

# Distribution Characteristics and Pollution Assessment of Heavy Metals in Wounded Soils of Erlang Mountain Highway under Different Restoration Methods

Yunqing Hao<sup>1\*</sup>, Yu Du<sup>1</sup>, Xinyu Liang<sup>1</sup>, Huanlin Song<sup>1</sup>, Xiaoqin Mu<sup>1</sup>, Junyou Wu<sup>1</sup>, Yifan Wang<sup>1</sup>, Wei Li<sup>2#</sup>

<sup>1</sup>College of Resources and Environment, Chengdu University of Information Technology, Chengdu Sichuan

<sup>2</sup>Key Laboratory of Mountain Surface Processes and Ecological Regulation, Chengdu Institute of Mountain Hazards and Environment, Ministry of Water Resources, Chinese Academy of Sciences, Chengdu Sichuan  
Email: Haoyunqing@cuit.edu.cn, #liweili@imde.ac.cn

Received: Sep. 15<sup>th</sup>, 2019; accepted: Oct. 4<sup>th</sup>, 2019; published: Oct. 11<sup>th</sup>, 2019

## Abstract

In order to analyze the content characteristics of four heavy metals (Zn, Cr, Pb, Cu) in wounded soil under artificial and natural restoration and their correlation with soil chemical indexes, the soil of Erlangshan Highway in Ya'an City of Sichuan Province was taken as the research object in April 2018, and the soil background values of Sichuan Province and national soil heavy metals level II background values were used as evaluation criteria to analyze the soil heavy metal pollution and potential ecological risk under two restoration modes. The results showed that the average content of Zn was the largest and that of Cr was the lowest under any restoration mode. The order of the average content of four heavy metals was different from low to high under the two restoration modes. The order of the average content of four heavy metals was: Zn > Cu > Pb > Cr under artificial restoration mode and Zn > Cu > Cr > Pb under natural restoration mode. The variation coefficients of the four heavy metals were 22.80% - 60.95% under artificial restoration and 28.37% - 69.67% under natural restoration, which indicated that the distribution of heavy metals in soil under the two restoration methods was relatively uniform and there was some similarity. Except that the maximum values of Pb and Cu are higher than the background values of Sichuan Province, the contents of other heavy metals do not exceed the standard values of Grade II of China's soil environmental quality standards. The contents of Cr, Pb, Zn and Cu in soil under artificial restoration and natural restoration were significantly positively correlated, and the three elements of Zn, Cr and Pb might come from the same source. Copper is negatively correlated with IP (inorganic phosphorus), while the other three metal elements are positively correlated. There is no significant correlation between the four elements and  $\text{NO}_3^-$ -N, TP and IP. Comparing single factor index method and Nemerow comprehensive pollution index method with Hakanson potential ecological hazard index method, the analysis results are basi-

\*第一作者。

#通讯作者。

cally the same. The comprehensive pollution index under the two restoration methods is less than 2, which is light pollution. The potential ecological hazard coefficient and potential ecological hazard index under artificial restoration are higher than those under natural restoration, so it can be inferred that the soil under artificial intervention is better than that under natural restoration. The potential ecological hazards of heavy metals recovered are higher than those under natural restoration.

## Keywords

Highway Wound, Heavy Metals in Soil, Manual Reversion, Natural Recovery, Pollution Assessment, Potential Ecological Risk

# 不同恢复方式下二郎山公路创面的土壤重金属分布特征及其污染评价

郝云庆<sup>1\*</sup>, 杜宇<sup>1</sup>, 梁馨予<sup>1</sup>, 宋奂霖<sup>1</sup>, 穆小琴<sup>1</sup>, 吴军佑<sup>1</sup>, 王祎凡<sup>1</sup>, 李伟<sup>2#</sup>

<sup>1</sup>成都信息工程大学资源环境学院, 四川 成都

<sup>2</sup>中国科学院水利部, 成都山地灾害与环境研究所, 山地表生过程与生态调控重点实验室, 四川 成都  
Email: Haoyunqing@cuit.edu.cn, #liwei@imde.ac.cn

收稿日期: 2019年9月15日; 录用日期: 2019年10月4日; 发布日期: 2019年10月11日

## 摘要

于2018年4月以四川省雅安市二郎山公路创面土壤作为研究对象, 分析人工恢复与自然恢复下土壤中4种重金属(Zn, Cr, Pb, Cu)的含量特征及其与土壤化学指标之间的相关性, 以四川省土壤背景值和全国土壤重金属II级背景值为评价标准, 对两种恢复方式下的土壤重金属污染和潜在生态风险进行分析评价。结果显示: 无论何种恢复方式下Zn的平均含量值最大, Cr的最低, 在这两种恢复方式下4种重金属的平均含量由低到高的排序有所不同, 人工恢复方式下为: Zn > Cu > Pb > Cr, 自然恢复方式下为Zn > Cu > Cr > Pb。人工恢复方式下4种重金属的变异系数在22.80%~60.95%之间, 自然恢复下在28.37%~69.67%之间, 表明在两种恢复方式下土壤中重金属含量分布比较均匀, 存在一定的相似性。除Pb最大值和Cu最大值比四川省背景值高外, 其他重金属含量均未超过我国土壤环境质量的II级标准值。人工恢复和自然恢复方式下土壤中Cr、Pb、Zn、Cu含量之间呈极显著正相关, Zn、Cr、Pb三种元素可能来源相同。Cu元素与IP (无机磷)为负相关, 其余三种金属元素为正相关; 四种金属元素与NO<sub>3</sub>-N、TP、IP的相关性不显著。对比单因子指数法和内梅罗综合污染指数法与Hakanson潜在生态危害指数法得出的分析结果是基本一致, 两种恢复方式下的综合污染指数都在2以下, 为轻污染; 人工恢复下的潜在生态危害系数及潜在生态危害指数均大于自然恢复状态下的值, 可推测出人工干预的土壤恢复存在的重金属潜在生态危害较自然恢复下的高。

## 关键词

公路创面, 土壤重金属, 人工恢复, 自然恢复, 污染评价, 潜在生态风险

Copyright © 2019 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

## 1. 引言

土壤作为水圈、岩石圈、生物圈及大气圈的核心,具有为其提供交换物质的介质,还起到重要的净化污染物作用[1] [2]。但近几年来随着经济的快速发展,极大地刺激了资源能源的开发、交通体系的完善,在其施工过程中严重破坏土壤环境,如果恢复不当将引起后续一系列的生态环境问题[3]。对施工后产生的裸露土地进行恢复时需考虑在其恢复过程中存在的隐蔽危害,例如是否对其土壤带来污染。在自然条件下,一般土壤中的重金属主要来源于成土母岩和植被的凋落物及大气降落的颗粒物[4]。在人为作用下也可将重金属带入土壤,因此在选择对裸露土地进行恢复时应考虑到是否对其进行二次破坏。

土壤中的重金属具有隐蔽性、长期性、不可逆性和高生物毒性等特点,一旦重金属进入土壤中很难分离出来,改变原有土壤特性,对植物生长造成危害,并通过食物链威胁人类身体健康[5] [6]。传统上,土壤重金属的污染问题主要集中在农业用地方面,而城市土壤重金属污染在近几年内才成为国际学术界关注的热点问题[7] [8] [9]。道路边坡作为距离交通污染源最近的区域,边坡土壤承受着来自交通污染物的直接影响,该区域的土壤重金属污染往往有着与路域其他范围的不同特征和规律[10]。以往的国内外的研究多集中在城市或农田及其边缘地区的土壤重金属,就其来源[11] [12] [13]、分布特征[14] [15] [16]、污染评价及修护[17] [18] [19] [20]问题等方面进行研究,而对于道路边坡裸露土地采用不同修复方式时带来的后续土壤重金属污染问题目前鲜有报道。

中国西南部地区属多山地形,该地区的道路建设基本是盘山公路,边坡创面大,不易修复,这些都严重破坏了边坡土壤环境[21],容易诱发次生灾害。对于边坡土壤修复,不同的破坏类型所采取的修复方法也有所不同,要在综合考虑环境因素、现场实施难度、经济成本等的基础上确定[22]。而本研究着重对不同恢复方式下进行边坡土壤修复后带来的土壤重金属含量增加及污染评价和潜在危险进行分析,以四川二郎山高速公路修建后形成的创面修复为例,为边坡土壤修护时需注意的土壤重金属污染问题提供参考价值。

## 2. 研究区概况

研究区二郎山位于四川省雅安市天全县境内,中心点位于县城之西 50 公里处,海拔为 3437 米,距成都 172 公里,是青衣江、大渡河的分水岭,为自然地理的分界线。由于东西海拔悬殊,气温差异大,具有垂直变化的山地气候特征,其大气环流,受季风控制,形成天全气候类型是以亚热带季风气候为基带的山地气候。东坡年降雨日约 280 天,年降雨量约为 1900 mm,多集中于 8~10 月,终日云雾缭绕,晴天日照仅 4~5 h。西坡年降雨仅 900~1000 mm,多风少雨及冰雪霜冻。土壤复杂多样,自然土壤主要为水稻土、潮土、紫色土、黄壤、高山寒漠土。由于气候条件优越,二郎山生物种群复杂,物种丰富,据不完全统计,共有维管束植物 68 科 380 属 1500 余种,属国家重点保护珍稀树种有珙桐(*Davidia involucrata*)、水青树(*Tetracentron sinense*)、连香树(*Cercidiphyllum japonicum*)、楠木(*Phoebe zhennan*)等 18 种。山脚多是亚热带植被,如山茶树(*Camellia japonica*)、毛竹(*Phyllostachys heterocyclus cv. Pubescens*)、山橘树(*Glycosmis cochinchinensis*)、棕榈(*Trachycarpus fortunei*);随着海拔上升,有暖温带和寒温带的植被如云杉(*Picea asperata*)和冷杉(*Abies fabri*)暗针叶林,海拔继续升高,有高山灌丛草甸。

### 3. 研究方法

#### 3.1. 样品采集

于 2018 年 4 月中旬, 采用典型抽样方法对四川二郎山东西坡面进行样地的布点, 选取高速路面边坡植被遭到破坏后人工恢复(即做人工防护措施的区域, 在坡面上做有水泥栅格固定并在栅格内种植垂穗披碱草(*Elymus nutans*)和黑麦草(*Lolium perenne*)等植物(见 图 1), 人工 10 年以上, 20 年以上和自然恢复 10 年以上、20 年以上的样地, 以及东西坡面土壤背景值, 共 10 个采样点(图 2), 样地的基本情况见表 1。同时采用蛇形布点法对选取的 10 个样点布设  $1\text{ m} \times 1\text{ m}$  的固定样地进行土壤采集, 其中每个样地分别采集 0~10 cm 和 10~20 cm 土壤各一份, 每份 2 kg, 共计 60 份样品, 各样品带回实验室后, 则需注意样品避免阳光直射, 自然风干, 去除石子、树枝等, 充分混匀后采用四分法收集土壤, 一份存留、一份将其研磨后过分别过 2 mm、0.25 mm、0.149 mm, 再将过筛后的土壤用于土壤重金属的测定分析。



Figure 1. Scene of artificial restoration measures  
图 1. 人工恢复措施图

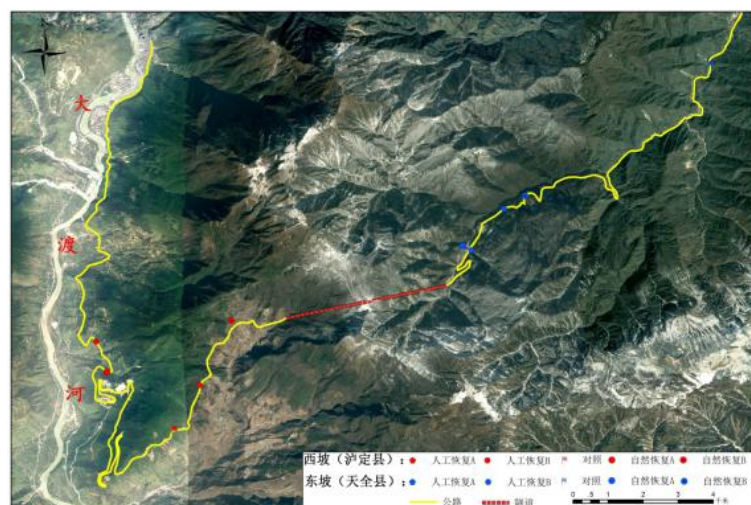


Figure 2. Distribution of sampling sites  
图 2. 采样点布设图



**Table 1.** Basic survey of sample foundation**表 1.** 样地基本概况

坡向	恢复方式	恢复年限长短	经纬度	坡向	海拔
东坡(天全县)	自然恢复	24 年(A)	北纬 29.864444° 东经 102.313889°	40	2140 m
	自然恢复	16 年(B)	北纬 29.877075° 东经 102.329876°	35	1900 m
	人工恢复	21 年(A)	北纬 29.863333° 东经 102.316111°	40	2100 m
	人工恢复	12 年(B)	北纬 29.873889° 东经 102.324444°	35	1970 m
	柳杉林 本底值	未破坏	北纬 29.911389° 东经 102.376944°	25	1520 m
	自然恢复	24 年(A)	北纬 29.832048° 东经 102.222627°	80	1580 m
西坡(泸定县)	自然恢复	16 年(B)	北纬 29.845172° 东经 102.254595°	35	2300 m
	人工恢复	24 年(A)	北纬 29.828725° 东经 102.24642°	45	2215 m
	人工恢复	15 年(B)	北纬 29.839864° 东经 102.21993°	40	1590 m
	高山松林 本底值	未破坏	北纬 29.81742° 东经 102.23983°	30	2100 m

### 3.2. 测定项目与方法

本研究主要针对土壤中的 Zn、Cu、Cr、Pb、Cd、Hg (Cd、Hg 两类重金属在实验过程中未检出) 几类重金属, 分别准确称取 0.5 g 干燥磨细后的土样 6 份于 6 个消解杯中, 分别为三个空白, 其余三个各加入 1.00 mL 金属标准混合溶液, 然后加入大约 8 mL 王水(硝酸、盐酸体积比 1:3)将样品淹没并摇匀后放入微波消解仪中。消解结束后进行赶酸。赶酸至无白烟, 赶酸完成以后等待冷却至室温, 用漏斗过滤转移至 50 mL 容量瓶中, 用 0.2% 硝酸溶液定容, 随之用等离子发射光谱仪测定溶解性重金属含量。

### 3.3. 评价方法

#### 3.3.1. 土壤重金属污染评价

评价方法采用单因子污染指数法和综合污染指数法[2]。

单因子污染指数的计算:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

式中:  $P_i$  为  $i$  污染物的污染指数,  $C_i$  为  $i$  污染物的实测含量(mg/kg);  $S_i$  为  $i$  污染物的背景值(mg/kg)。

内罗梅综合污染指数法:

$$P_{\text{综}} = \left\{ \left[ \left( \frac{C_i}{S_i} \right)_{\max}^2 + \left( \frac{C_i}{S_i} \right)_{\text{ave}}^2 \right] / 2 \right\}^{1/2} \quad (2)$$

式中:  $(C_i/S_i)_{\max}$  为土壤重金属元素中污染指数最大值;  $(C_i/S_i)_{\text{ave}}$  为土壤各污染指数的平均值。

为了准确评价研究区公路创面在不同修复方式下土壤重金属的污染状况, 本研究选用四川省土壤重金属背景值[23]作为评价标准。

由于目前国内还没有统一的林地重金属污染分级评价标准, 因此本研究参照宁晓波[2]和中华人民共和国土壤环境质量标准[24]。利用单因子污染指数法和多项综合污染指数法的分级标准, 如表 2 所示。

**Table 2.** Standard for classification of heavy metal pollution in soils  
**表 2.** 土壤重金属污染等级评价划分标准

分级	单因子污染指数分级标准		综合污染指数分级标准	
	污染指数	污染等级	污染指数	污染等级
1 级	$P_i < 1$	清洁	$P_i \leq 0.7$	安全
2 级	$1 \leq P_i < 2$	轻污染	$0.7 < P_i \leq 1$	警戒
3 级	$2 \leq P_i < 3$	中污染	$1 < P_i \leq 2$	轻污染
4 级	$P_i \geq 3$	重污染	$2 < P_i \leq 3$	中污染
5 级			$P_i > 3$	重污染

### 3.3.2. 潜在生态风险评价

为确定研究区土壤重金属是否存在生态危害的现象及反映该区域的特殊性,本研究选用 Hakanson 提出的潜在生态危害指数法[25],以四川省重金属土壤重金属背景值作为参比值,来评价研究区土壤重金属是否存在潜在生态风险。

单种重金属潜在生态危害系数( $E_i$ )的计算公式为:

$$E_i = T_r^i \times (C_i / C_{0i}) \quad (3)$$

式中,  $C_i$ 、 $C_{0i}$ 、 $T_r^i$  分别为第  $i$  种重金属的实测含量(mg/kg)、参比值(mg/kg)即土壤背景值和毒性系数。毒性系数根据徐争启等[25]计算的重金属毒性系数( $T_r^i$ ): Zn = 1、Cr = 2、Cu = Ni = Pb = 5、As = 10、Cd = 30、Hg = 40。

多种重金属潜在生态危害指数( $RI$ )的计算公式为:

$$RI = \sum E_i \quad (4)$$

根据  $E_i$  和  $RI$  值,参照沉积物(土壤)中重金属潜在生态危害系数、生态危害指数和污染程度的关系[25],采用丁振华等[26]给出 7 种重金属的潜在生态危害指数  $RI$  划分的潜在生态危害分级标准(表 3)。

**Table 3.** Hakanson evaluation index of potential ecological hazard  
**表 3.** Hakanson 潜在生态危害评价指标

生态危害 Ecological risk	轻微 Slight	中等 Medium	强 Strong	很强 Very strong	极强 Greatly strong
$E_i$	<40	40~80	80~160	160~320	>320
$RI$	<150	150~300	300~600	>600	>720

### 3.4. 数据处理

采用 Excell 和 SPSS19.0 统计软件进行数据处理及分析。

## 4. 结果与分析

### 4.1. 不同恢复方式下的土壤重金属含量

从图 3 可看出不同恢复方式下,四种重金属含量除 Zn 外,其他三种含量差别不大。其中 Zn 的含量最高,人工恢复方式下达到 128.26 mg/kg,自然恢复状态下达到 72.97 mg/kg,两种恢复方式下相差 55.29 mg/kg。Cu 的含量最低,人工恢复方式下为 39.32 mg/kg,自然恢复状态下为 27.96 mg/kg。最低的重金属含量与最高相差达到 100.30 mg/kg,人工恢复方式下达到 128.26 mg/kg,自然恢复状态下达到 72.97 mg/kg,

两种恢复方式下相差 55.29 mg/kg, 两者相差近 5 倍。

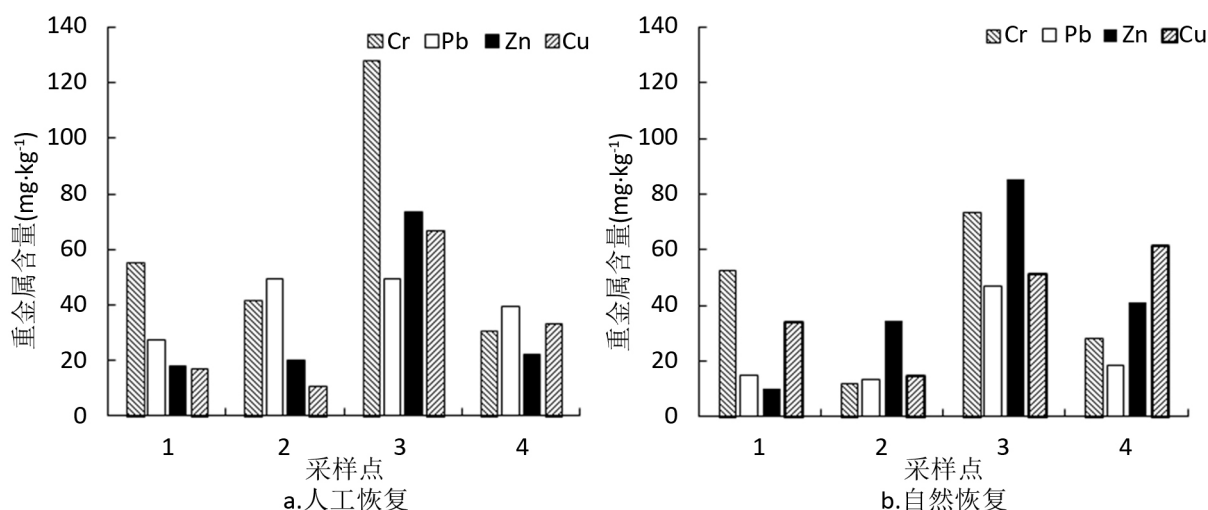


Figure 3. Heavy metal contents in wounded soils under different restoration methods

图 3. 不同恢复方式下的各土壤重金属含量

#### 4.2. 不同恢复方式下的土壤重金属含量分析

土壤中各种重金属元素含量及其分布规律受多种因素的影响, 如成土母质、气候、地形地貌、成土时间、生物活动和人类作用等[27]。由表 4 所示, 无论何种恢复方式下 Zn 的平均含量值最大, 人工恢复状态下达到 79.56 mg/kg, 自然恢复方式下为 64.08 mg/kg; 人工恢复下 Cr 的平均含量最低为 29.38 mg/kg, 自然恢复下平均含量最低为 18.26 mg/kg。在这两种恢复方式下 4 种重金属的平均含量由低到高的排序有所不同, 人工恢复方式下为: Zn > Cu > Pb > Cr, 自然恢复方式下为 Zn > Cu > Cr > Pb。但人工恢复方式下 4 种重金属的变异系数在 22.80%~60.95%之间, 自然恢复下在 28.37%~69.67%之间, 表明在两种恢复方式下土壤中重金属含量分布比较均匀, 存在一定的相似性。而方差结果显示, 除 Cu 外( $P > 0.05$ ), 自然恢复方式下 3 种重金属的平均含量极显著低于人工恢复方式( $P < 0.01$ )。说明不同恢复方式下, 土壤对不同种类的重金属吸附及累积效果完全不同。

Table 4. Analysis of heavy metal contents in wounded soils under different restoration methods

表 4. 不同恢复方式下的土壤重金属含量分析(mg/kg)

恢复方式	项目	Cr	Pb	Zn	Cu
人工恢复	最小值	16.94	10.73	49.42	22.12
	最大值	55.3	49.5	128.26	39.32
	平均值	29.38	30.52	79.56	31.38
	标准差	17.91	18.13	34.04	7.15
	变异系数(%)	60.95	59.41	42.78	22.80
自然恢复	最小值	10.06	11.39	46.93	18.16
	最大值	52.29	34.16	85.3	61.27
	平均值	27.75	18.26	64.08	37.09
	标准差	19.33	10.67	18.18	18.63
	变异系数(%)	69.67	58.43	28.37	50.23

Continued

显著性差异	0.002	0.003	0.000	0.054
四川省土壤背景值	79	30.9	86.5	31.1
土壤环境质量标准 ≤(II 级)	250	250	200	50

从表 5 还可看出,人工恢复下,Cu 的平均含量(31.38 mg/kg)略高于四川省的土壤背景值(31.1 mg/kg) 低于全国土壤背景值(II 类),其余 3 种重金属的平均含量都低于四川省土壤背景值和全国土壤背景值 GB15618-1995 (II 类)。自然恢复状态下,Cr (10.06~52.29 mg/kg)、Pb (11.39~34.16 mg/kg)、Zn (46.93~85.3 mg/kg)、Cu (18.16~61.27 mg/kg),除 Pb 最大值(34.16 mg/kg)和 Cu 最大值(61.27 mg/kg)比四川省背景值(Pb: 30.9 mg/kg Cu: 31.1 mg/kg)高外,否则其他重金属含量均未超过我国土壤环境质量标准(GB15618-1995)中的 II 级标准值。表明该研究区可用于林业用地,但在选择树种时应该注意种植对 Cu 富集性强或者抗逆性强的乔木或者灌木植物。

#### 4.3. 不同恢复方式下土壤重金属及其化学性质指标间的相关性分析

同一研究区域土壤中重金属污染物的含量大小受多种化学性质的影响。通过分析土壤中重金属及其化学性质指标间的相关性就可初步推测出重金属含量受化学指标影响的大小是否相同,若存在显著相关性则说明影响较大,若不存在显著的相关性则影响较小[28],因此用 SPSS 19.0 对两种恢复方式下的土壤重金属含量进行相关性分析。

**Table 5.** Coefficients between heavy metal elements and their correlation between the element and its chemical indexes under different restoration methods

**表 5.** 不同恢复方式下重金属元素间及其与各化学指标的相关系数

恢复方式	Cr	Pb	Zn	Cu	SOC	TN	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	TP	IP	TK	
人工恢复	Cr	1	0.783*	0.713**	0.423*	-0.767*	-0.668*	-0.459*	0.192	0.279	0.234	0.5*
	Pb		1	0.945**	0.448*	-0.655*	-0.457*	-0.398*	0.189	0.558*	0.398	0.518**
	Zn			1	0.595*	-0.534*	-0.289*	-0.375	0.205*	0.555	0.317*	0.394**
	Cu				1	-0.391*	-0.289*	-0.189*	0.035*	0.025*	-0.373	0.383*
自然恢复	Cr	1	0.373*	0.494**	0.271*	-0.154*	-0.445*	-0.303*	0.073	0.331	0.403	0.587*
	Pb		1	0.967**	0.668*	-0.614*	-0.154*	-0.145*	0.275	0.354*	0.05	0.51**
	Zn			1	0.511*	-0.253*	-0.653*	-0.231*	0.138	0.673*	0.57*	0.6**
	Cu				1	-0.62*	-0.626*	-0.076*	0.334	0.51*	-0.261	0.056

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

由表 5 可见,人工恢复和自然恢复方式下土壤中 Cr、Pb、Zn、Cu 含量之间呈极显著正相关,相关系数(R)分别在 0.423~0.945 和 0.271~0.967 之间; Zn 元素与 Cr 和 Pb 两种元素相关性在 0.01 水平上显著相关(可推测出这三种元素可能来源相同),其余元素之间在 0.05 水平上显著相关;两种恢复方式下土壤四种重金属元素与 SOC(有机碳)、TN(总氮)和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N(铵态氮)在 0.05 水平上为显著负相关; Cu 元素与 IP(无机磷)为负相关,其余三种金属元素为正相关;四种元素与 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、TP、IP 的相关性不显著。总体来说不同的化学指标与各种重金属之间的相关系数各不相同,对各种重金属含量的影响也不相同。



#### 4.4. 不同恢复方式下土壤重金属污染评价

由表 6 可以看出, 以四川省土壤背景值和全国 II 级土壤环境质量标准值作为评价标准, 两种恢复方式下的综合污染指数都在 2 以下, 为轻污染; 在相同的成土母岩条件下, 人工恢复方式下的土壤重金属的综合污染指数( $P$ )明显高于天然恢复, 表明人工恢复可能对当地土壤造成轻微的重金属污染。从单因子污染指数( $P_i$ )来看, 以四川省土壤背景值为评价标准时: 人工恢复方式下 Cr 的  $P_i < 1$ , 处于清洁状态, Pb、Cu、Zn,  $1 < P_i < 2$ , 属于轻污染程度, 污染指数的大小排序为: Cr < Cu < Zn < Pb; 自然恢复方式下除 Pb 的  $P_i$  值大于 1 外(轻污染), 其他重金属元素都在 1 以下, 属于清洁未污染状态。以全国 II 级土壤环境质量标准值为评价标准时: 人工恢复和自然恢复方式下 Cr、Pb、Zn、Cu 的  $P_i$  值均小于 1, 污染指数的大小排序分别为: Pb < Cr < Zn < Cu, 并且人工恢复方式下的各金属元素的污染指数均高于自然恢复, 可见, 就土壤重金属来看, 人工恢复对其起到负面影响。

**Table 6.** Assessment indexes of heavy metal pollution in wounded soils under different restoration methods

**表 6.** 不同恢复方式下土壤重金属污染评价指数

恢复方式	评价标准	单因子污染指数( $P_i$ )				综合污染指数( $P$ )
		Cr	Pb	Zn	Cu	
人工恢复	四川省土壤背景值	0.7	1.60	1.48	1.26	1.44
	土壤环境质量标准 ≤ (II 级)	0.22	0.20	0.64	0.79	0.64
自然恢复	四川省土壤背景值	0.66	1.11	0.84	0.90	0.998
	土壤环境质量标准 ≤ (II 级)	0.21	0.14	0.36	0.56	0.45

#### 4.5. 不同恢复方式下土壤重金属的潜在生态风险评价

从潜在生态风险评价结果(表 7)来看, 无论是以四川省土壤背景值还是全国 II 级土壤环境质量标准值作为参比值, 人工恢复和自然恢复下四种土壤重金属元素的潜在生态危害系数( $E_i$ ) < 40, 潜在生态危害指数(RI) < 90 均属于轻微生态危害水平。在同一种参比背景值下, 相比两种恢复方式, 人工恢复下的潜在生态危害系数及潜在生态危害指数均大于自然恢复状态下的值, 可推测出人工干预的土壤恢复存在的重金属潜在生态危害较自然恢复下的高, 如果只关注修复过程中研究区土壤重金属存在的潜在生态风险大小, 建议选择自然恢复效果更佳。

**Table 7.** Ecological coefficient and index of potential hazard of heavy metals in wounded soils under different restoration methods

**表 7.** 不同恢复方式土壤重金属的潜在危害生态系数及指数

恢复方式	参比值	潜在生态危害系数( $E_i$ )				潜在生态危害指数(RI)
		Cr	Pb	Zn	Cu	
人工恢复	四川省土壤背景值	1.4	8	1.48	6.3	17.18
	土壤环境质量标准 ≤ (II 级)	0.44	1	0.64	3.95	6.03
自然恢复	四川省土壤背景值	1.32	5.55	0.84	4.5	12.21
	土壤环境质量标准 ≤ (II 级)	0.42	0.7	0.36	2.8	4.28

## 5. 结论

无论何种恢复方式下 Zn 的平均含量值最大, Cr 的最低, 在这两种恢复方式下 4 种重金属的平均含量由低到高的排序有所不同, 人工恢复方式下为: Zn > Cu > Pb > Cr, 自然恢复方式下为 Zn > Cu > Cr > Pb。人工恢复方式下 4 种重金属的变异系数在 22.80%~60.95%之间, 自然恢复下在 28.37%~69.67%之间, 表明在两种恢复方式下土壤中重金属含量分布比较均匀, 存在一定的相似性。

除 Pb 最大值和 Cu 最大值比四川省背景值高外, 其他重金属含量均未超过我国土壤环境质量的 II 级标准值。表明该研究区可用于林业用地, 但在选择树种时应该注意种植对 Cu 富集性强或者抗逆性强的乔木或者灌木植物。

人工恢复和自然恢复方式下土壤中 Cr、Pb、Zn、Cu 含量之间呈极显著正相关, Zn 元素与 Cr 和 Pb 两种元素相关性在 0.01 水平上显著相关, 可推测出这三种元素可能来源相同。Cu 元素与 IP (无机磷) 为负相关, 其余三种金属元素为正相关; 四种元素与  $\text{NO}_3^-$ -N、TP、IP 的相关性不显著。总体来说不同的化学指标与各种重金属之间的相关性系数各不相同, 对各种重金属含量的影响也不相同。

对比单因子指数法和内梅罗综合污染指数法与 Hakanson 潜在生态危害指数法得出的分析结果是基本一致。以四川省土壤背景值和全国 II 级土壤环境质量标准值作为评价标准, 两种恢复方式下的综合污染指数都在 2 以下, 为轻污染; 从单因子污染指数( $P_i$ )来看, 以四川省土壤背景值为评价标准时, 人工恢复方式下 Cr 处于清洁状态, Pb、Cu、Zn 处于轻污染程度, 自然恢复方式下除 Pb 为轻污染, 其他重金属元素属于清洁未污染状态。以全国 II 级土壤环境质量标准值为评价标准时, 人工恢复和自然恢复方式下 Cr、Pb、Zn、Cu 为清洁健康状态, 人工恢复方式下的各金属元素的污染指数均高于自然恢复。

采用潜在生态风险评价得出研究区土壤属于轻微生态危害水平。在同一种参比背景值下, 相比两种恢复方式, 人工恢复下的潜在生态危害系数及潜在生态危害指数均大于自然恢复状态下的值, 可推测出人工干预的土壤恢复存在的重金属潜在生态危害较自然恢复下的高, 如果只关注修复过程中研究区土壤重金属存在的潜在生态风险大小, 建议选择自然恢复效果更佳。

## 基金项目

国家重点研发计划课题(2017YFC0504903); 2016 年度中国科学院关键技术人才项目(CAS201665)。

## 参考文献

- [1] 朱永官, 段桂兰, 陈保冬, 等. 土壤-微生物-植物系统中矿物风化与元素循环[J]. 中国科学: 地球科学, 2014, 1(6): 1107-1116.
- [2] 宁晓波, 项文化, 方晰, 等. 贵阳花溪区石灰土林地土壤重金属含量特征及其污染评价[J]. 生态学报, 2008, 29(4): 2169-2177.
- [3] 沈镛, 高丽. 中国西部能源及矿业开发与环境保护协调发展研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2013, 23(10): 17-23.
- [4] 郑晴之, 王楚栋, 王诗涵, 等. 典型小城市土壤重金属空间异质性及其风险评价: 以临安市为例[J]. 环境科学, 2018, 39(6): 2875-2883.
- [5] 曾斌. 土壤重金属污染及生物修复[J]. 中国科技信息, 2017(8): 40-41.
- [6] 周旋, 郑琳, 胡可欣. 污染土壤的来源及危害性[J]. 武汉工程大学学报, 2014, 36(7): 12-19.
- [7] 易昊旻. 区域土壤重金属污染不同方法评估结果的比较研究[D]: [硕士学位论文]. 南京: 南京大学, 2014.
- [8] 楚纯洁, 朱玉涛. 城市土壤重金属污染研究现状及问题[J]. 环境研究与监测, 2008, 21(3): 7-11.
- [9] Manta, D.S., Angelone, M., Bellanca, A., et al. (2002) Heavy Metals in Urban Soils: A Case Study from the City of Palermo (Sicily), Italy. *Science of the Total Environment*, **300**, 229-243. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00273-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00273-5)
- [10] 祝遵凌, 崔利杰, 王飒. 路基边坡土壤重金属污染特征及评价[J]. 水土保持研究, 2012, 19(6): 127-130.

- [11] 戴彬, 吕建树, 战金成, 等. 山东省典型工业城市土壤重金属来源、空间分布及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(2): 507-515.
- [12] Benítez, E., Romero, E., Gómez, M., *et al.* (2001) Biosolids and Biosolids-Ash as Sources of Heavy Metals in a Plant-Soil System. *Water Air & Soil Pollution*, **132**, 75-87. <https://doi.org/10.1023/A:1012012924151>
- [13] 陈丹青, 谢志宜, 张雅静, 等. 基于 PCA/APCS 和地统计学的广州市土壤重金属来源解析[J]. 生态环境学报, 2016, 25(6): 1014-1022.
- [14] Yan, W.B., Mahmood, Q., Peng, D.L., *et al.* (2015) The Spatial Distribution Pattern of Heavy Metals and Risk Assessment of Moso Bamboo Forest Soil around Lead-Zinc Mine in Southeastern China. *Soil & Tillage Research*, **153**, 120-130. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.05.013>
- [15] 杨勇, 刘爱军, 朝鲁孟其其格, 等. 锡林郭勒露天煤矿矿区草原土壤重金属分布特征[J]. 生态环境学报, 2016, 25(5): 885-892.
- [16] 史浩圆, 杨萍果, 周进财, 等. 临汾市不同功能区土壤重金属分布特征及污染评价[J]. 干旱区资源与环境, 2018, 32(8): 135-140.
- [17] 朱光旭. 首钢搬迁遗留场地及周边土壤重金属污染评价及淋洗修复研究[D]: [博士学位论文]. 北京: 中国科学院大学, 2014.
- [18] 郑小东, 荣湘民, 罗尊长, 等. 土壤重金属污染及修复方法研究进展[J]. 农学学报, 2011(10): 37-43.
- [19] Venegas, A., Rigol, A. and Vidal, M. (2015) Viability of Organic Wastes and Biochars as Amendments for the Remediation of Heavy Metal-Contaminated Soils. *Chemosphere*, **119**, 190-198. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.009>
- [20] Chon, H.-T., Lee, J.-S. and Lee, J.-U. (2011) Heavy Metal Contamination of Soil, Its Risk Assessment and Bioremediation. *Geosystem Engineering*, **14**, 191-206. <https://doi.org/10.1080/12269328.2011.10541350>
- [21] 赵晶. 陕南高速公路边坡人工植被恢复初期土壤及群落特征变化研究[D]: [硕士学位论文]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2012.
- [22] 丰瞻, 许文年, 李少丽, 等. 基于恢复生态学理论的裸露山体生态修复模式研究[J]. 中国水土保持, 2008(4): 23-26.
- [23] 马婵媛, 邓红艳. 重庆市某工业遗留地土壤重金属污染状况分析与评价[J]. 四川环境, 2017, 36(2): 81-85.
- [24] 中华人民共和国土壤环境质量标准(GB15618-1995) [S]. 北京: 中国标准出版社, 1995.
- [25] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [26] 丁振华, 贾洪武, 刘彩娥, 等. 黄浦江沉积物重金属的污染及评价[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(2): 64-66.
- [27] 周墨, 李娟, 唐庆, 等. 成土母质对土壤元素地球化学特征的控制作用[C]//中国矿物岩石地球化学学会. 中国矿物岩石地球化学学会第 14 届学术年会论文集. 南京: 《高校地质学报》出版社, 2013: 469.
- [28] 孙慧珍, 陆小静, 陈明月, 等. 哈尔滨市不同类型人工林土壤重金属含量[J]. 应用生态学报, 2011, 22(3): 614-620.