

# 应用树附生藓类监测晴隆二十四道拐地区 重金属污染及来源

刘 润<sup>1,2</sup> 张朝晖<sup>1,2\*</sup> 申家琛<sup>1,2</sup> 王智慧<sup>2,3</sup>

(<sup>1</sup>贵州师范大学贵州省山地环境信息系统与生态环境保护重点实验室, 贵阳 550001; <sup>2</sup>贵州省喀斯特山地生态环境国家重点实验室培育基地, 贵阳 550001; <sup>3</sup>贵州师范大学生命科学学院, 贵阳 550001)

**摘 要** 随着通车里程的不断增加,道路机动车辆排放已经成为主要的大气污染源之一。本文以典型的盘山公路二十四道拐及周边地区(山脚、半山腰、烈士陵园、观景台)为研究对象,采用树附生藓类为监测材料对常见的道路交通排放重金属 Ni、Pb、Cu、Zn、Cr、Cd、Mn 和 Fe 进行测定,使用元素富集系数和模糊聚类法对树附生苔藓中的重金属含量特征及可能的来源进行了分析。结果表明:研究区域内 Zn 和 Pb 的平均富集系数较高,分别为 21.83、18.04,其来源主要为人为活动的释放;通过对不同地区的富集系数比较,发现二十四道拐的污染水平总体上高于周边地区,其中 Zn 和 Cd 分别是研究区域内富集系数最低点的 5 倍和 7 倍。模糊聚类和相关性分析结果表明,研究区域的重金属污染除了受到来自交通排放(Ni、Cd)、道路扬尘及车辆相关材料的磨损(Cu、Zn、Cr、Cd、Mn 和 Fe)之外,还受到了附近采矿活动(Pb、Zn、Fe、Mn)的影响。

**关键词** 二十四道拐; 树附生藓类; 重金属; 污染源

**Monitoring of heavy metal concentrations and source apportionment in ‘24-Curve’ Highway region using epiphytic mosses.** LIU Run<sup>1,2</sup>, ZHANG Zhao-hui<sup>1,2\*</sup>, SHEN Jia-chen<sup>1,2</sup>, WANG Zhi-hui<sup>2,3</sup> (<sup>1</sup>Key Laboratory for Information System of Mountainous Area and Protection of Ecological Environment of Guizhou Province, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China; <sup>2</sup>State Key Laboratory Incubation Base for Karst Mountain Ecology Environment of Guizhou Province, Guiyang 550001; China; <sup>3</sup>School of Life Sciences, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China).

**Abstract:** With the increases of traffic mileage, the exhaust emission of motor vehicles has become one of the major air pollution sources. In this study, we took the typical mountain road ‘24-Curve’ Highway and the surrounding sites (the foot of mountain, hillside, martyrs cemetery, viewing platform) as the research objects, to examine the common traffic emissions of heavy metals Ni, Pb, Cu, Zn, Cr, Cd, Mn and Fe using epiphytic mosses as monitoring materials. Elemental enrichment factor and fuzzy cluster analysis were used to analyze the contents of heavy metals and possible sources in epiphytic mosses. The results showed that the average enrichment coefficients of Zn and Pb in the study area were 21.83 and 18.04, respectively. Its source was mainly the release of human activities. The pollution level of ‘24-Curve’ Highway was generally much higher than that of the surrounding sites, in which the enrichment coefficients of Zn and Cd were five and seven times higher than the lowest point, respectively. The results of fuzzy clustering and correlation analysis showed that the heavy metal pollution in the study area not only came from traffic emissions (Ni, Cd), road dust and the abrasion of vehicle related materials (Cu, Zn, Cr, Cd, Mn and Fe), but also was affected by the nearby mining activities (Pb, Zn, Fe, Mn).

**Key words:** ‘24-Curve’ Highway; epiphytic moss; heavy metal; pollution source.

大气环境与人类生存息息相关,道路交通排放是大气污染的主要来源之一。其中,重金属又是道路交通中机动车尾气排放、车体磨损和路面磨损等产生的主要污染物质,它们以空气中的悬浮颗粒物为重要载体,其含量通常超过自然水平 (Sternbeck *et al.*, 2002; Cincinelli *et al.*, 2003), 对道路附近的生态环境和居民健康存在着极大的潜在危害 (饶瑶等, 2010)。因此,迫切需要一种长期、快速、有效的监测方法对区域环境进行评估。藓类植物被认为是非常有效的生物监测器,尤其是对大气中重金属沉积的监测 (Steinnes, 1989)。近年来,国内外使用苔藓植物作为生物监测材料的研究较多,并取得了显著成效 (刘荣相等, 2011; 左思艺等, 2013)。苔藓植物是一类特殊的高等植物,其体内的重金属含量与大气重金属沉降存在良好的相关性 (Poikolainen *et al.*, 2004)。苔藓植物没有真正的根和维管束,污染物能直接侵入植物体内并且长时间滞留 (Salemaa *et al.*, 2004)。研究发现,苔藓植物对大气污染反应的敏感程度是种子植物的 10 倍 (Mudd *et al.*, 1976)。另外,其敏感度也受基质、生活型等因素的影响 (娄红祥, 2012), 但树附生苔藓植物则主要通过大气、降水等吸收养分因此受基质影响最小 (于晶, 2005)。因而,树附生苔藓对大气沉积物的反应最为直接也更加敏感,从苔藓植物生活的基质来看,对大气污染的敏感程度依次为: 树附生 > 石生 > 土生 (Rao, 1982)。Steinnes 等 (1989) 的研究表明,树附生苔藓可以有效的监测大气中的重金属。Legittimo 等 (1996) 用树附生灰藓对佛罗伦萨市区的大气重金属进行了监测,并认为大气中的重金属污染可能主要来自交通排放。

目前利用苔藓植物对道路交通污染进行监测的研究多集中于国外,如 Onianwa 等 (2002) 用苔藓样本测定了尼日利亚北部和东南部地区城镇路边的铅、锌、镉、铜和镍的含量,结果发现,藓类植物对区域环境有良好的监测作用。在奥地利首都维也纳, Zechmeister 等 (2016) 也同样利用藓类植物监测了公路隧道入口处重金属和 PAHs 的浓度,发现藓类监测具有灵敏、方便和经济的特点。Vítězslav 等 (2014) 用树附生苔藓测定了已废弃 30 年的道路和正常使用的道路金属元素的含量,发现正常使用道路苔藓中的金属元素含量远远高于废弃道路,说明树附生苔藓是良好的金属元素指示剂。

晴隆二十四道拐是典型的喀斯特山区盘山公

路,也是“史迪威公路”的形象标识。二战期间为国际援华物资的必经之路,被誉为“中国抗战的生命线”,又称“历史的弯道”。二战至今一直保持着较高的车流量。该地区特殊的地貌类型和丰富的多年生附生藓类为开展喀斯特山区道路重金属研究提供了理想场所。但是,目前对二十四道拐地区重金属污染水平及其环境负荷尚未知晓。回答上述问题是评估喀斯特山区道路重金属污染和协同治理的前提,对我国西南喀斯特山区生态安全屏障建设具有一定参考意义。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区域概况

研究区位于贵州省黔西南州晴隆县,县内地质构造复杂,地层岩性以石灰石为主,砂页岩次之 (周德辉, 2007)。晴隆县内复杂的地质构造,形成了当地丰富且相对集中的矿产资源,其中铁矿、硫铁矿主要分布于南部的学官、大厂等地区;铅锌矿主要分布于北部的花贡、河塘、青山等地区;煤矿则在全县大部分乡镇均有分布。因此,矿产开发是当地的重要经济来源之一。二十四道拐位于晴隆县城南郊 1 km 处 (25°49'10"N—25°19'13"N, 105°11'49"E—105°12'22"E), 是在晴隆县境内的古鸦关驿口凿山开路建成的盘山弯道,从山脚至山顶的直线距离约 350 m,垂直高度约 260 m;长约 4 km,每道拐有几十米长,盘旋曲行于雄峻陡峭的晴隆山脉和磨盘山脉之间的一片低凹陡坡上 (周军, 2012)。该地区属于温凉湿润的高原亚热带季风气候区,主导风向以东南风为主,其次为东北风,年均日照时数 1462 h,年平均气温 14 ℃,总降水量为 1500~1650 mm,无霜期约 320 d。二十四道拐于 1935 年建成,距今已有 80 多年。公路两旁的树种多为楸树和梓树少有杨树,由于同时受山地环境和道路交通的影响,其树木长势大致相同、树龄相近、树高约 8~10 m。

### 1.2 样品采集与处理

2016 年 8 月 2 日,以二十四道拐所处山脉晴隆山脉为对象,分别在山脚、二十四道拐、半山腰 (背对道路)、烈士陵园、观景台设置 5 个采样点采集树附生苔藓样品共 144 份,采样点的生境信息及分布见表 1、图 1。生境信息中人为干扰强度参考生物多样性观测技术导则 (地衣和苔藓 HJ710.4) 中人为干扰活动分类标准并结合实地情况进行划分。全部待测样品均采自树干高度 0.8~1.8 m 处,每个采样

表 1 采样区 5 个样地的生境信息  
Table 1 Habitat parameters of five locations

样地	人为干扰强度	主要干扰因素	海拔(m)*
山脚	轻度干扰	交通、采矿	1202
二十四道拐	强度干扰	交通、采矿、燃煤	1398
半山腰	轻度干扰	交通、采矿	1421
烈士陵园	中度干扰	交通、燃煤、祭祀	1586
观景台	中度干扰	交通、旅游、采矿	1675

\* 海拔取平均值。

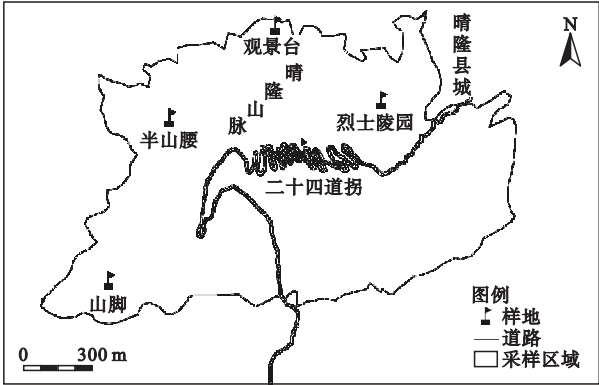


图 1 研究区苔藓采样点分布示意图  
Fig.1 Distribution of moss sampling sites in study region

点共采集来自相邻树干上的样品 3 份混合均匀成一个样品。经过实地考察我们发现美灰藓 (*Eurohypnum leptothallum*) 海拔梯度分布较广,在 5 个采样点均有分布,且其生物量较多植物体型较大适用于二十四道拐地区的重金属监测。在实验室,我们对采集的美灰藓样品进行进一步处理,除去多余杂物后用去离子水洗净后烘干、研磨、每个样品准确称取 0.5000 g 用于消解。

1.3 样品测定

将称量的苔藓样品放入 100 mL 聚四氟乙稀烧杯中,用少许水润湿后加入硝酸-高氯酸混合酸(4 : 1)于低温电热板上加热消解,同时制备全程序试剂空白和平行双样。待样品完全消解后冷却并将冷却消解液全部转入 50 mL 容量瓶用去离子水定容至刻度。样品使用电感耦合等离子发射光谱似 (Optima5300v, Perkin Elmer, USA) 测定。所测定的元素指标都是常见的道路交通污染排放元素,它们分别是 Ni、Pb、Cu、Zn、Cr、Cd、Mn 和 Fe。

1.4 数据分析

1.4.1 元素富集系数 (enrichment factor, EF) 元素富集系数是评价环境中重金属污染程度和受其他因素如人类活动等干扰程度的有效指标 (Odabasi et al., 2002)。苔藓中重金属元素的富集系数计算

方法如下 (方炎明, 2010) :

$$EF = \frac{(C_i/C_o)_{\text{Moss}}}{(C_i/C_o)_{\text{Background}}}$$

(1)

式中,  $C_i$  分别为  $i$  元素在苔藓中的含量和在背景区中的含量,  $C_o$  分别为参比元素在苔藓中的含量和在背景区中的含量。通过参比元素对污染元素的质量分数进行标准化,可以达到平衡元素质量分数的自然差异对污染评价的影响,从而根据样品与背景区比率的变化来判断人为源的存在及污染的程度 (张秀芝等, 2006)。一般选取在地壳中稳定性较好的 Al、Fe、La 等元素作为参比元素 (Steinnes et al., 2006)。本文选取 Al 作为参比元素,参比背景值选择贵州省 A 层土壤算数平均值。

1.4.2 均值模糊聚类分析 在传统的聚类分析中,一个元素只能归属于一个集合。事实上,很多元素并不是简单的服从一对一的隶属模式,它们可能在某些属性上存在交叉重叠,这时就需要一种更为全面的归类方法进行模糊划分 (fuzzy partition),也称为软划分 (soft partition) (叶海军, 2006)。模糊聚类分析中一个元素可以归属于不同的集合,其归属程度可以用成员值 (membership value) 来衡量,一个元素在一个集合中的成员值越高,表明该元素与该集合的关系越紧密,反之越疏远,每个对象的成员值总和为 1 (郭水良等, 2015)。树附生苔藓中重金属的均值模糊聚类图采用郭水良等 (2015) 编写的 R 语言进行运算。数据统计分析使用 SPSS 21 软件,绘图使用 Origin 9.0 和 ArcGIS 10.2 软件。

2 结果与分析

2.1 树附生苔藓中的重金属含量水平及相关性分析

从二十四道拐地区树附生苔藓中重金属平均含量与贵州省土壤背景均值对比 (表 2) 结果可以看出:不同样地的 Zn 和 Pb 含量均超过了贵州省土壤背景值 1~4 倍, Ni、Cu 和 Cd 与贵州省土壤背景值相当而 Mn、Cr 和 Fe 均低于贵州省土壤背景值,说明该区域 Zn 和 Pb 的含量相比其他重金属受人为活动影响较大。不同样地的重金属含量存在显著差异 ( $P<0.05$ ), 烈士陵园 Ni 和 Fe 的平均含量最高,可能是因为其面向街区且地处三条路的交汇路段,受人为干扰较明显。此外, Fe 在山脚地区的含量仅次于烈士陵园且 Mn 含量在山脚最高,这可能与山脚以南地区储存了大量的铁矿和硫铁矿产有关。在

表 2 二十四道拐地区树附生苔藓中重金属含量(平均值±标准差)与贵州省土壤背景均值对比( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )  
Table 2 Comparison of the average contents of heavy metals in the epiphytic mosses (mean ± standard deviation) from “24-Curve” Highway and the surrounding areas with the average of soil background in Guizhou Province

采样点	重金属含量							
	Ni	Cu	Zn	Pb	Mn	Cr	Cd	Fe
1.山脚	40.4±1.7b	35.6±4.8b	126.6±9.1c	77.6±5.5b	315.7±5.2a	47.8±2.2b	1.11±0.12a	12820±785.9b
2.二十四道拐	47±4.3a	42.9±2.6a	374.9±45.9a	46.8±10.4d	283.6±35.9a	98.4±23.9a	1.66±1.18a	9587±245.9c
3.半山腰	39.1±3.2b	38±2.2b	222.9±13.1b	65.7±3.6c	222.8±17.4b	96.6±3.6a	0.44±0.05b	9660±53.7c
4.烈士陵园	50±7a	36.6±2.8b	157.8±3.9c	40.2±2.1d	282.9±4.5a	77.7±2.4a	0.47±0.02b	14440±16.8a
5.观景台	33.5±2.4c	29.6±1.6c	330.4±2.6a	119.7±3a	244.6±5.8b	35.4±2.4b	0.84±0.04a	7320±7.8d
贵州省 A 层土壤	39.1	32	99.5	35.2	794	95.9	0.66	4.17×10 <sup>4</sup>

同列不同字母表示差异显著( $P<0.05$ )

表 3 二十四道拐地区树附生苔藓中重金属元素间相关性分析  
Table 3 Pearson correlations of heavy metals in epiphytic mosses from “24-Curve” Highway region

	Ni	Cu	Zn	Pb	Mn	Cr	Cd	Fe
Ni	1	0.185	−0.194	−0.076	0.189	0.135	0.195	0.620 **
Cu		1	0.811 **	0.127	0.859 **	0.743 **	0.163	0.273
Zn			1	0.036	0.721 **	0.618 **	0.019	−0.150
Pb				1	0.247	0.027	−0.080	0.063
Mn					1	0.579 **	0.253	0.375 *
Cr						1	0.391 *	0.249
Cd							1	0.286
Fe								1

\*\* 在 0.01 水平(双侧)上显著相关,\* 在 0.05 水平(双侧)上显著相关。

铁矿开采时常常会伴随锰的产生( Marchesini *et al.* , 2001;Ai *et al.* ,2014) ,加上主导风向(东南风)的影响,受人为干扰较小的山脚地区 Fe 和 Mn 的含量反而较高。同样,Pb 在矿区和主导风向的综合影响下在观景台的含量最高。总体而言,受人为干扰程度高的地区污染程度较严重,受人为干扰程度低的地区污染较轻。

从重金属之间的相关性来看(表 3) ,Ni 和 Fe 显著性相关说明这两种元素的来源可能具有一致性。常见的与交通排放相关的重金属 Cu、Zn、Cr、Mn 显著相关,而 Pb 与这些元素均不相关,说明交通排放可能并不是当地铅污染的主要来源。中国自 2000 年以来就实行了禁止使用含铅汽油的规定,高含量的铅可能与观景台北部铅矿开采密切相关。

2.2 树附生苔藓中重金属元素的富集系数

根据 Sutherland 的判断标准( Sutherland, 2000) ,将树附生苔藓中重金属元素的富集系数划分为 5 个级别,其中 I 级( $EF<2$ )轻微污染、II 级( $2<EF<5$ )中度污染被认为元素主要来源为自然因子,受人为干扰较小,Ⅲ级( $5<EF<20$ )显著污染、Ⅳ级( $EF>20$ )高度污染被认为元素除受自然因子之外还受人为干扰的强烈影响。二十四道拐地区树附生苔藓中重金属元素的平均富集系数依次为  $\text{Zn}>\text{Pb}>\text{Cd}$

$>\text{Cu}>\text{Ni}>\text{Cr}>\text{Mn}>\text{Fe}$  (图 2)。其中,Mn 和 Fe 的平均富集系数均小于 2 说明 Mn 和 Fe 为轻微污染,其来源主要以地壳尘埃等自然源为主。Cu、Pb、Ni、Cr 和 Cd 的平均富集系数分别为 10.49、18.04、10.39、6.85 和 11.96,说明这些元素被高度富集,除受自然因子影响外还受到人为因素的干扰。Zn 的平均富集系数达到 21.83 表明该元素被强烈富集,其来源可能主要来自于人为活动的排放。

从不同区域树附生苔藓中重金属富集系数来看(表 4) ,污染程度依次为二十四道拐>观景台>烈士陵园>山脚>半山腰。二十四道拐的污染程度要远

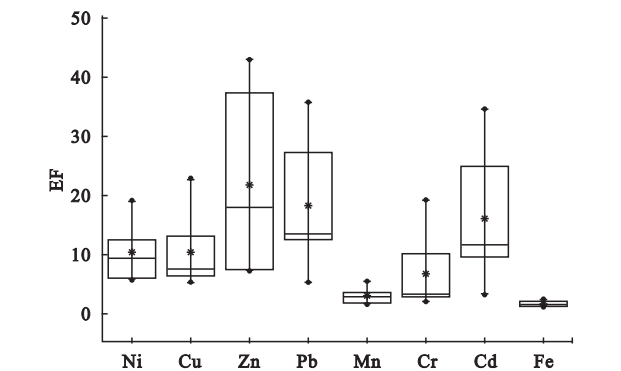


图 2 树附生苔藓中重金属富集系数  
Fig.2 Enrichment factors of heavy metals in epiphytic mosses from “24-Curve” Highway region



表 4 二十四道拐及周边地区树附生苔藓中重金属富集系数  
Table 4 Enrichment factor of heavy metals in epiphytic moss from “24-Curve” Highway and surrounding areas

重金属	山脚		二十四道拐		半山腰		烈士陵园		观景台	
	EF	污染程度	EF	污染程度	EF	污染程度	EF	污染程度	EF	污染程度
Ni	5.86	Ⅲ	11.88	Ⅲ	12.54	Ⅲ	6.04	Ⅲ	6.89	Ⅲ
Cu	6.30	Ⅲ	13.26	Ⅲ	7.83	Ⅲ	5.40	Ⅲ	7.45	Ⅲ
Zn	7.21	Ⅲ	37.26	Ⅳ	9.42	Ⅲ	7.49	Ⅲ	26.74	Ⅳ
Pb	12.51	Ⅲ	13.15	Ⅲ	14.11	Ⅲ	5.39	Ⅲ	27.38	Ⅳ
Mn	2.25	Ⅱ	3.53	Ⅱ	1.86	Ⅰ	1.68	Ⅰ	2.48	Ⅱ
Cr	2.83	Ⅱ	10.15	Ⅲ	2.06	Ⅱ	3.82	Ⅱ	2.97	Ⅱ
Cd	9.58	Ⅲ	24.91	Ⅳ	11.08	Ⅲ	3.33	Ⅱ	10.25	Ⅲ
Fe	1.74	Ⅰ	2.29	Ⅱ	1.38	Ⅰ	1.63	Ⅰ	1.41	Ⅰ

高于其他地区,其中 Zn 和 Cd 都已达到高度污染水平,分别是研究区域内富集系数最低点的 5 倍和 7 倍。Ni 和 Cu 在 5 个地点都达到了显著污染水平。Mn 和 Fe 的富集系数相对于其他重金属的污染程度较小均为中度污染和轻微污染。另外,Zn 和 Pb 在车流量相对较少的观景台出现了高的污染水平,说明这两种元素除了来源于交通污染之外还可能有其他来源。

2.3 重金属模糊聚类分析

树附生苔藓中重金属的均值模糊聚类(图 3)将所测元素分为 3 个聚类簇,第一类簇(cluster 1)包含 Ni 和 Fe 表明这两种元素可能具有相同或相似来源。Fe 是矿物粉尘的常见元素(Shi *et al.*, 2010),而道路交通排放的 Fe 元素与轮胎磨损、逃逸土壤和车辆行驶过程中的二次扬尘有关(Sternbeck *et al.*, 2002),还有可能与每小时的交通量和制动磨损有关(Bukowiecki *et al.*, 2009)。Ni 的自然发生通常与碱性岩浆岩以及粉质沉积岩相连,然而相当一部分 Ni 是由于含镍的柴油燃烧进入大气环境(Barańkiewicz *et al.*, 1999; Oludare *et al.*, 2014)。因

此,簇 1 可以归因于矿物粉尘和交通排放的综合来源。第二类簇(cluster 2)包含 Cu、Cr、Mn 和 Zn。锌是典型的轮胎磨损示踪剂(Karanasiou, 2014),通常认为轮胎磨损是道路交通环境中 Zn 的主要来源(Thorpe *et al.*, 2007; Thorpe *et al.*, 2008)同时制动磨损也可能是 Zn 的来源之一(Garg *et al.*, 2017)。Westerlund(2001)认为,Zn、Cr 和 Cu 与制动磨损有关,其中 Cu 在制动刹车片中的含量最丰富,浓度范围平均为 11.8% (Westerlund, 2001)。Świetlik 等(2013)也证实了制动磨损是道路交通排放中 Cu 的主要来源;Mn 和 Cu 的排放与车辆磨损过程有关(Pant *et al.*, 2017)。综上,簇 2 可能主要归因于与车辆材料有关的轮胎磨损,制动磨损和制动粉尘。另外,需要提出的是 Zn 在簇 2 中与其他元素的归属度较差(图 3),这主要是因为观景台的锌污染还受到了来自附近铅锌矿开采的影响,这也是 Pb 被单独划分为第三类簇(cluster 3)的主要原因。元素 Cd 同时归属于三个类簇,说明 Cd 的来源比较复杂。从成员值来看(表 3),Cd 在第一类簇中得分最高表明 Cd 元素与第一簇关系最为紧密。贵州省土壤中的 Cd 含量普遍较高,已属于 Cd 的重污染区(张莉等, 2005),因此, Cd 首先受到了土壤本底值的影响。其次, Cd 污染还可能与交通拥堵有关(Gunawardena *et al.*, 2013)。二十四拐地区路面狭窄并且呈“S”状从山脚环绕至山顶,车辆缓行严重。特别当重型车辆经过时减速慢、制动频繁增加了排气和轮胎磨损频率从而导致重金属如 Cd、Cu 和 Zn 的排放加剧(郭广慧等, 2008)。轮胎制造中使用含 Cd 材料也可能是 Cd 的来源之一(Thorpe *et al.*, 2008),研究表明, Cd 主要来自磨损的可能性要大于燃烧(Sternbeck *et al.*, 2002)。此外,机动车辆直接排放的颗粒物及车辆行驶过程中引起的二次扬尘也是 Cd 的一

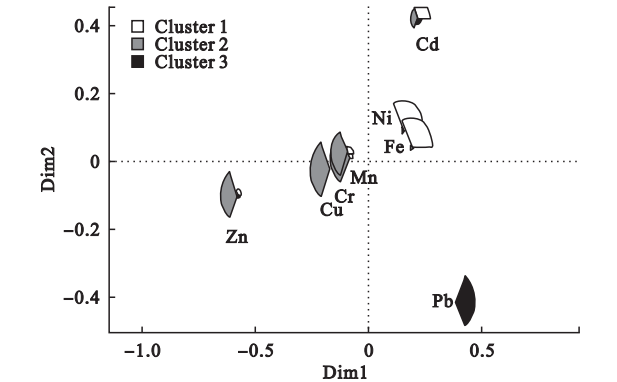


图 3 树附生苔藓中重金属的均值模糊聚类图  
Fig.3 The fuzzy clustering for heavy metals means in epiphytic mosses

个重要来源(Kemp,2002;郭广慧等,2008)。

### 3 结 论

研究区内树附生苔藓中 Zn 和 Pb 的平均含量水平平均超过当地自然背景值,主要来自于人为活动的排放。其中 Pb 含量在观景台出现了最高值,表明铅矿开采可能是该地区 Pb 污染的一个重要来源,而 Zn 同时受到锌矿开采和交通排放的影响。

树附生苔藓中重金属元素的平均富集系数依次为:Zn>Pb>Cd>Cu>Ni>Cr>Mn>Fe,不同地区的污染程度依次为:二十四道拐>观景台>烈士陵园>山脚>半山腰。总体而言,受人为干扰程度高的地区污染程度较严重,受人为干扰程度低的地区污染较轻。

模糊聚类分析结果表明 Ni 和 Fe 主要来自矿物粉尘和交通排放的综合源;Cu、Cr、Mn 和 Zn 主要与车辆的制造材料有关;受当地自然背景值的影响 Cd 的来源较为复杂。

二十四道拐、观景台和烈士陵园是当地居民和外来游客活动较为频繁的地段也是该地区污染尤其是 Pb 和 Zn 污染较为严重的地段,在今后的治理过程中应当予以重视。

**致 谢** 感谢吴启美副教授对此文稿提出宝贵意见,王慧慧、李泽科和王玮同学参与野外工作采集标本。

### 参考文献

方炎明. 2010. 苔藓与城市空气重金属污染:监测评价方法与新近应用. 贵州师范大学学报:自然科学版, **28**(4): 69–74.

郭广慧, 雷 梅, 陈同斌, 等. 2008. 交通活动对公路两侧土壤和灰尘中重金属含量的影响. 环境科学学报, **28**(10): 1937–1945.

郭水良, 于 晶, 陈国奇. 2015. 生态学数据分析:方法、程序与软件. 北京:科学出版社.

刘荣相, 王智慧, 张朝晖. 2011. 苔藓植物对贵州丹寨汞矿区汞污染的生态监测. 生态学报, **31**(6): 1558–1566.

娄红祥. 2012. 苔藓化学与生物学. 北京:科学出版社.

饶 瑶, 包维楷, 闫晓丽. 2010. 苔藓植物监测机动车尾气中元素排放量研究——以九寨沟世界自然遗产地原始林景点为例. 应用与环境生物学报, **16**(1): 23–27.

叶海军. 2006. 模糊聚类分析技术及其应用研究(博士学位论文). 合肥:合肥工业大学.

于 晶. 2005. 上海市树附生孢子植物的生态学研究(博士学位论文). 上海:复旦大学.

张 莉, 周 康. 2005. 贵州省土壤重金属污染现状与对策. 贵州农业科学, **33**(5): 114–115.

张秀芝, 鲍征宇, 唐俊红. 2006. 富集因子在环境地球化学重金属污染评价中的应用. 地质科技情报, **25**(1): 65–

72.

周德辉. 2007. 晴隆县农产品加工业发展模式初探. 集团经济研究, (9Z): 61–62.

周 军. 2012. 被历史迷雾湮没的“二十四道拐”. 文史精华, (11): 50–57.

左思艺, 王智慧, 张朝晖. 2013. 张家湾子金矿苔藓植物物种多样性及其对重金属污染的监测. 生态学杂志, **32**(2): 412–417.

Barańkiewicz D, Siepak J. 1999. Chromium, nickel and cobalt in environmental samples and existing legal norms. *Polish Journal of Environmental Studies*, **8**: 201–208.

Bukowiecki N, Lienemann P, Hill M, et al. 2009. Real-world emission factors for antimony and other brake wear related trace elements: Size-segregated values for light and heavy duty vehicles. *Environmental Science & Technology*, **43**: 8072–8078.

Cincinelli A, Mandorlo S, Dickhut RM, et al. 2003. Particulate organic compounds in the atmosphere surrounding an industrialised area of Prato (Italy). *Atmospheric Environment*, **37**: 3125–3133.

Garg BD, Cadle SH, Mulawa PA, et al. 2017. Brake wear particulate matter emissions. *Environmental Science & Technology*, **34**: 4463–4469.

Gunawardena J, Egodawatta P, Ayoko GA, et al. 2013. Atmospheric deposition as a source of heavy metals in urban stormwater. *Atmospheric Environment*, **68**: 235–242.

Karanasiou A. 2014. Road dust emission sources and assessment of street washing effect. *Aerosol & Air Quality Research*, **14**: 734–743.

Kemp K. 2002. Trends and sources for heavy metals in urban atmosphere. *Nuclear Instruments & Methods in Physics Research*, **189**: 227–232.

Legittimo PC, Benvenuti R. 1996. Heavy metals in epiphytic mosses: An experience in Florence. *Chemistry & Ecology*, **13**: 39–49.

Marchesini M, Pagano R. 2001. The val graveglia manganese district, Liguria, Italy. *Mineralogical Record*, **32**: 349–415.

Mudd JB, Kozłowski TT. 1976. Responses of plants to air pollution. *The Quarterly Review of Biology*, **78**: 1940–1941.

Odabasi M, Muezzinoglu A, Bozlaker A. 2002. Ambient concentrations and dry deposition fluxes of trace elements in Izmir, Turkey. *Atmospheric Environment*, **36**: 5841–5851.

Oludare A, Olayinka H, Nwanya OOA. 2014. Soil and water pollution levels in and around urban scrapyards. *IOSR-JESTFT*, **4**: 2319–2399.

Onianwa PC, Ajayi SO. 2002. Heavy metals contents of roadside mosses in the northern and south-eastern regions of Nigeria. *Chemistry & Ecology*, **18**: 187–194.

Pant P, Shi Z, Pope FD, et al. 2017. Characterization of traffic-related particulate matter emissions in a road tunnel in Birmingham, UK: Trace metals and organic molecular markers. *Aerosol & Air Quality Research*, **17**: 117–130.

Poikolainen J, Kubin E, Piispanen J, et al. 2004. Atmospheric

- heavy metal deposition in Finland during 1985–2000 using mosses as bioindicators. *Science of the Total Environment*, **318**: 171–185.
- Rao DN. 1982. Responses of Bryophytes to Air Pollution. Berlin: Springer Netherlands.
- Salemaa M, Derome J, Helmisaari HS, *et al.* 2004. Element accumulation in boreal bryophytes, lichens and vascular plants exposed to heavy metal and sulfur deposition in Finland. *Science of the Total Environment*, **324**: 141–160.
- Shi Z, Bonneville S, Krom MD, *et al.* 2010. Iron dissolution kinetics of mineral dust at low pH during simulated atmospheric processing. *Atmospheric Chemistry & Physics Discussions*, **10**: 995–1007.
- Steinnes E. 1989. Biomonitoring of Air Pollution by Heavy Metals. Berlin: Springer Netherlands.
- Steinnes E, Friedland AJ. 2006. Metal contamination of natural surface soils from long-range atmospheric transport: Existing and missing knowledge. *Environmental Reviews*, **14**: 169–186.
- Sternbeck J, Sjödin Å, Andréasson K. 2002. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension: Results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*, **36**: 4735–4744.
- Sutherland RA. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, **39**: 611–627.
- Świetlik R, Strzelecka M, Trojanowska M. 2013. Evaluation of traffic-related heavy metals emissions using noise barrier road dust analysis. *Polish Journal of Environmental Studies*, **22**: 561–567.
- Thorpe A, Harrison RM. 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment*, **400**: 270–82.
- Thorpe AJ, Harrison RM, Boulter PG, *et al.* 2007. Estimation of particle resuspension source strength on a major London Road. *Atmospheric Environment*, **41**: 8007–8020.
- Vítězslav P, Arkadiusz N, Marcin N, *et al.* 2014. Effect of 30 years of road traffic abandonment on epiphytic moss diversity. *Environmental Monitoring & Assessment*, **186**: 8943–8959.
- Westerlund K. 2001. Metal emissions from Stockholm traffic-wear of brake linings. *SLB-ANALYS*, **1**: 1–12.
- Zechmeister HG, Dullinger S, Hohenwallner D, *et al.* 2006. Pilot study on road traffic emissions (PAHs, heavy metals) measured by using mosses in a tunnel experiment in Vienna, Austria. *Environmental Science and Pollution Research*, **13**: 398–405.

---

作者简介 刘 润,女,1993 年生,硕士研究生,研究方向为生态学。E-mail: 18084161024@163.com  
责任编辑 李凤芹

---