	-0.353*	1	
Cd	0.429*	-0.102	0.773**	-0.673**	1

注: \*\*在 0.01 水平(单侧)上显著相关; \* 在 0.05 水平(单侧)上显著相关。

剂<sup>[32]</sup>。采用改进后的方法对采集样品进行同位素分析,所测的锌同位素组成  $\delta^{66}\text{Zn}$  总的变化范围为  $-2.60\text{‰} \sim 0.45\text{‰}$ (图 5),两个轮胎样品的同位素值为  $0.09\text{‰}、0.03\text{‰}$ ,而刹车片样品的同位素组成略偏正( $0.15\text{‰}、0.36\text{‰}$ ),土壤和灰尘中的同位素值变化较大。图 5 中,用锌含量取倒数后的对数与同位数值做图,图中变化趋势线指向两个端元的混合,根据同位素组成可以看出,刹车片、轮胎确实是环境样品锌的主要来源,并通过道路灰尘传播到周围土壤。灰尘和土壤中检测到偏负的  $\delta^{66}\text{Zn}$  值,一个原因是传输过程中可能发生了 Zn 同位素分馏,轻的 Zn 同位素传播更远,另一个解释是有来自具有负的  $\delta^{66}\text{Zn}$  值的源的贡献,还需进一步研究。

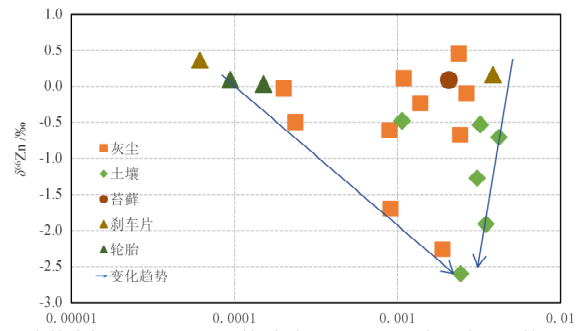


图 5 锌含量与同位素图

Fig.5 Zn concentration and isotope composition

表 10 地积累指数及生态风险指数值

Table 10 Geoaccumulation index and potential ecological risk of heavy metals

区域		Cr	Zn	Cu	Pb	Cd	RI
H1	$I_{geo}$	-1.3	0.7	-0.9	-0.6	-1.0	-
	污染程度	无	低	无	无	无	-
	$E_r^i$	1.3	2.8	4.1	5.3	68.8	82.3
	生态风险	低	低	低	低	中等	中等
H2	$I_{geo}$	-0.9	0.7	-0.1	-0.1	0.1	-
	污染程度	无	低	无	无	无	-
	$E_r^i$	1.8	2.7	7.4	7.9	69.9	89.7
	生态风险	低	低	低	低	中等	中等
H3	$I_{geo}$	-1.4	0.0	-1.4	-1.4	-1.5	-
	污染程度	无	低	无	无	无	-
	$E_r^i$	1.7	1.9	3.6	3.6	19.9	30.7
	生态风险	低	低	低	低	低	低

### 2.3 污染程度及生态风险评价

根据地积累指数和生态风险的计算公式计算出各采样点的平均地积累指数和生态风险指数(表 10)。在地积累指数中 Zn 均大于等于零,根据污染指数分级指标为轻度污染,从生态风险指数来看达到中等程度。

道路交通对周围环境可能造成中等程度生态风险,根据目前最新的土壤标准 GB 15618-2018, Zn、Cu 和 Cd 均出现超标的情况。因此从重金属对道路两侧分布的环境影响来看,农田不易距离道路过近。由于不同作物对于重金属的吸收和代谢机制不同,土壤中重金属含量高的区域的作物中重金属含量不一定高<sup>[33]</sup>,因此,具体生态效应还需根据具体作物进行分析。

## 3 结论

1) 交通源对道路两侧环境的影响主要来自排放颗粒中的重金属,这些重金属元素主要来自汽车

的轮胎和刹车片的磨损,汽车尾气、轮胎与路面的摩擦过程中所产生颗粒的影响相对较弱。

2) 道路交通产生的重金属颗粒随风等沉降到道路周围环境中,并在灰尘和土壤中大量富集,其中 Zn 的释放量最高,受交通流量影响最大。

3) 所采集样品中重金属元素 Cr、Zn、Cu、Cd 和 Pb 对环境所造成的均为轻度污染,环境的生态风险程度为中等或低,其中 Cd 的生态风险指数显著高于其余四种重金属,对生态环境的影响最大。

另外,本文解析了环境中重金属的主要来源,但没有研究排放过程、排放类型(如机动车种类)以及风、湿度、温度甚至时间等条件的影响,也未判定大气沉降、土壤风化以及其他人为活动的贡献,需进行深入研究。

致谢:感谢中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室的唐扬老师和樊宇红老师在测样过程中提供的帮助。

## 参 考 文 献

- [1] 吕效谱,成海容,王祖武,等. 中国大范围雾霾期间大气污染特征分析[J]. 湖南科技大学学报(自然科学版), 2013, 28(3): 104-110.
- [2] Rogge W F, Hildemann L M, Mazurek M A, et al. Sources of fine organic aerosol. 3. road dust, tire debris, and organometallic brake lining dust: Roads as sources and sinks [J]. Environmental Science & Technology, 1993, 27(9): 1892-1904.
- [3] 徐礼萍. 高速公路沿线重金属累积污染特征研究[D]. 西安: 长安大学, 2009.
- [4] 李开军. 常见重金属土壤污染及植物修复研究进展[J]. 绿色科技, 2011(12): 136-139.
- [5] Cook N, Turmel M C, Hendershot W H. A digestion method for trace metals recovery from oil and grease contaminated soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(2): 609-612.
- [6] Deng H, Xu D D, Li M S, et al. Comparison of different digestion methods in analyzing heavy metals content in soils[J]. Journal of Guangxi Normal University( Natural Science Edition), 2010, 28(3): 80-83.
- [7] 孙滨. 浅谈土壤消解方法对重金属元素的选择[J]. 环境科学导刊, 2013, 32(4): 130-134.
- [8] Marechal, Chloé N, Nicolas B, et al. Abundance of zinc isotopes as a marine biogeochemical tracer[J]. Geochemistry Geophysics Geosystems, 2000, 1(5): 1525-2027.
- [9] Chen J B, Gaillardet J, Louvat P, et al. Zn isotopes in the suspended load of the Seine River, France: Isotopic variations and source determination[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2009, 73(14): 4046-4076.

- [10] 何邵麟,陈武,刘应忠,等. 贵阳市土壤地球化学背景与生态环境分析[J]. 地球与环境, 2015, 308(6): 57-67.
- [11] Elbady M S M. Road dust pollution by heavy metals along the sides of expressway between Benha and Cairo, southern of Nile Delta, Egypt[J]. Journal of Applied Environmental & Biological Sciences, 2014, 4(12): 177-191.
- [12] 孙境蔚,于瑞莲,胡恭任,等. 泉州某林地垂直剖面土壤中重金属污染评价及来源解析的铅镉同位素示踪研究[J]. 环境科学, 2017, 38(4): 1566-1575.
- [13] 李兴虎. 汽车材料中有毒重金属及其对环境的危害[J]. 汽车技术, 2005(3): 36-38.
- [14] 张澍,李晓林,宋伟民. 汽车尾气中含铂颗粒物的表面特征分析[J]. 中国环境科学, 2006, 26(s1): 61-64.
- [15] 杨胜利,王文科,陈宇云,等. 我国路面材料潜在污染物的环境影响研究[J]. 应用化工, 2015, 44(12): 2339-2342.
- [16] 梁勃. 涂层摩擦性能模拟测试装置及测控系统的设计研究[D]. 秦皇岛: 燕山大学, 2009.
- [17] 王新通. 道路交通标线使用年限讨论[J]. 城乡建设, 2010(7): 23.
- [18] 匡金和. 我国路面标线涂料的现状与展望[J]. 中国涂料, 1995(2): 10-11.
- [19] 公延荣. 浅谈高速公路热熔型标线质量通病及防控措施[J]. 甘肃科技, 2013, 29(15): 121-123.
- [20] 裴顶峰. 涂料与环境[J]. 中国涂料, 1995(2): 20-21.
- [21] 陈尧根,谢灵杨. 涂料中重金属元素的危害及检测方法的概述[J]. 福建分析测试, 2005, 14(3): 2247-2248.
- [22] 杜玲玲,杨继宏. 道路交通标线涂料的性能要求和检测[J]. 中国涂料, 2007, 22(7): 13-15.
- [23] Gustafsson F. Slip-based tire-road friction estimation[J]. Automatica, 1997, 33(6): 1087-1099.
- [24] Kyongsu Y I, Hedrick K, Lee S C. Estimation of tire-road friction using observer based identifiers[J]. Vehicle System Dynamics, 1999, 31(4): 233-261.
- [25] 樊守彬. 车辆非尾气管颗粒物排放特征研究[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(5): 124-127.
- [26] Borrok D M, Nimick D A, Wanty R B, et al. Isotopic variations of dissolved copper and zinc in stream waters affected by historical mining[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2008, 72(2): 329-344.
- [27] Chen J B, Gaillardeta J, Dessert C, et al. Zn isotope compositions of the thermal spring waters of La Soufrière volcano, Guadeloupe Island[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2014, 127: 67-82.
- [28] Bigalke M, Weyer S, Kobza J, et al. Stable Cu and Zn isotope ratios as tracers of sources and transport of Cu and Zn in contaminated soil[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2010, 74(23): 6801-6813.
- [29] Weiss D J, Mason T F D, Zhao F J, et al. Isotopic discrimination of zinc in higher plants[J]. New Phytologist, 2005, 165(3): 703-710.
- [30] Gonzalez R O, Weiss D. Zinc isotope variability in three coal-fired power plants: A predictive model for determining isotopic fractionation during combustion[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(20): 12560-12567.
- [31] Matthies R, Sinclair S A, Blowes D W. The zinc stable isotope signature of waste rock drainage in the Canadian permafrost region[J]. Applied Geochemistry, 2014, 48: 53-57.
- [32] 郭广慧,雷梅,陈同斌,等. 交通活动对公路两侧土壤和灰尘中重金属含量的影响[J]. 环境科学学报, 2008, 28(10): 1937-1945.
- [33] 冯金飞. 高速公路沿农田土壤和作物的重金属污染特征及规律[D]. 南京: 南京农业大学, 2010.

## Distribution Characteristics , Source Apportionment and Risk Assessment of Heavy Metals along Guihuang Highway , Guizhou , China

HE Benqing<sup>1 2</sup>, WANG Zhongwei<sup>1 2</sup>, ZHANG Ting<sup>3</sup>, LIU Jianfeng<sup>1 2</sup>, LIU Yulong<sup>1 2</sup>,  
LIANG Zhongxuan<sup>1 2</sup>, TAO Faxiang<sup>1</sup>, LIU Xiaojing<sup>4</sup>, CHEN Jiubin<sup>3</sup>

( 1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry , Institute of Geochemistry , Chinese Academy of Sciences , Guiyang 550081 , China; 2. University of Chinese Academy of Sciences , Beijing 100049 , China; 3. Institute of Surface-Earth System Science , Tianjin university , Tianjin 300072 , China; 4. Environmental Engineering Assessment Center of Guizhou Province , Guiyang 550002 , China)

**Abstract:** In this study , we analyzed concentrations of heavy metal elements Cr , Cd , Cu , Zn and Pb in dust , soil and plant samples collected along the Guihuang Highway , in Guizhou province , China , with a goal to better identify the distribution characteristics and impact of highway emission on the surround environments. Zn isotope composition was also measured to confirm the contributing sources. Our results showed significant enrichments of heavy metals in dust and soils along the highway , and main sources of these heavy metals is the wear of tires and brake pads. Geoaccumulation index and potential ecological risk index methods were employed to evaluate the degree of heavy metal pollution and the risk level of environmental ecological impact. Amongst these investigated heavy metals , Zn was the element with the highest enrichment. All metals Cr , Zn , Cu , Cd and Pb had certain risks and displayed harms to the environment , reaching medium or low risk level , while Cd would possess the highest threat to the environment.

**Key words:** heavy metal; highway; distribution pattern; zinc isotopes; environmental ecological risk