

# 不同人工植被群落对铅锌矿废弃地径流重金属流失特征的影响

陶晨斌, 竺宇航, 陈建军, 阎凯, 李元, 李博

(云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201)

**摘要:** 研究不同人工植被群落及土壤改良对铅锌矿废弃地径流重金属流失特征的影响, 为矿区废弃地的生态恢复提供前期修复思路。采用径流小区试验, 通过混合施加有机肥和钙肥对土壤进行改良, 在自然降雨条件下, 分别在铅锌矿废弃地原状土及改良土上构建不同人工植被群落(草—灌—草、乔—灌—草), 对地表径流的产生量与径流中泥沙、Cd、Pb、As 的含量和流失量进行了分析研究。结果表明: (1) 原状土下, 乔—灌—草模式相较于草模式和灌—草模式, 累计径流产生量分别减少 11.3% 和 0.8%, 同一人工植被群落, 改良土相较于原状土累计径流产生量减少 3.2%~18.8%; 原状土下, 灌—草模式相较于草模式、乔—灌—草模式, 累计泥沙量分别减少 28.9%, 14.0%, 同一人工植被群落, 改良土相较于原状土累计泥沙量减少 40.0%~63.3%。(2) 原状土下, 不同人工植被群落溶解态 Cd、Pb、As 累计流失量分别为 2.7~7.2, 104.3~295.1, 1.4~5.4 mg/m<sup>2</sup>, 改良土相较于原状土, 不同人工植被群落溶解态 Cd、Pb、As 累计流失量分别减少 47.7%~61.0%, 43.8%~64.6%, 43.8%~63.8%。(3) 原状土下, 不同人工植被群落颗粒态 Cd、Pb、As 累计流失量分别为 2.5~9.0 g/m<sup>2</sup>, 437.5~1 347.2, 16.2~89.9 mg/m<sup>2</sup>; 改良土相较于原状土, 不同人工植被群落颗粒态 Cd、Pb、As 累计流失量分别减少 53.7%~72.0%, 55.4%~65.8%, 60.2%~71.1%。(4) 颗粒态 Cd、Pb、As 流失量分别占总流失量的 99.8%~99.9%, 77.1%~84.1%, 85.1%~96.7%。综上所述, 人工植被群落越复杂, 径流量、泥沙和重金属的流失量越低; 施加改良剂能进一步强化植被群落的截流功能; 重金属的流失主要以颗粒态为主。

**关键词:** 采矿废弃地; 植被群落; 土壤改良; 重金属流失

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2022)01-0375-09

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2022.01.048

## Effects of Different Artificial Vegetation Communities on Characteristics of Heavy Metal Loss in Runoff of Lead Zinc Mine Wasteland

TAO Chenbin, ZHU Yuhang, CHEN Jianjun, YAN Kai, LI Yuan, LI Bo

(College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201)

**Abstract:** This paper studied the effects of different artificial vegetation communities and soil improvement on the characteristics of heavy metal loss in the runoff of lead-zinc mine wasteland, in order to provide early restoration ideas for the ecological restoration of mining wasteland. The runoff plot experiment was used to improve the soil by adding organic fertilizer and calcium fertilizer. Under the condition of natural rainfall, different artificial vegetation communities (grass, shrub grass and tree shrub grass) were constructed on the undisturbed soil and improved soil of lead-zinc mine wasteland respectively. The production of surface runoff, the content and loss of sediment, cadmium, lead and arsenic in runoff were analyzed and studied. The results showed that: (1) In undisturbed soil, the cumulative runoff decreased by 11.3% and 0.8% respectively compared to grass communities and irrigated grass communities. Compared with undisturbed soil, the cumulative runoff of improved soil decreased by 3.2%~18.8% in the same artificial vegetation community. In undisturbed soil, the accumulated sediment of shrub grass community decreased by 28.9% and 14.0% respectively compared with grass community and tree shrub grass community. Compared with undisturbed soil, the cumulative sediment of improved soil decreased by 40.0%~63.3% in the same artificial vegetation community. (2) In undisturbed soil, the cumulative losses of dissolved cadmium, lead and arsenic in different artificial vegetation communities were 2.7~7.2, 104.3~295.1 and 1.4~5.4 mg / m<sup>2</sup> respectively. Com-

收稿日期: 2021-07-03

资助项目: 云南省重点研发项目(2019BC001-04)

第一作者: 陶晨斌(1996—), 男, 在读硕士研究生, 主要从事土壤重金属污染修复研究。E-mail: taochenbin@126.com

通信作者: 李博(1986—), 男, 博士, 副教授, 主要从事生态环境研究。E-mail: ecolibo@foxmail.com

pared with the undisturbed soil, the cumulative losses of dissolved cadmium, lead and arsenic in different artificial vegetation communities decreased by 47.7%~61.0%, 43.8%~64.6% and 43.8%~63.8% respectively. (3) In undisturbed soil, the cumulative losses of particulate cadmium, lead and arsenic in different artificial vegetation communities were 2.5~9.0 g/m<sup>2</sup>, 437.5~1 347.2 and 16.2~89.9 mg/m<sup>2</sup> respectively. Compared with the undisturbed soil, the cumulative loss of particulate cadmium, lead and arsenic in different artificial vegetation communities decreased by 53.7%~72.0%, 55.4%~65.8% and 60.2%~71.1% respectively. (4) The losses of particulate cadmium, lead and arsenic accounted for 99.8%~99.9%, 77.1%~84.1% and 85.1%~96.7% of the total loss respectively. In conclusion, the more complex the artificial vegetation community, the lower the runoff, sediment and heavy metal loss. Adding soil amendment could further strengthen the interception function of vegetation community. Under different plant communities, the loss of particulate heavy metals dominated.

**Keywords:** mining wasteland; vegetation community; soil improvement; loss of heavy metals

铅锌矿资源的开采利用在带来经济效益的同时也对周边环境造成了严重的破坏<sup>[1]</sup>,开采完成以后所遗留的铅锌矿废弃地,地表破坏严重且生态系统极度退化,多种重金属直接暴露于地表,通过矿渣、污水排放、尾矿堆积、大气沉降、地表径流等途径向周边环境扩散<sup>[2-4]</sup>,其中降雨带来的地表径流向环境中输出了大量的重金属<sup>[5]</sup>,重金属从受污染的土壤中渗入地表径流水中<sup>[6]</sup>,在下游河流中富集堆积<sup>[7]</sup>,同时也有部分径流下渗污染地下水<sup>[8-9]</sup>,最终通过食物链威胁到人类的生存发展。

云南兰坪矿区是我国目前已探明的最大铅锌矿床,其中 Cd、Zn 金属储量共 1 547.61 万 t,分别占全国 7.48%和 13.91%<sup>[10]</sup>。由于开采技术落后、环境管理不善及污染治理措施滞后等问题,导致大量重金属元素进入矿区地表生态系统,带来了严重的环境污染<sup>[11-13]</sup>。已有研究<sup>[14]</sup>发现,兰坪铅锌矿区周边土壤 Cd 和 Pb 含量较高,分别达到了 76.38,4 100.40 mg/kg。采矿废弃地的恢复可分为物理、化学和生物恢复<sup>[15]</sup>,相较于其他 2 种方式,生物恢复的成本较低,对自然环境的影响最小但修复时间较长,为此可采取化学恢复、生物恢复联用的方法。其中生物恢复主要研究单一植物的恢复效果,重点分析土壤理化性质的变化,对流动性较强的地表径流研究较少,而不同植物组成的植被群落对重金属面源污染具有很好的调控功能<sup>[16]</sup>,不同的植被覆盖类型能够影响土壤侵蚀,进而影响重金属的输出<sup>[17]</sup>,还能通过植物修复降低土壤中重金属的有效态含量,进一步降低重金属的输出风险<sup>[18]</sup>。化学恢复主要通过添加土壤改良剂,一方面能够通过提供养分促进植物生长,减少水土流失,强化植被群落的功能<sup>[19]</sup>;另一方面,土壤改良剂能够凭借自身的材料特性优化土壤结构,并通过一系列物理、化学反应降低土壤重金属有效态含量<sup>[20-21]</sup>。

因此,本研究选择兰坪县来龙铅锌矿废弃地,在

矿区废弃地坡面上建立不同的人工植被群落并施加土壤改良剂,监测不同人工植被群落试验小区在自然降水条件下地表径流的产生量以及地表径流中(泥沙、Cd、Pb、As)的浓度。通过研究不同人工植被群落对铅锌矿废弃地水土流失和重金属输出特征的影响,得出不同重金属随地表径流迁移的特征,筛选出最合适的人工植被群落,这对于控制采矿废弃地的重金属在自然环境中迁移有着重要的科学意义,能够为采矿废弃地的生态恢复提供前期思路。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

试验地位于云南省兰坪县金顶镇来龙村某历史遗留铅锌矿废弃地,地理坐标为东经 99°28'18"—99°29'34",北纬 26°26'46"—26°27'44",区域属亚热带高原季风气候,海拔约 2 900 m,近年年平均气温 11.8℃,年均降水量 861.4 mm,试验小区土壤为矿渣土,试验区域为陡坡地,平均坡度>45°,土壤背景值:pH 为 8.09,全量 Cd 151.8 mg/kg,全量 Pb 11 600.62 mg/kg,全量 As 1 809.38 mg/kg,有效态 Cd 0.29 mg/kg,有效态 Pb 1.17 mg/kg。

### 1.2 研究方法

1.2.1 试验设计 针对矿区土壤特征,本研究构建了草、灌—草、乔—灌—草 3 种不同类型的人工植被群落,构建植被群落的植物物种以能适应该地气候条件的植物为主,草本植物选用黑麦草(*Lolium perenne* L.),采用种子条播种植,行间距 10 cm;灌木层选用迎春花(*Jasminum nudiflorum*)、比利时杜鹃(*Rhododendron hybridum*),采用丛植,株距 50 cm,行距 40 cm,单一模式下交叉种植迎春花、比利时杜鹃各 3 棵。乔木层选用旱冬瓜(*Alnus nepalensis*),采用丛植,株距 100 cm,单一模式下种植 2 棵旱冬瓜。乔—灌—草模式,群落构建时保持群落中乔木层盖度 20%~25%,灌木层盖度 35%~40%,草本层盖

度 85%~90%;灌—草模式,保持群落中灌木层盖度 35%~40%,草本层盖度 85%~90%;草模式,草本层保持盖度 85%~90%。选择有机肥和钙肥混合对土壤进行改良(有机肥 3 kg/m<sup>2</sup>,钙肥 150 g/m<sup>2</sup>)。试验小区于 2020 年 6 月中旬构建完成,共计 48 个小区,原状土基础下 3 种人工植被群落各设置 8 个小区,改良土基础下 3 种人工植被群落各设置 8 个小区,小区规格为 1 m×2 m,为防止各个径流小区互相干扰,使用 50 cm 高的铝皮对每个径流小区的四周进行隔离,铝皮地下埋 20 cm,地上 30 cm,小区内土壤表面垫高 15 cm。通过小区下方的管道将径流小区的径流引入水桶,用盖遮蔽水桶口,防止外来雨水进入。在种植植被之前,先进行翻地平整,清除杂草,将小区调整为统一的试验条件,在每个径流小区下放置 50 L 水桶收集地表径流,在降水结束后采集水样,带回实验室测定各项指标含量。

1.2.2 样品采集与测定 地表径流收集:径流水样采集时间为 2020 年 7 月 15 日、8 月 14 日、8 月 22 日、9 月 9 日、10 月 5 日、11 月 6 日,共采集 6 次,降雨的场次以降雨间隔 6 h 以上为 1 场雨<sup>[22]</sup>,每次降雨结束后立即采集径流水样。采样之前,先将集水桶内的水搅拌均匀,用钢卷尺分别于桶内 3 个不同位置测定水深,取平均值作为次降雨平均集水深度。利用集水桶尺寸列出数学方程结合每次测量水深计算小区次降雨径流流失量。之后用容积为 1 L 的塑料瓶取中间部分水样(泥水混合物),每次取满 1 L,剩余水及时清空。采样结束后立即将水样送往实验室,于冰柜中 4 ℃ 冷藏待测保存。

泥沙收集:将 1 L 塑料桶收集到的泥水混合物于实验室冰柜静置 12 h 后过滤,通过称重法得到次降雨泥沙流失浓度,经换算得到小区泥沙流失量。

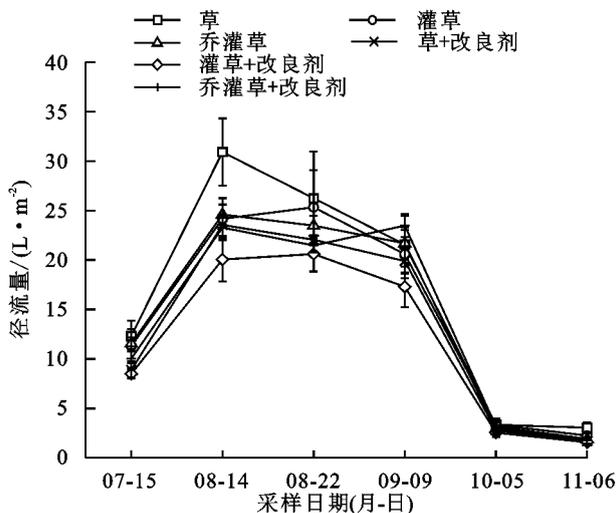


图 1 地表径流产生量

水样指标测定:参照相关标准<sup>[23-24]</sup>,Cd 和 Pb 采用火焰原子分光光度法测定,As 采用原子荧光法测定,泥沙浓度采用烘干称重法测定,泥沙量、Cd、Pb、As 流失量为各物质的浓度乘以地表径流产生量<sup>[25]</sup>。

土壤背景值和径流泥沙中全量 Cd、Pb、As 含量测定:参照《土壤农化分析》<sup>[26]</sup>,Cd、Pb 采用王水—高氯酸消煮—原子吸收光谱法测定,As 采用氢化物发生原子吸收光谱法测定,有效态 Cd、Pb 采用原子吸收法<sup>[27]</sup>测定。

### 1.3 数据处理

数据处理采用 Excel 2013 软件,差异性和相关性分析采用 SPSS 26 软件,Origin 2018 软件进行绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同人工植被群落下铅锌矿废弃地地表径流产生量及泥沙输出量

由图 1 可知,7—11 月共采集 6 次地表径流,可以看到降雨主要集中在 8、9 月,其中 8 月 22 日地表径流量最大,8 月 12 日次之,第 3 径流量为 9 月 9 日的第 4 次产流,这 3 次较大的地表径流产生量占径流总产生量的 79.7%~82.9%。6 次地表径流中,7 月 15 日、8 月 14 日、8 月 22 日和 11 月 6 日 4 次地表径流产生量都以草模式最大,9 月 9 日以乔—灌—草+改良剂模式最大,10 月 5 日以灌—草模式最大;LSD 检验结果显示,灌—草+改良剂模式所产生的径流显著低于其他人工植被群落( $P < 0.05$ ),草模式显著高于草+改良剂模式和乔—灌—草+改良剂模式( $P < 0.05$ ),灌—草模式、乔—灌—草模式、草+改良剂模式和灌—草+改良剂模式之间无显著差异( $P > 0.05$ )。从累计径流输出看,最高为草模式 97.2 L/m<sup>2</sup>,最低为灌—草+改良剂模式 70.6 L/m<sup>2</sup>;改良土组累计径流产生量总体低于原状土组。

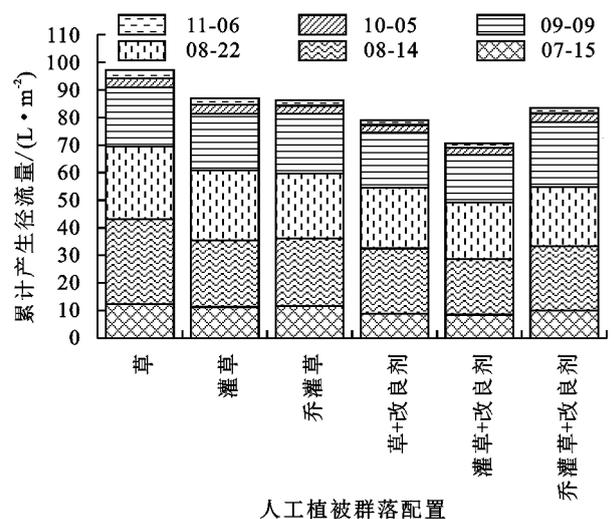


图 1 地表径流产生量

由图 2 可知,地表径流含沙量总体呈下降趋势;

各组处理之间 LSD 检验结果显示,草模式和乔—

灌—草模式径流含沙量改良土组显著低于原状土组 ( $P < 0.05$ ), 灌—草模式径流含沙量改良土组与原状土组无显著差异 ( $P > 0.05$ )。分析单位面积累计泥沙输出量可知, 最高为草模式  $165 \text{ g/m}^2$ , 与累计径流

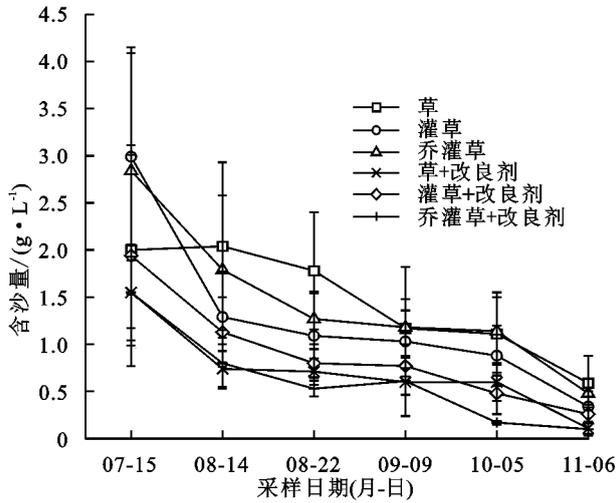


图 2 地表径流含沙量

## 2.2 不同人工植被群落下铅锌矿废弃地地表径流 Cd 流失特征分析

2.2.1 溶解态 Cd 流失 由图 3 可知, 不同人工植被群落下铅锌矿废弃地地表径流溶解态 Cd 浓度总体上随时间变化明显降低, 其中, 8 月 14 日至 9 月 9 日下降最为显著, 在 8 月 14 日乔—灌—草模式有明显增加, 10 月 5 日乔—灌—草模式和灌—草模式有小幅度的增加。LSD 检验结果表明, 原状土组溶解态 Cd 浓度显著大于改良土组 ( $P < 0.05$ ), 乔—灌—草+改良剂模式溶解态 Cd 浓度最低 ( $P < 0.05$ ), 灌—草模式溶解态 Cd 浓度最高 ( $P < 0.05$ )。最终草

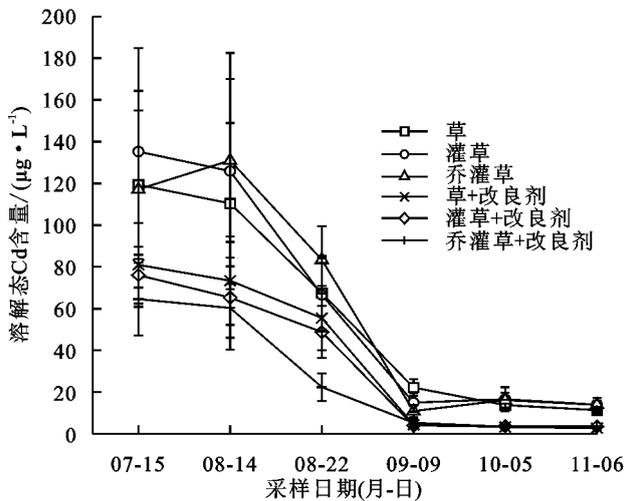
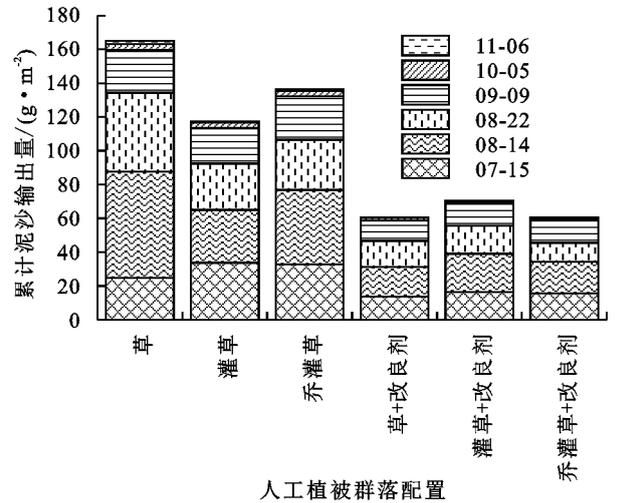


图 3 溶解态 Cd 浓度及累计流失量

2.2.2 颗粒态 Cd 流失 由图 4 可知, 不同人工植被群落下铅锌矿废弃地地表径流颗粒态 Cd 浓度总体上随时间变化明显降低, 下降区间主要集中在 7 月 15 日至 9 月 9 日。最终所有组 Cd 浓度较初始值都削减 99.0% 以上, 其中最低是草模式为 99.2%, 最高是乔—灌—草+改良

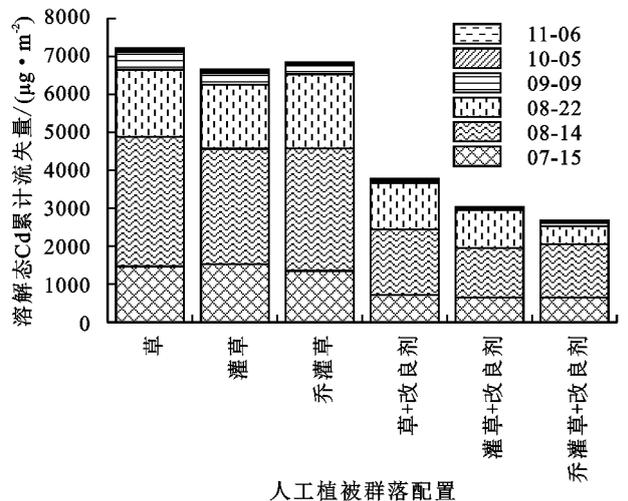
量一致。

改良土组泥沙输出量总体低于原状土组, 草模式和乔—灌—草模式显著高于 3 个改良土组 ( $P < 0.05$ ), 灌—草模式和其他组无显著差异 ( $P > 0.05$ )。



人工植被群落配置

模式、灌—草模式和乔—灌—草模式溶解态 Cd 浓度较初始值分别削减 90.5%, 89.7%, 88.1%; 改良土 3 种人工植被群落溶解态 Cd 浓度较初始值分别削减 96.5%, 95.4%, 95.4%。不同人工植被群落配置溶解态 Cd 累计流失量表现为, 草模式流失量最高, 达到  $7.21 \text{ mg/m}^2$ ; 乔—灌—草+改良剂模式最低, 为  $2.67 \text{ mg/m}^2$ 。各个模式施加改良剂处理后溶解态 Cd 累计流失量都有所降低, 这与泥沙累计输出量一致, 草模式、灌—草模式和乔—灌—草模式改良土组相较原状土组溶解态 Cd 累计流失量分别削减 47.7%, 54.3%, 61.0%。



人工植被群落配置

剂模式为 99.7%。LSD 检验结果显示, 原状土组颗粒态 Cd 浓度显著大于改良土组 ( $P < 0.05$ ), 乔—灌—草+改良剂模式颗粒态 Cd 浓度最低 ( $P < 0.05$ ), 草模式颗粒态 Cd 浓度最高 ( $P < 0.05$ )。不同人工植被群落配置颗粒态 Cd 累计流失量表现为草模式流失量最大达  $9.02 \text{ g/m}^2$ ,

草+改良剂模式流失量最小为 2.52 g/m<sup>2</sup>,大小顺序为草模式>乔—灌—草模式>灌—草模式>灌—草+改良剂模式>乔—灌—草+改良剂模式>草+改良剂模式。3种人工植被群落改良土组相较于原状土组

颗粒态 Cd 累计流失量都有所降低,这与溶解态 Cd 累计输出相一致,草模式、灌—草模式和乔—灌—草模式改良土组相较于原状土组颗粒态 Cd 累计流失量分别削减 72.0%,53.7%,61.1%。

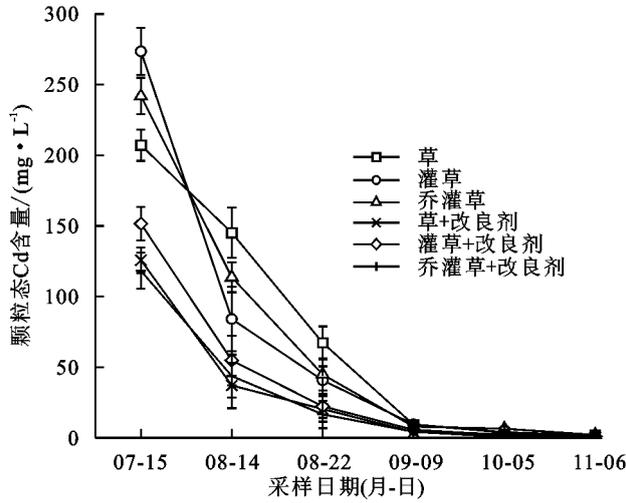
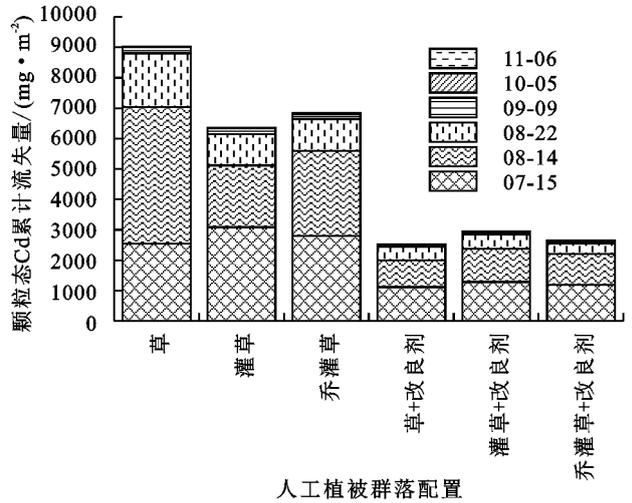


图 4 地表径流颗粒态 Cd 浓度及累计流失量



人工植被群落配置

### 2.3 不同人工植被群落下铅锌矿废弃地地表径流 Pb 流失特征

2.3.1 溶解态 Pb 流失 由图 5 可知,不同人工植被群落下铅锌矿废弃地地表径流溶解态 Pb 浓度在 8 月 14—22 日明显下降,原状土组在 8 月 22 日至 11 月 6 日溶解态 Pb 浓度趋于稳定,改良土组溶解态 Pb 浓度在 10 月 5 日之后趋于稳定,总体上改良土组溶解态 Pb 浓度低于原状土组,这与溶解态 Cd 浓度变化相一致。最终草模式、灌—草模式和乔—灌—草模式溶解态 Pb 浓度较初始值分别削减 97.8%,98.2%和 97.9%;改良土 3 种人工植被群落溶解态 Pb 浓度较初始值分别削减 98.8%,98.6%,99.6%,LSD 检验

结果显示,灌—草模式溶解态 Pb 浓度显著高于其他人工植被群落 ( $P < 0.05$ )。不同人工植被群落配置溶解态 Pb 累计流失量最高是灌—草模式,为 295.07 mg/m<sup>2</sup>,最低是灌—草+改良剂模式,为 104.33 mg/m<sup>2</sup>,大小顺序为灌—草模式>草模式>乔—灌—草模式>乔—灌—草+改良剂模式>草+改良剂模式>灌—草+改良剂模式,流失主要集中在 7 月 15 日和 8 月 14 日,共占到总输出的 96.1%。3 种人工植被群落改良土组相较于原状土组溶解态 Pb 累计流失量都有所降低,这与溶解态 Cd 累计输出相一致,草模式、灌—草模式和乔—灌—草模式改良土组相较于原状土组溶解态 Pb 累计流失量分别削减 50.6%,64.6%,43.8%。

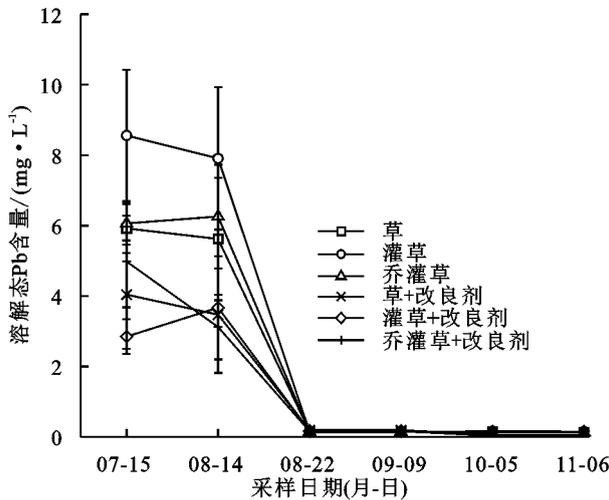
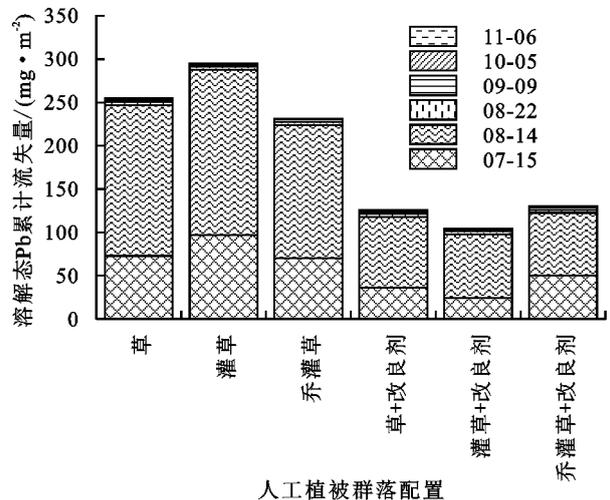


图 5 溶解态 Pb 浓度及累计流失量



人工植被群落配置

2.3.2 颗粒态 Pb 流失 由图 6 可知,不同人工植被群落下铅锌矿废弃地地表径流颗粒态 Pb 浓度总体随时间变化明显降低,原状土组在 8 月 22 日至 11 月 6 日颗粒态 Pb 浓度趋于稳定,改良土组颗粒态 Pb 浓

度在 10 月 5 日之后趋于稳定,这与溶解态 Pb 浓度变化相一致,总体上改良土组颗粒态 Pb 浓度低于原状土组。最终所有组颗粒态 Pb 浓度较初始值都削减 99.0% 以上,其中最低是草模式,为 99.1%,最高是

乔—灌—草+改良剂模式,为 99.9%,这与颗粒态 Cd 浓度变化相一致。LSD 检验结果显示,原状土组颗粒态 Pb 浓度显著大于改良土组 ( $P < 0.05$ ),乔—灌—草+改良剂模式颗粒态 Pb 浓度最低 ( $P < 0.05$ ),草模式颗粒态 Pb 浓度最高 ( $P < 0.05$ )。不同人工植被群落配置颗粒态 Pb 累计流失量最高是草模式,为 1 342.7  $\text{mg}/\text{m}^2$ ,最低是乔—灌—草+改良剂模式,

为 437.5  $\text{mg}/\text{m}^2$ ,大小顺序为草模式>乔—灌—草模式>灌—草模式>草+改良剂模式>灌—草+改良剂模式>乔—灌—草+改良剂模式,3种人工植被群落改良土组相较原状土组颗粒态 Pb 累计流失量都有所降低,这与溶解态 Pb 累计输出相一致,草模式、灌—草模式和乔—灌—草模式改良土组相较于原状土组颗粒态 Pb 累计流失量分别削减 65.8%,55.4%,63.5%。

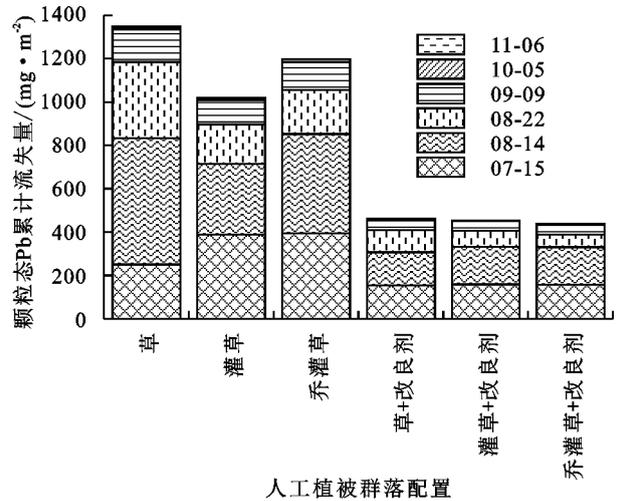
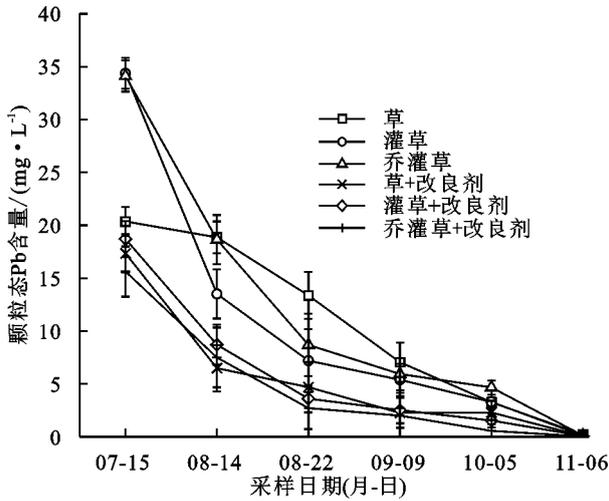


图 6 颗粒态 Pb 浓度及累计流失量

2.4 不同人工植被群落下铅锌矿废弃地地表径流 As 流失特征分析

2.4.1 溶解态 As 流失 由图 7 可知,不同人工植被群落下铅锌矿废弃地地表径流溶解态 As 浓度总体上随时间变化明显降低,其中 8 月 14—22 日下降最为显著,在 9 月 9 日乔—灌—草模式和草+改良剂模式有明显增加,10 月 5 日灌—草+改良剂模式有小幅度的增加。总体上改良土组溶解态 As 浓度低于原状土组。最终草模式、灌—草模式和乔—灌—草模式溶解态 As 浓度较初始值分别削减 53.4%,55.2%,72.4%;改良土 3 种人工植被群落溶解态 As 浓度较初

始值分别削减 74.2%,75.1%,78.8%。LSD 检验结果显示,灌—草+改良剂模式溶解态 As 浓度显著高于其他人工植被群落 ( $P < 0.05$ )。不同人工植被群落配置溶解态 As 累计流失量最高是草模式,为 5 350  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ,最低是灌—草+改良剂模式,为 1 410  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ,大小顺序为草模式>灌—草模式>乔—灌—草模式>草+改良剂模式>乔—灌—草+改良剂模式>灌—草+改良剂模式,3 种人工植被群落改良土组相较原状土组溶解态 As 累计流失量都有所降低,草模式、灌—草模式和乔—灌—草模式改良土组相较于原状土组溶解态 As 累计流失量分别削减 61.7%,63.8%,43.8%。

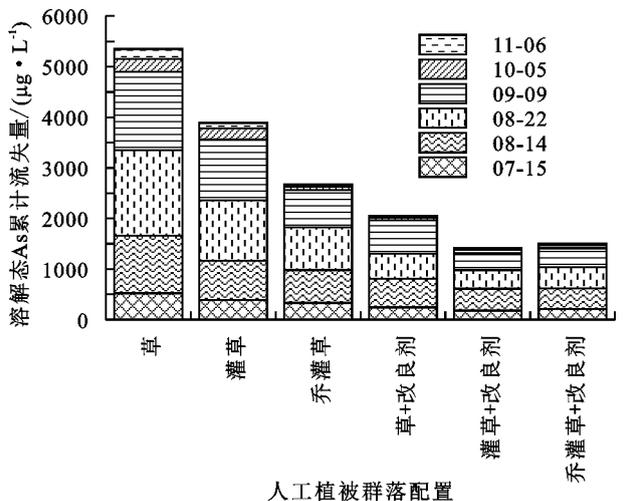
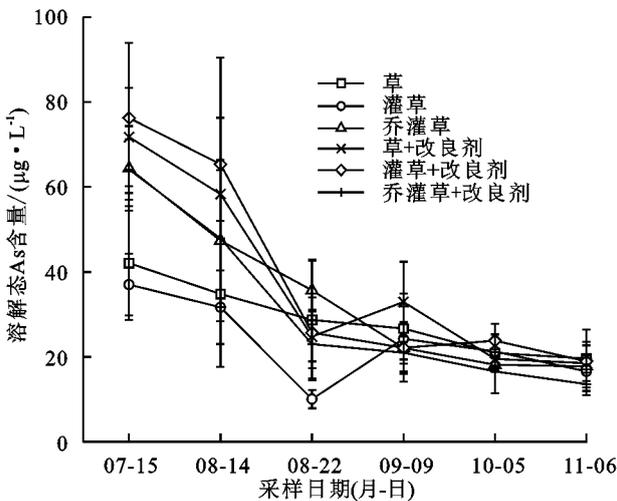


图 7 溶解态 As 浓度及累计流失量

2.4.2 颗粒态 As 流失 由图 8 可知,不同人工植被群

落下铅锌矿废弃地地表径流颗粒态 As 浓度总体上随

间变化明显降低,下降区间主要集中在 7 月 15 日至 9 月 9 日。最终草模式、灌—草模式和乔—灌—草模式颗粒态 As 浓度较初始值分别削减 86.5%,94.8%,93.4%;改良土 3 种人工植被群落颗粒态 As 浓度较初始值分别削减 96.6%,93.7%,96.7%,草模式最低,乔—灌—草+改良剂模式最高,这与颗粒态 Cd 浓度变化相一致。LSD 检验结果显示,原状土组颗粒态 As 浓度显著大于改良土组( $P < 0.05$ ),乔—灌—草+改良剂模式颗粒态 As 浓度最低( $P < 0.05$ ),草模式颗粒态 As 浓度最高( $P <$

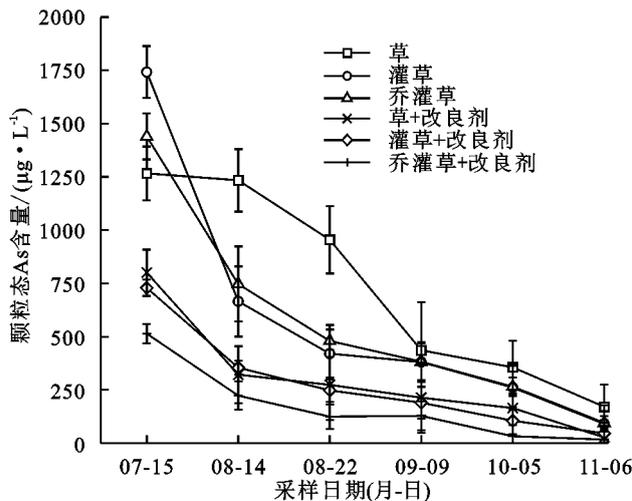
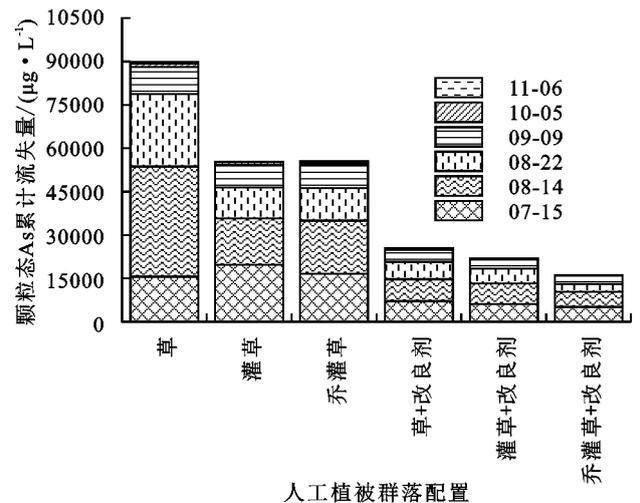


图 8 颗粒态 As 浓度及累计流失量

0.05)。不同人工植被群落配置颗粒态 As 累计流失量最高是草模式,为 89.9 mg/m<sup>2</sup>,最低是乔—灌—草+改良剂模式,为 16.2 mg/m<sup>2</sup>,大小顺序为草模式>乔—灌—草模式>灌—草模式>草+改良剂模式>灌—草+改良剂模式>乔—灌—草+改良剂模式,3 种人工植被群落改良土组相较原状土组颗粒态 As 累计流失量都有所降低,这与溶解态 As 累计输出相一致。草模式、灌—草模式和乔—灌—草模式改良土组相较于原状土组颗粒态 As 累计流失量分别削减 71.7%,60.2%,70.9%。



人工植被群落配置

## 3 讨论

### 3.1 不同人工植被群落下铅锌矿废弃地地表径流产生量及泥沙输出量

已有研究<sup>[28]</sup>表明,在同一降雨量下,随着植物覆盖度的增加,地表径流量和泥沙流失量逐渐减少,本研究中,不同人工植被群落植物覆盖度大小排列顺序为乔—灌—草模式>灌—草模式>草模式,地表径流累计产生量表现为草模式>灌—草模式>乔—灌—草模式,这说明人工植被群落结构越复杂,植物覆盖度越高,产生的地表径流量就越小,这与杨洋等<sup>[29]</sup>的研究结果一致。对土壤混合施加有机肥和钙肥进行改良,地表径流和泥沙输出量均有所减小,因为改良剂能够促进植物地上部分生长,提高植物覆盖度,减少径流产生;也能够促进植物地下部根系的生长,根系的生长可以将土壤颗粒和团聚体结合在一起<sup>[30]</sup>,增强剥离土壤所需要的剪应力<sup>[31]</sup>,从而提高土壤的抗侵蚀能力,减少泥沙输出,这与 Chen 等<sup>[32]</sup>的研究结果一致;同时有机肥有着较高的孔隙率,施加后能够提高土壤总体孔隙率,进而提升土壤渗透率,使更多水分下渗,减少地表径流产生<sup>[33]</sup>,对土壤施加改良剂处理,进一步强化了人工植被群落削减地表径流和泥沙输出的水平。因此,在铅锌矿废弃地生态恢复的过程中,通过施加改

良剂促进植物生长,优化土壤结构,提高人工植被群落复杂程度进而增强植物覆盖度,能够在减少径流量和泥沙输出上得到良好的效果。

### 3.2 不同人工植被群落下铅锌矿废弃地重金属流失特征

铅锌矿废弃地重金属流失主要通过地表径流和泥沙输出 2 种途径。本研究中原状土人工植被群落, Cd、Pb、As 的总输出量都为草模式>乔—灌—草模式>灌—草模式,这与泥沙累计输出量大小顺序相一致,而铅锌矿废弃地土壤本身富含重金属<sup>[34]</sup>,致使 Cd、Pb、As 的颗粒态输出量占到输出总量的 77.5%~99.9%,这说明重金属随地表径流的迁移主要是通过颗粒态输出,这与梁涛等<sup>[35]</sup>的研究结果相同。

改良土人工植被群落, Pb 和 As 的总输出量为草模式>灌—草模式>乔—灌—草模式,这与径流累计输出量大小顺序相一致,而颗粒态输出量占总输出量的比重降低了 5.5%~9.3%,其原因可能是:土壤改良促进了人工植被群落的生长,植物生长伴随生物量的增加,使其阻截重金属输出的效果提升<sup>[36]</sup>,更加发达的植物根系固持住了土壤中的泥沙,从而减少了颗粒态重金属的输出;另外,有机肥富含有机质,有机质中大量的活性基团使其拥有巨大的比表面积,能够

很好地吸附土壤中的重金属离子<sup>[37]</sup>;Cd 的总输出量为灌—草模式>乔—灌—草模式>草模式,其中草模式的重金属输出量最低,可能是因为草模式的生物量最少,对有机肥的吸收能力最弱,导致土壤中的有机肥含量较高,有机肥在吸附重金属的同时,其分解后形成的腐殖酸作为配位体能够与土壤中的 Cd 发生络合或螯合反应,形成有机金属络合(螯合物)<sup>[38]</sup>,进而影响土壤 Cd 的活性。

### 3.3 径流量、泥沙输出量与重金属流失量的关系

土壤重金属的迁移主要受到地表土地利用、地形、

降雨强度等因素影响<sup>[39]</sup>。通过对径流量、泥沙输出量和重金属浓度之间的相关分析(表 1)可知,径流量与溶解态 Pb、As 浓度二者存在弱正相关关系;泥沙输出量与溶解态重金属浓度存在弱正相关关系,与颗粒态重金属浓度存在强正相关关系。从总体上来看,泥沙输出量与颗粒态重金属浓度在显著水平 0.01 时相关系数分别为 0.880,0.834,0.920,大于径流量与溶解态重金属浓度的相关系数,这也说明重金属流失主要是以颗粒态为主。因此,减少铅锌矿废弃地重金属流失的重要措施就是减少地表径流量,尤其是削减泥沙输出量。

表 1 径流量、泥沙输出量与重金属流失量的相关分析

项目	相关分析	溶解态 Cd	溶解态 Pb	溶解态 As	颗粒态 Cd	颗粒态 Pb	颗粒态 As
径流量	相关系数	0.280**	0.525**	0.552**	0.234**	0.299**	0.145
	样本数	146	146	146	146	146	146
泥沙输出量	相关系数	0.571**	0.559**	0.454**	0.880**	0.834**	0.920**
	样本数	288	288	288	288	288	288

注:\*\*表示相关系数显著性水平在 0.01 上显著。

## 4 结论

(1)在铅锌矿废弃地的生态恢复过程中,可通过优化人工植被群落配置提高植物覆盖度来减少地表径流的泥沙的输出,进而减少重金属在环境中的扩散。

(2)铅锌矿废弃地重金属输出主要依靠颗粒态,溶解态贡献率很低,其中 Cd 颗粒态输出量占 99.8%~99.9%,Pb 颗粒态输出量占 77.1%~84.1%,As 颗粒态输出量占 85.1%~96.7%,为此,针对铅锌矿废弃地重金属流失风险的首要任务是控制颗粒态重金属。

(3)通过施加有机肥和钙肥改良铅锌矿废弃地土壤,能够强化人工植被群落削减重金属输出的功能,改良剂本身还能减少土壤重金属有效态的含量。

### 参考文献:

- [1] 储彬彬,罗立强.南京栖霞山铅锌矿地区土壤重金属污染评价[J].岩矿测试,2010,29(1):5-8,13.
- [2] Briki M, Ji H B, Li C, et al. Characterization, distribution, and risk assessment of heavy metals in agricultural soil and products around mining and smelting areas of Hezhang, China [J].Environmental Monitoring and Assessment,2015,187(12):460-469.
- [3] 骆永明,滕应.我国土壤污染的区域差异与分区治理修复策略[J].中国科学院院刊,2018,33(2):145-152.
- [4] 邹小冷,祖艳群,李元,等.云南某铅锌矿区周边农田土壤 Cd、Pb 分布特征及风险评价[J].农业环境科学学报,2014,33(11):2143-2148.
- [5] Liu L H, Ouyang W, Wang Y D, et al. Heavy metal accumulation, geochemical fractions, and loadings in two agricultural watersheds with distinct climate conditions [J]. Journal of Hazardous Materials,2020,389:e122125.
- [6] Rothwell J J, Evans M G, Daniels S M, et al. Baseflow and stormflow metal concentrations in streams draining contaminated peat moorlands in the Peak District National Park (UK) [J].Journal of Hydrology,2007,341(1):90-104.
- [7] Silva E, Almeida S, Nunes M L, et al. Heavy metal pollution downstream the abandoned Coval da M6 mine (Portugal) and associated effects on epilithic diatom communities [J].Science of the Total Environment,2009,407(21):5620-5636.
- [8] Dai Y J, Dong Z, Li H L, et al. Effects of checkerboard barriers on the distribution of aeolian sandy soil particles and soil organic carbon [J].Geomorphology,2019,338:79-87.
- [9] Wang P, Sun Z H, Hu Y N, et al. Leaching of heavy metals from abandoned mine tailings brought by precipitation and the associated environmental impact [J]. Science of the Total Environment,2019,695(10):e133893.
- [10] 张龙,张云霞,宋波,等.云南兰坪铅锌矿区优势植物重金属富集特性及应用潜力[J].环境科学,2020,41(9):4210-4217.
- [11] 李静,俞天明,周洁,等.铅锌矿区及周边土壤铅、锌、镉、铜的污染健康风险评价[J].环境科学,2008,29(8):2327-2330.
- [12] 房辉,曹敏.云南会泽废弃铅锌矿重金属污染评价[J].生态学杂志,2009,28(7):1277-1283.
- [13] 李航,肖唐付,双燕,等.云南金顶铅锌矿区水系沉积物中镉的地球化学分布及其环境质量[J].环境科学,2008,29(10):2894-2898.
- [14] 缪福俊,孙浩,陈玲,等.兰坪铅锌尾矿区土壤与自然发

- 生的 5 种植物的研究[J].环境工程学报,2011,5(1):189-194.
- [15] Festin E S, Tigabu M, Chileshe M N, et al. Progresses in restoration of post-mining landscape in Africa [J].Journal of Forestry Research,2019,30(2):381-396.
- [16] 李博,阎凯,付登高,等.滇中地区 4 种覆被类型地表径流的氮磷流失特征[J].水土保持学报,2016,30(2):50-55.
- [17] 李琦,时鹏,杨倩,等.土地利用和侵蚀过程对土壤重金属分布的影响[J].北京师范大学学报(自然科学版),2019,55(1):153-159.
- [18] 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.
- [19] 张运红,和爱玲,杨占平,等.土壤改良剂对镉污染土壤小麦抗性,光合特性及产量的影响[J].河南农业科学,2018,47(12):57-63.
- [20] Hu X F, Huang X R, Zhao H H, et al. Possibility of using modified fly ash and organic fertilizers for remediation of heavy-metal-contaminated soils [J].Journal of Cleaner Production, 2020,284(7):e124713.
- [21] 许剑臣,李晔,肖华锋,等.改良剂对重金属复合污染土壤的修复效果[J].环境工程学报,2017,11(12):6511-6517.
- [22] 章文波,谢云,刘宝元.降雨侵蚀力研究进展[J].水土保持学报,2002,16(5):43-46.
- [23] 环境保护部.HJ 694-2014 水质汞、砷、硒、铋和锑的测定原子荧光法[S].北京:中国环境科学出版社,2014:1-9.
- [24] 环境保护部.GB 7475-1987 水质铜、锌、铅、镉的测定原子吸收分光光度法[S].北京:中国环境科学出版社,2014:1-7.
- [25] 生态环境部.HJ 168-2020 环境监测分析方法标准制订技术导则[S].北京:中国环境科学出版社,2020:1-18.
- [26] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3 版.北京:中国农业出版社,2000:370-390.
- [27] 农业部.G/BT 2379-2009 土壤质量有效态铅和镉的测定原子吸收法[S].北京:中国国家标准化管理委员会,2009:1-4.
- [28] 李元寿,王根绪,沈永平,等.长江源区不同植被覆盖下产流产沙效应初步研究[J].冰川冻土,2005,27(6):869-875.
- [29] 杨洋,铁柏清,张鹏,等.降雨和植被覆盖对土壤重金属流失的影响[J].水土保持学报,2011,25(1):39-42,46.
- [30] Baets S D, Poesen J, Gyssels G, et al. Effects of grass roots on the erodibility of topsoils during concentrated flow [J].Geomorphology,2006,76(1):54-67.
- [31] Anish K, Garey A F. Detachment characteristics of root-permeated soils from laboratory jet erosion tests [J].Ecological Engineering the Journal of Ecotechnology, 2017,100:335-343.
- [32] Chen Z X, Guo M M, Wang W L. Variations in soil erosion resistance of gully head along a 25-year revegetation age on the Loess Plateau [J].Water, 2020,12(12):e3301.
- [33] 胡绍颖,于冰沁,陈嫣,等.滨海盐碱地区的雨水花园介质土对水文特征的影响:以上海临港新城为例[J].上海交通大学学报,2019,37(3):61-67.
- [34] 刘晓媛,刘品祯,杜启露,等.地质高背景区铅锌矿废弃地土壤重金属污染评价[J].有色金属,2019,17(2):76-82.
- [35] 梁涛,王浩,张秀梅,等.不同土地类型下重金属随暴雨径流迁移过程及速率对比[J].应用生态学报,2003,14(10):1756-1760.
- [36] 李贵,童方平,刘振华,等.植物原位阻截铅锌矿区土壤重金属效果和配置模式研究[J].中国农学通报,2012,28(31):61-64.
- [37] 孙健,铁柏清,周浩,等.不同改良剂对铅锌尾矿污染土壤中灯心草生长及重金属积累特性的影响[J].农业环境科学学报,2006,25(3):637-643.
- [38] 刘秀珍,马志宏,赵兴杰.不同有机肥对镉污染土壤镉形态及小麦抗性的影响[J].水土保持学报,2014,28(3):243-247,252.
- [39] Liao J B, Wen Z W, Ru X, et al. Distribution and migration of heavy metals in soil and crops affected by acid mine drainage: Public health implications in Guangdong Province, China [J].Ecotoxicology and Environmental Safety,2016,124:460-469.