

植被恢复模式对工业污染地土壤重金属的影响*

——以韶关市马坝森林公园为例

黄华蓉¹ 张亮²

(1. 广东省岭南综合勘察设计院, 广东 广州 510663; 2. 广东省林业调查规划院, 广东 广州 510520)

摘要 拟建的韶关市马坝森林公园受周边铅锌冶炼厂的影响, 土壤存在不同程度的重金属污染, 植被稀少, 环境恶劣。因此, 该研究评估韶关市曲江区马坝森林公园土壤重金属污染程度, 对比不同植被恢复的造林模式(补植套种、疏伐改造和人工造林)在去除土壤重金属中的作用。经现场踏查, 研究区域的主要地类为疏林地、未成林造林地和无立木林地。疏林地优势树种为桉树 *Eucalyptus robusta*、白花泡桐 *Paulownia fortunei* 和马尾松 *Pinus massoniana*; 未成林造林地主要树种为山杜英 *Elaeocarpus sylvestris*、樟树 *Cinnamomum camphora*、枫香 *Liquidambar formosana* 等。研究表明: 该区域土壤重金属污染较为严重, 尤其是 Cd 的污染, 单因子潜在生态风险指数达到“极强”。不同的造林模式对土壤重金属的去除效力有显著的差异。其中, 补植套种显著降低了土壤中 Cu、Pb、Ni 元素的含量, 疏伐改造显著降低了土壤中 Zn、Cd、Pb 和 Cr 的含量。

关键词 植被恢复; 造林模式; 重金属污染; 风险评估

中图分类号: X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 2096-2053 (2021) 05-0052-09

Effects of Vegetation Restoration Patterns on Soil Heavy Metals in Industrially Polluted Areas: A Case Study of Maba Forest Park

HUANG Huarong¹ ZHANG Liang²

(1. Lingnan Integrated Exploration and Design Institute of Guangdong, Guangzhou, Guangdong 510663, China; 2. Guangdong Forestry Survey and Planning Institute, Guangzhou, Guangdong 510520, China)

Abstract The proposed Maba Forest Park in Shaoguan city was affected by the surrounding lead and zinc smelting plants. The soil was polluted by varying degrees of heavy metals, the vegetation was scarce and the environment was harsh. Therefore, the purpose of this study was to assess the soil heavy metal pollution in Maba Forest Park, and compare the effects of different afforestation models (replanting interplanting, thinning, and artificial afforestation) on the removal of heavy metals in the soil. According to field investigation, the main types of land in the study area are sparse forest, unformed forest and non-standing forest. *Eucalyptus robusta*, *Paulownia fortunei* and *Pinus massoniana* were the dominant species in the open forest. The main tree species in unformed forest were *Elaeocarpus sylvestris*, *Cinnamomum camphora* and *Liquidambar formosana*. The results showed that the soil heavy metal pollution was serious in this area. Especially for Cd element, the single factor potential ecological risk index indicated “extremely strong”. Different afforestation models had significant

* 基金项目: 2017 年中央节能减排财政政策综合示范城市典型示范项目森林碳汇造林(含生态景观带建设)补助资金(Z155110010003)。

第一作者: 黄华蓉(1978—), 女, 高级工程师, 主要从事林业勘察设计, E-mail: gzscaurong@163.com。

通信作者: 张亮(1980—), 男, 高级工程师, 主要从事林业调查规划, E-mail: mhcdxnh@163.com。

differences in the removal efficiency of heavy metals from soil. The contents of Cu, Pb and Ni in the soil were significantly reduced by supplementary planting and interplanting, and the contents of Zn, Cd, Pb and Cr in the soil were significantly reduced by thinning.

Key words vegetation restoration; afforestation models; heavy metal pollution; risk assessment

经济的快速发展,必然不断增加对矿产资源的需求。矿产资源的开采和冶炼等生产过程中产生的含有较高重金属污染水平(例如 Pb、Cr、Ni、Zn、Cu)的废料和废气通常向生产现场或附近的地方排放。大量的研究表明,重金属在环境中极具持久性,不可生物降解,且具有生物毒性^[1-2]。当重金属在水生生境和土壤中蓄积后,往往造成农田土壤、土壤和水源的污染,对当地的生态环境构成较大的威胁与危害^[3-4]。因此,开展矿区污染地的生态恢复,确保矿区经济发展与环境协调持续,成为当今急需解决的问题^[5]。通常,废料和废气未经处理就被排放至环境,其对环境的影响的研究较少,使得这些污染地点的潜在危险在很大程度上仍不为人所知,难以提出补救技术或合适的生态修复计划。利用适当的质量标准和风险评估方法对污染地进行风险等级评估,将有助于阐明重金属污染问题^[6-7]。因此需要通过监测环境中重金属的浓度来准确评估污染地的重金属污染风险^[8],例如欧洲标准测量和测试程序(European Community Bureau of Reference)往往用于研究重金属的流动性和生物利用度^[9]。而另外一些风险评估标准可以用来评估重金属的风险。例如,地理累积指数(Geoaccumulation Index)是一种用于估计重金属污染水平的方法^[10-11]。污染因子(Contamination Factor)的实时测定被认为是监测一段时间内污染的有效方法,污染程度(Contamination Degree)通过污染因子的所有值的总和来计算^[12-13]。潜在生态风险指数(Potential Ecological Risk Index)可以综合评价重金属影响的环境风险^[13-14]。当我们进行土壤重金属污染评价时,参考指标的选取会直接影响到土壤重金属污染评价的真实性、合理性和科学性,重金属污染指标的评价必定是建立在各区域环境和政策的基础上的。我国土壤重金属含量普遍存在空间异质性^[15],因此在评价土壤重金属污染时,同时采用国家标准以及地方标准是最常见和最稳妥的方法^[16]。

利用植被恢复吸收、转移土壤中的重金属是

改善工业污染地最常用也是最有效的方法之一。已有研究表明,通过建立稳定、高效的人工植被生态系统,能够有效吸收土壤中的重金属元素,起到去除土壤重金属污染的作用。张刘东等人^[17]的研究表明黑松 *Pinus thunbergii* 对土壤 Cu 和 Cd 的修复效果最好,侧柏 *Platycladus orientalis* 对土壤 Zn 的修复效果最好。同样,张金婷等人^[2]的研究表明巨菌草 *Pennisetum giganteum*、香根草 *Vetiveria zizanioides*、伴矿景天 *Sedum plumbizincicola* 等地被植物在种植一年后就能够显著降低土壤重金属污染的风险等级。鉴于不同类型的植物对重金属的吸收能力不同,因此不同的种植模式或是种植密度对重金属的修复能力具有一定差异。Chen 等人^[18]的研究表明植被的种植增加了 Cd 的迁移率,降低了 As 的迁移率,而不同植被类型和种植密度间 As 和 Cd 的总浓度和比例存在显著差异。补植套种、疏伐改造和人工造林是常见的几种植被恢复的造林模式,在污染地植被恢复的实际应用中均取得了良好的效果,但是我们还不清楚这几种植被恢复的造林模式对工业污染地的重金属去除效果如何。

实验地(拟建的韶关市马坝森林公园)位于韶关铅锌冶炼厂南边,西北盛行风向的下风区,冶炼厂生产过程中产生的二氧化硫等污染物排放到大气中,形成酸沉降,对该区域造成了破坏。此外,矿渣等生产废弃物中含有大量铅、镉、汞、铊等重金属离子,污染了周边土壤;还有少量污染物随废水进入北江流域,致研究区域的水源受到不同程度的影响。因此,本研究的目的是(1)利用适当的重金属风险评估方法,确定韶关市曲江区马坝森林公园土壤重金属污染程度;(2)对比不同植被恢复的造林模式(补植套种、疏伐改造和人工造林)去除土壤重金属中的作用效果。研究旨在通过阐明该区域重金属污染的风险程度,通过测定不同造林模式下重金属的去除状况,以检验生态修复效果,这将对支持该拟建的韶关市马坝森林公园的可持续发展决策进程至关重要。

namomum camphora、枫香 *Liquidambar formosana* 等。桉树林下植被主要是杂灌和杂草等，其他地块几乎不见灌木和草本。造林区域按照现状分为 17 个地块，各个地块的概况和位置分布详见图 1。

2 研究方法

2.1 造林设计

植被恢复结合实地情况，按改造后的森林景观类型进行造林分区区划，将原来的 17 个地块重新区划为 3 个改造目标类型，共 10 个作业小班（图 2），详细造林方式见表 1。

2.2 样品采集和测定

在每个造林方式下随机选取 3~4 个海拔相近、坡向相同的采样点，分别于植被恢复前（2018 年 1 月 15 日）和植被恢复 2 年后（2020 年 8 月 3 日），在每个采样点随机挖取一个剖面，采集 0~25 cm 和 25~50 cm 层土壤样品。采样完成后用四分法对混匀后的土壤样品进行减量，带回实验室，经自然风干后拣去动植物残体和石块，用木棍磨碎后过 0.25 mm 孔径尼龙筛，室温密封保存，用于测定土壤重金属含量。具体的采样点分布见图 2。

根据研究目的，土壤样品测定指标为重金属 Cu、Zn、Pb、Cd、Ni、Cr 的含量。上述所有指标测试方法均参照鲍士旦^[19]编著的《土壤农化分析》中的 HF-HNO₃-HClO₄ 消解法，用原子分光

光度计法测定，每个样品的光度值取稳定后 3 次重复的平均值。

2.3 数据处理

根据测得的重金属 Cu、Zn、Pb、Cd、Ni、Cr 的含量，对不同植被恢复区域的土壤重金属特征进行分析。运用 EXCEL 进行数据整理，运用 R 语言（P version 4.1.0）对数据进行分析 and 作图。

污染风险评价参照《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 15618—2018）^[20]以及广东省环境监测中心发布的《广东地带性土壤的环境背景值》^[21]，采用内梅罗综合污染指数法^[22]和潜在生态风险指数相结合的方法对重金属污染程度进行评价^[23]。

内梅罗综合污染指数计算公式如下：

（1）单因子污染指数计算

$$P_i = C_i / S_i$$

式中： P_i 为土壤重金属元素 i 的污染指数； C_i 为土壤重金属元素 i 含量的实测值； S_i 为重金属元素 i 的限量标准值。单因子污染指数法评价标准： $P_i \leq 1$ ，无污染； $1 < P_i \leq 2$ ，轻度污染； $2 < P_i \leq 3$ ，中度污染； $P_i \geq 3$ ，重度污染。

（2）综合污染指数计算

为全面反映多种重金属对土壤的综合作用，突出高浓度重金属对环境质量的影响，采用内梅罗综合污染指数法。

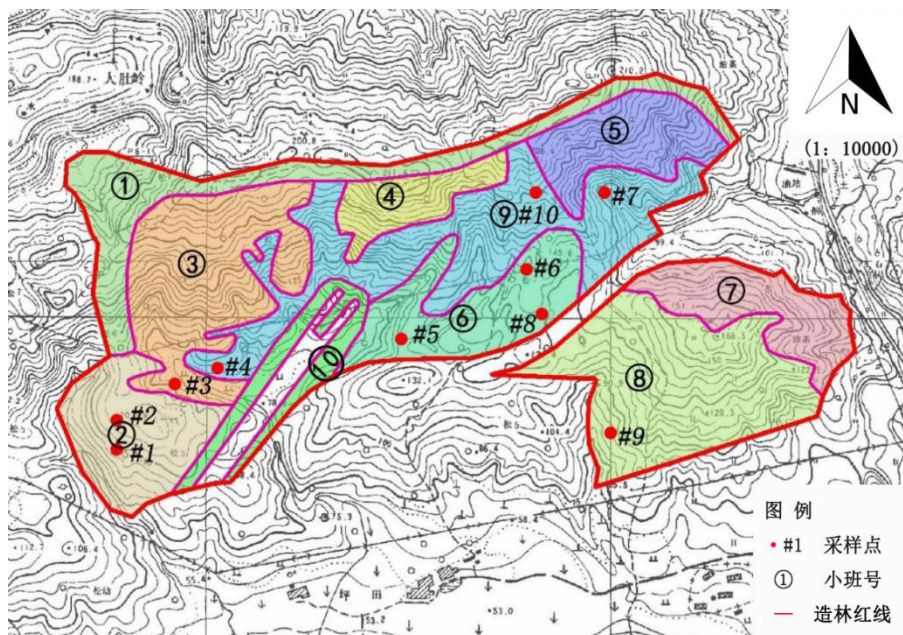


图 2 研究区域各小班采样点分布

Figure 2 Distribution of sampling points of each small class in the survey region

$$P_m = \sqrt{P_{i\max}^2 + P_{i\text{avg}}^2}$$

式中： P_m 为内梅罗综合污染指数； $P_{i\max}$ 为土壤各重金属元素污染指数的最大值； $P_{i\text{avg}}$ 为土壤各重金属污染指数的平均值。内梅罗污染指数可分为 5 级， $P_m \leq 0.7$ 时表示土壤仍清洁； $0.7 < P_m \leq 1.0$ 表示土壤尚清洁（警戒线）， $1.0 < P_m \leq 2.0$ 表示土壤轻度污染， $2.0 < P_m \leq 3.0$ 表示土壤中度污染， $P_m > 3.0$ 表示土壤受到重污染。

（3）潜在生态风险指数能够分别反映研究区域中单个及多种重金属元素对土壤的潜在生态影响。计算公式如下：

$$E_i = T_i \times \frac{C_i}{C_o}$$

$$R_i = \sum_{i=1}^n E_i$$

式中： E_i 为重金属元素 i 的单因子潜在生态风险指数， T_i 为重金属 i 的毒性响应系数（ $\text{Cd} = 30 > \text{Pb} = \text{Cu} = \text{Ni} = 5 > \text{Cr} = 2 > \text{Zn} = 1$ ）； C_i 是调查区土壤重金属 i 的实测浓度， C_o 是广东省土壤重金属的区域背景值； R_i 为土壤第 n 个采样点综合因子潜在生态风险指数。潜在生态风险等级划分如下： $E_i \leq 40$ 属于轻微生态风险； $40 < E_i \leq 80$ 属于中等生态风险； $80 < E_i \leq 160$ 范围内，属于强生态风险； $160 < E_i \leq 320$ 属于强生态风险； $E_i > 320$ 达到极强生态风险。 $R_i \leq 150$ 属于轻微生态风险； $150 < R_i \leq 300$ 属于中等生态风险； $300 < R_i \leq 600$ 属于强生态风险； $R_i > 600$ 则为很强生态风险。

3 结果与分析

3.1 土壤重金属污染程度评价

经单因子污染指数评价，调查区不同重金属

表 2 土壤重金属污染程度
Table 2 The extent of soil heavy metal pollution

评价标准 Evaluation standard	编号 Number	重金属单因子污染指数 Heavy metal single factor pollution index						平均污染 指数 Mean pollution index	综合污染指数 Composite pollution index	污染等级 Pollution levels
		Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni			
土壤环境质 量标准 Soil environmental quality standards	1	0.04	0.17	0.20	0.80	0.15	0.05	0.24	0.84	安全
	2	0.06	0.24	0.36	1.09	0.20	0.06	0.34	1.14	轻度污染
	3	0.05	0.29	0.43	1.98	0.21	0.06	0.50	2.05	中度污染
	4	0.16	1.12	2.83	13.99	0.29	0.09	3.08	14.33	严重污染
	5	0.13	1.27	1.51	16.1	0.26	0.10	3.23	16.42	严重污染
	6	0.09	1.04	0.77	7.86	0.24	0.09	1.68	8.03	严重污染
	7	0.03	0.23	0.13	0.84	0.18	0.04	0.24	0.87	安全
	8	0.04	0.22	0.06	0.59	0.20	0.08	0.20	0.62	安全
	9	0.04	0.20	0.16	0.57	0.19	0.05	0.20	0.60	安全
	10	0.03	0.24	0.29	1.11	0.17	0.04	0.31	1.15	轻度污染
	平均	0.07	0.50	0.67	4.49	0.21	0.07			
广东省土壤 环境背景值 Background value of soil environment in Guangdong province	1	1.07	1.72	2.95	23.65	1.07	0.70	5.19	24.21	严重污染
	2	1.59	2.49	5.23	32.16	1.38	0.92	7.29	32.98	严重污染
	3	1.52	3.00	6.20	58.35	1.44	0.98	11.91	59.55	严重污染
	4	4.32	11.44	41.21	411.60	2.02	1.43	78.67	419.05	严重污染
	5	3.49	13.03	22.03	473.40	1.80	1.57	85.89	481.14	严重污染
	6	2.55	10.69	11.20	231.10	1.67	1.46	43.11	235.06	严重污染
	7	0.80	2.38	1.86	24.62	1.27	0.65	5.27	25.18	严重污染
	8	1.15	2.23	0.89	17.31	1.41	1.18	4.03	17.77	严重污染
	9	1.13	2.10	2.33	16.77	1.30	0.75	4.06	17.25	严重污染
	10	0.84	2.48	4.24	32.51	1.19	0.61	6.98	33.25	严重污染
	平均	1.85	5.16	9.81	132.10	1.46	1.03			

元素的单因子污染指数平均值大小依次为 $Cd > Pb > Zn > Cr > Cu \approx Ni$ ，其中，采样点 2、3、10 土壤中 Cd 以及采样点 4、5、6 土壤中 Zn 有轻度污染（表 2），而采样点 4、5、6 土壤中 Cd 属于重度污染。采样点 4、5 土壤中 Pb 污染分别处在“中度”和“轻度”水平。经内梅罗综合污染指数评价，调查区 10 个采样点中有 6 个受到不同程度的重金属污染。其中，轻度污染、中度污染和重度污染水平所占比率分别为 20%、10% 和 30%，采样点 8、9 处于“安全”水平，而采样点 1 和 7 则处于“警戒线”水平。

然而，以广东地带性土壤的环境背景值作为评价标准时结果显示，经单因子污染指数评价后，除个别采样点的个别重金属外，例如采样点 7、10 土壤中 Cu ，采样点 8 土壤中 Pb ，采样点 1、2、3、6、9、10 土壤中 Ni ，其他采样点所有重金属都有不同程度的污染。污染最为严重的是 Cd ，单因子污染指数在 16.77~473.42 之间，均值为 132.14，其中污染最为严重的是采样点 5，其次是采样点 4 和 6。在 10 个采样点中，土壤 Pb 的超标率达 90%（有 9 个处于污染水平），平均污染指数为 9.81，污染最严重的是采样点 4，其次是采样点 5 和 6。重金属 Zn 和 Cr 的平均污染指数虽然低于 Pb ，分别为 5.16 和 1.46，但污染范围广，10 个采样点均超标，与 Cd 和 Pb 类似，污染最严重的地点仍然为采样点 4、5、6。重金属 Cu 的污染率为 80%，单因子污染指数在 0.80~4.34 之间，

均值为 1.85，各采样点 Ni 的单因子污染指数范围（0.61~1.57）波动性小于其他 5 种重金属，同时，其污染率为 40%，但整个研究区域 Ni 的平均污染指数仍然高于 1，处于轻度污染水平。内梅罗综合污染指数评价发现，调查区土壤污染非常严重，10 个采样点均受到重度污染，其中，污染最为严重的是采样点 4、5、6，综合污染指数分别为 481.14、419.05 和 235.06，远远高于其他采样点。

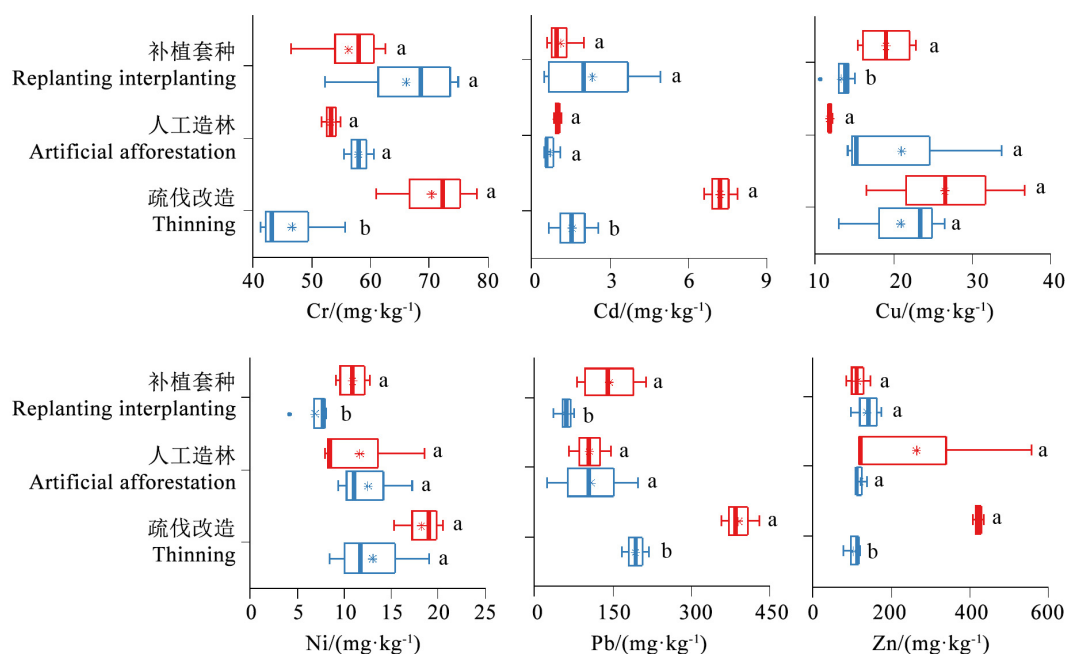
各重金属单因子潜在生态风险指数评价结果显示，调查区土壤中 Cd 的单因子潜在生态风险指数均远远高于 320（表 3），达到“极强”潜在生态风险，其中生态风险指数最高的是采样点 5 和 4，单因子生态风险指数分别达到 14 202.60 和 12 348.00。同样，上述两个采样点 Pb 污染风险分别达到“很强”和“强”水平，而其他剖面 Pb 的单因子生态风险指数均处于“轻微”水平。调查区 Cu 、 Zn 、 Cr 和 Ni 的生态风险因子均在 40 以下，潜在生态风险较低。重金属综合潜在生态风险指数评价结果表明，调查区土壤重金属污染整体上具有“强”或“很强”的潜在生态风险。其中，“强”生态风险比例为 20%，而处于“很强”的生态风险水平的土壤占 80%。综合生态风险指数最高者仍为采样点 5 和 4，综合风险指数分别达到 14 354.68 和 12 598.28，远高于规定值 600。

3.2 不同造林模式对土壤重金属的修复效果

图 3 对比了恢复前后土壤中重金属的含量。结果表明，补植套种显著降低了土壤中 Cu 、 Pb 、

表 3 潜在生态风险因子 (E_i) 和综合风险指数 (R_i)
Table 3 Potential ecological risk factors (E_i) and comprehensive risk index (R_i)

采样点 Sampling point	Cu		Zn		Pb		Cd		Cr		Ni		R_i	等级
	E_i	等级	E_i	等级	E_i	等级	E_i	等级	E_i	等级	E_i	等级		
1	5.35	轻	1.72	轻	14.75	轻	709.50	极强	2.14	轻	3.50	轻	736.96	很强
2	7.95	轻	2.49	轻	26.15	轻	964.80	极强	2.76	轻	4.60	轻	1 008.75	很强
3	7.60	轻	3.00	轻	31.00	轻	1 750.50	极强	2.88	轻	4.90	轻	1 799.88	很强
4	21.60	轻	11.44	轻	206.05	很强	12 348.0	极强	4.04	轻	7.15	轻	12 598.28	很强
5	17.45	轻	13.03	轻	110.15	强	14 202.60	极强	3.60	轻	7.85	轻	14 354.68	很强
6	12.75	轻	10.69	轻	56.00	轻	6932.40	极强	3.34	轻	7.30	轻	7 022.48	很强
7	4.00	轻	2.38	轻	9.30	轻	738.60	极强	2.54	轻	3.25	轻	760.07	很强
8	5.75	轻	2.23	轻	4.45	轻	519.30	极强	2.82	轻	5.90	轻	540.45	强
9	5.65	轻	2.10	轻	11.65	轻	503.10	极强	2.60	轻	3.75	轻	528.85	强
10	4.20	轻	2.48	轻	21.20	轻	975.30	极强	2.38	轻	3.05	轻	1 008.61	很强



注：图为处理前后土壤中重金属含量的箱线图。其中，箱子的上下限，分别是数据的上四分位数和下四分位数；箱子的中间的线，是数据的中位数；* 表示数据的平均值，代表了样本数据的平均水平；误差线代表标准差（ $n=3$ 或 4）；红色代表处理前，蓝色代表处理后；字母“abc”代表 Duncan 检验的结果。

Note: figure shows box plot of heavy metal content before and after treatment. Where, the upper and lower limits of the box are respectively the upper and lower quartiles of data; the line in the middle of the box is the median of the data; the asterisk represents the average value of the data and the average level of the sample data; the error line represents the standard deviation ($n=3$ or 4); red represents before treatment, blue represents after treatment; the letters “abc” stand for the results of Duncan’s test.

图3 处理前后土壤中重金属含量

Figure 3 Soil heavy metal content before and after treatment

Ni 元素的含量 ($P < 0.05$)。其中，土壤中 Cu 元素的含量由原来的 19.04 mg/kg 下降到了 13.32 mg/kg；Pb 元素的含量由原先的 143.53 mg/kg 下降到了 58.15 mg/kg；Ni 元素的含量由原先的 10.86 mg/kg 下降到了 6.895 mg/kg，补植套种后 Zn、Cd 和 Cr 的含量轻微上升。

人工造林下的 Cr 以及 Cu 元素含量出现轻微上升，Zn、Cd、Pb 和 Ni 出现下降的趋势，人工造林前后的金属元素差异均不显著。而疏伐改造后均降低了土壤中 Cu、Zn、Cd、Pb、Cr 和 Ni 的含量，其中 Zn、Cd、Pb 和 Cr 处理前后差异显著。Zn 由处理前的 421.62 mg/kg 下降到了 103.16 mg/kg；Cd 由 8.18 mg/kg 下降到了 1.56 mg/kg；Pb 由 390.94 mg/kg 下降到了 192.92 mg/kg；Cr 由原来的 70.38 mg/kg 下降到了 46.62 mg/kg。尽管处理前后 Cu 和 Ni 差异不显著，但处理后 Cu 和 Ni 均有降低的趋势，Cu 由处理前的 34.45 mg/kg 下降到了处理后的 20.92 mg/kg，Ni 则由处理前的 18.25 mg/kg

下降到了 13.02 mg/kg。

4 结论与讨论

4.1 本研究同时参照《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 15618—2018）^[20] 以及广东省环境监测中心发布的《广东地带性土壤的环境背景值》^[21]。当以广东地带性土壤的环境背景值作为评价标准时，单因子污染指数以及内梅罗综合污染指数评价下的重金属污染程度，均比以《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准（试行）》作为评价标准时要严重。但不论何种指标体系和评价方法，该区域土壤重金属污染均较为严重，主要是由于 Cd 污染严重。Cd 的生物蓄积性强、在人体内的半衰期长达 6~40 年，对免疫系统、心血管系统等具有毒性效应，进而引发多种疾病^[24]。该区域污染最为严重的采样点是 4、5、6，污染程度远远高于其他采样点，主要也是 Cd 和 Pb 污染较为严重导致的。各重金属

单因子潜在生态风险指数评价结果同样也表明：调查区生态风险指数最高的是采样点 5 号和 4 号，Cd、Pb 污染风险达到“强”水平以上。这可能是由于该区域位于韶赣高速两侧，裸露面积较大，且部分区域有废弃石料堆放。废弃石料作为重金属的直接来源，可能是导致该区域重金属污染严重的主要原因。其次，大量的裸露土地，以及植被的缺乏，也会通过影响土壤中重金属的淋溶量和重金属迁移转化量，从而影响土壤中的重金属污染程度^[25]。这也说明，选择合适的植物种类以及植被恢复措施对减轻土壤重金属积累可能会有重要作用^[26-27]。

植被吸收和积累会影响重金属在土壤中的分布，植物类型可能对重金属有显著影响^[27]。先前的研究表明，植被种植可以影响土壤的物理和化学性质，并影响重金属的溶解性、流动性和毒性。例如，Perry 和 Berkeley^[28]发现植被可以增加细颗粒物和有机质的含量，直接促进金属浓度的增加；王丽艳等人^[29]的研究结果表明：植被种植可以减少煤矸石风化物中重金属含量。榆树 *Ulmus pumila* 和紫穗槐 *Amorpha fruticosa* 的混交模式对重金属 Cd 的去除效果最好，其次是侧柏和刺槐 *Robinia pseudoacacia* 组成的针阔混交林。这些研究均表明了不同的植被物种具有不同的金属保留能力，但这些研究主要集中在不同植物种类和混交模式对土壤重金属的影响。而我们的研究结果表明，植被恢复过程中，不同的造林模式对土壤重金属的去除效力有着显著的差异。其中，补植套种显著降低了土壤中 Cu、Pb、Ni 元素的含量，疏伐改造显著降低了土壤中 Zn、Cd、Pb 和 Cr 的含量。但补植套种后 Zn、Cd 和 Cr 的含量轻微上升，以及人工造林下的 Cr 以及 Cu 元素含量出现一定程度的上升，前人的研究也发现了同样的规律^[30-31]。最近的一项研究表明，种植方式可能会影响地上、地下植物的生物量和根生物量，导致重金属的重新分布。而根系生长和氧化能力随混合植被的不同而不同^[32]，因此不同造林恢复模式间的植物种类和种植方式对重金属分布有不同的影响。这些差异可能解释了不同造林模式对 Zn、Cd 和 Cr 积累的影响。

4.2 本研究通过对实验地（拟建的韶关市马坝森林公园）进行重金属风险评估，对比不同植被恢复的造林模式（补植套种、疏伐改造和人工造林）

在去除土壤重金属中的作用效果。研究旨在评估该区域重金属污染的风险程度，测定不同造林模式下重金属的去除状况。结果表明：

（1）以广东地带性土壤的环境背景值作为评价标准时，重金属污染程度都比以《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准（试行）》三级标准作为评价标准时要严重。但不论何种指标体系和评价方法，该区域土壤重金属污染均较为严重，尤其是 Cd 的污染，单因子潜在生态风险指数达到“极强”潜在生态风险。其中，污染最为严重的是采样点 4、5、6，重金属的污染程度高于其他采样点。

（2）不同的造林模式对土壤重金属的去除效力有着显著的差异。其中，补植套种显著降低了土壤中 Cu、Pb、Ni 元素的含量，疏伐改造显著降低了土壤中 Zn、Cd、Pb 和 Cr 的含量。但补植套种后 Zn、Cd 和 Cr 的含量轻微上升，以及人工造林下的 Cr 以及 Cu 元素含量出现一定程度的上升。

参考文献

- [1] YANG Y Y, WU H N, SHEN S L, et al. Environmental impacts caused by phosphate mining and ecological restoration: a case history in Kunming, China[J]. Natural Hazards, 2014, 74(2): 755-770.
- [2] 张金婷, 孙华, 谢丽, 等. 典型棕地修复前后土壤重金属生态风险变化: 以江西贵溪冶炼厂为例[J]. 生态学报, 2017(18): 6128-6137.
- [3] 亢晨宇, 贺泽好, 于亚军. 复垦不同年限煤矸山土壤重金属污染状况评价[J]. 水土保持研究, 2017, 24(5): 343-346.
- [4] 王笑峰, 蔡体久, 张思冲, 等. 不同类型工矿废弃地基质肥力与重金属污染特征及其评价[J]. 水土保持学报, 2009, 23(2): 157-161.
- [5] 谭琳, 肖丽娜, 江瑶, 等. 森林土壤重金属空间分布特征及污染评价: 以华南沿海地区为例[J]. 林业与环境科学, 2021, 37(1): 116-121.
- [6] 李怡欣, 谢桂军, 李腊梅, 等. 广东麻竹笋及产地土壤重金属污染与风险评价[J]. 林业与环境科学, 2020, 36(6): 103-109.
- [7] 解懿妮, 叶龙华, 李小川, 等. 云浮市油茶适生地区土壤重金属含量变异分析及污染评价[J]. 林业与环境科学, 2017, 33(6): 84-90.
- [8] LI R, CHAI M, QIU G Y. Distribution, fraction, and ecological assessment of heavy metals in sediment-plant

- system in mangrove forest, South China Sea[J]. Plos One, 2016, 11(1): e147308.
- [9] NEMAT K, ABU B N, ABAS M R, et al. Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction procedure in different depths of sediments from Sungai Buloh, Selangor, Malaysia[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 192(1): 402-410.
- [10] 尚英男, 倪师军, 张成江, 等. 应用地质累积指数评价成都市河流表层沉积物重金属污染[J]. 广东微量元素科学, 2005, (10): 12-16.
- [11] ODEWANDE A A, ABIMBOLA A F. Contamination indices and heavy metal concentrations in urban soil of Ibadan metropolis, southwestern Nigeria[J]. Environ Geochem Health, 2008, 30(3): 243-254.
- [12] ZHANG Y Q, WU D, WANG C X, et al. Impact of coal power generation on the characteristics and risk of heavy metal pollution in nearby soil[J]. Ecosystem health and sustainability, 2020, 6(1): 1787092.
- [13] NSIKAK U B, ESSIEU D U, JOSEPH P E, et al. Geochemical fractionation and ecological risks assessment of benthic sediment-bound heavy metals from coastal ecosystems off the Equatorial Atlantic Ocean[J]. Int J Sediment Res, 2017, 32(3): 410-420.
- [14] 朱艳, 李韬. 潜在生态风险评价在鸭儿湖环境管理中的运用[J]. 环境科学与技术, 2006 (10): 67-68.
- [15] 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.
- [16] 章海波, 骆永明, 李远, 等. 中国土壤环境质量标准中重金属指标的筛选研究[J]. 土壤学报, 2014, 51(3): 429-438.
- [17] 张刘东, 李传荣, 刘云, 等. 植被恢复模式对土壤重金属质量分数和土壤酶活性的影响: 以山东省淄博市四宝山破坏山体为例[J]. 中国水土保持科学, 2012, 10(3): 87-92.
- [18] CHEN H, SU H, GUO P, et al. Effects of planting patterns on heavy metals (Cd, As) in soils following mangrove wetlands restoration[J]. Int J Phytoremediation, 2019, 21(8): 725-732.
- [19] 鲍士旦. 土壤和农业化学分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2008.
- [20] 生态环境部. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 15618—2018[S]. 北京: 中国环境出版社, 2018.
- [21] 广东省土壤普查办公室. 广东土壤 [M]. 北京: 科学出版社, 1993.
- [22] 息朝庄, 戴塔根, 张惠军, 等. 湖南湘潭市土壤重金属污染调查与评价[J]. 水土保持通报, 2008 (3): 133-137.
- [23] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution-control - a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [24] 杜丽娜, 余若祯, 王海燕, 等. 重金属镉污染及其毒性研究进展[J]. 环境与健康杂志, 2013, 30(2): 167-174.
- [25] 于亚军, 贺泽好. 煤矸山复垦土壤重金属污染的生态风险评价[J]. 西南农业学报, 2017, 30(10): 2367-2370.
- [26] SU H, SU H, GUO P, et al. Effects of planting patterns on the concentration and bioavailability of heavy metals in soils during wetland restoration[J]. International journal of environmental science and technology (Tehran), 2019, 16(2): 853-864.
- [27] CHEN F Y, YANG Y J, MI J X, et al. Effects of vegetation pattern and spontaneous succession on remediation of potential toxic metal-polluted soil in mine dumps[J]. Sustainability (Basel, Switzerland), 2019, 11(2): 397.
- [28] PERRY C T, BERKELEY A. Intertidal substrate modification as a result of mangrove planting: Impacts of introduced mangrove species on sediment microfacies characteristics[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2009, 81(2): 225-237.
- [29] 王丽艳, 韩有志, 张成梁, 等. 不同植被恢复模式下煤矸石山复垦土壤性质及煤矸石风化物的变化特征[J]. 生态学报, 2011, 31(21): 6429-6441.
- [30] 韩煜, 赵伟, 张淇翔, 等. 不同植被恢复模式下矿山废弃地的恢复效果研究[J]. 水土保持研究, 2018, 25(1): 120-125.
- [31] 彭东海, 侯晓龙, 何宗明, 等. 金尾矿废弃地不同植被恢复模式对土壤理化性质的影响[J]. 水土保持学报, 2015, 29(6): 137-142.
- [32] FERREIRA A C, GANADE G, LUIZ D A J. Restoration versus natural regeneration in a neotropical mangrove: Effects on plant biomass and crab communities[J]. Ocean coast manage, 2015, 110: 38-45.