

\*\*\*  
试  
验  
研  
究  
\*\*\*

# 高寒矿区排土场边坡植被恢复年限对 产流产沙的影响

李洪军<sup>1,2</sup>, 童生春<sup>2</sup>, 徐得忠<sup>1</sup>, 彭海月<sup>1</sup>, 陈丽<sup>1</sup>, 陈耀<sup>1</sup>

(1.中国地质调查局 西宁自然资源综合调查中心,

青海 西宁 810000; 2.青海大学 土木水利学院, 青海 西宁 810016)

**摘要:** [目的] 明确高寒矿区排土场边坡植被恢复年限对产流产沙特征的影响, 为后续高效开展人工植被修复及水土保持工作提供科学依据。 [方法] 以青海省果洛藏族自治州德尔尼铜矿区不同恢复期的排土场边坡为研究对象, 通过开展植物样方调查和模拟降雨试验, 分析植被恢复年限对产流产沙特征的影响。 [结果] ①随着恢复年限的增加, 植被覆盖度、凋落物量、地上生物量等植物生长特征指标均显著上升 ( $p < 0.05$ ), 物种多样性和植物根系呈“量—质—结构”的阶梯式恢复模式。 ②6 a 恢复样地土壤颗粒密度、含水率、紧实度和黏聚力较 1 a 样地分别提升 23.70%, 80.26%, 152.96% 和 171.17%, 土壤容重与孔隙度分别降低 36.30% 和 74.46%。 ③降雨后 9~15 min 是排土场边坡土壤侵蚀的敏感期, 产沙率随降雨时间呈现出先增后减的变化趋势, 产流率呈现先急剧增大后稳定波动的变化趋势; 降雨强度与恢复年限均显著影响产流产沙量, 且恢复年限可减弱降雨强度的侵蚀效应。 ④冗余分析(RDA)表明, 植物根系表面积密度 ( $p < 0.01$ )、Shannon-Wiener 指数 ( $p < 0.05$ ) 和孔隙度 ( $p < 0.05$ ) 是影响土壤侵蚀的关键环境因子。结构方程模型(SEM)表明植物群落特征(路径系数为-0.892)和植物根系特征(路径系数为-0.733)直接或通过土壤物理力学性质(路径系数为-0.839)间接影响土壤侵蚀。 [结论] 高寒矿区排土场边坡上开展人工植被恢复措施可明显提升土壤抗侵蚀能力, 并且随恢复年限的增大, 植被群落功能结构通过改良土壤物理力学性质, 可有效降低水土流失风险。

**关键词:** 高寒矿区; 排土场边坡; 植物群落; 土壤性质; 产流产沙特征

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2026)02-0001-13

中图分类号: S157.1

**文献参数:** 李洪军, 童生春, 徐得忠, 等. 高寒矿区排土场边坡植被恢复年限对产流产沙的影响[J]. 水土保持通报, 2026, 46(2): 1-13. Li Hongjun, Tong Shengchun, Xu Dezhong, et al. Effects of vegetation restoration duration on runoff and sediment yield in slopes of waste dumps in alpine mining areas [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2026, 46(2): 1-13.

DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2026.02.011

CSTR: 32312.14.stbctb.2026.02.011

## Effects of vegetation restoration duration on runoff and sediment yield in slopes of waste dumps in alpine mining areas

Li Hongjun<sup>1,2</sup>, Tong Shengchun<sup>2</sup>, Xu Dezhong<sup>1</sup>, Peng Haiyue<sup>1</sup>, Chen Li<sup>1</sup>, Chen Shuo<sup>1</sup>

(1.Xining Comprehensive Natural Resources Investigation Center, China Geological Survey, Xining, Qinghai 810000, China; 2.School of Civil Engineering and Water Resources, Qinghai University, Xining, Qinghai 810016, China)

**Abstract:** [Objective] The influence of vegetation restoration duration on runoff and sediment yield characteristics on the slopes of waste dumps in alpine mining areas was clarified in order to provide a scientific basis for the subsequent efficient implementation of artificial vegetation restoration and soil and water conservation efforts. [Methods] Taking the slopes of waste dumps at different restoration stages in the Delni copper mine area, Guoluo Xizang Autonomous Prefecture, Qinghai Province, as the research subjects, this study analyzed the influence of vegetation restoration duration on runoff and sediment yield characteristics through plant plot surveys and

收稿日期: 2025-09-11

修回日期: 2025-11-09

采用日期: 2025-11-10

资助项目: 中国地质调查局项目“黄河源鄂陵湖-扎陵湖地区生态保护修复支撑调查”(DD20220960)

第一作者: 李洪军(1995—), 男(汉族), 青海省西宁市人, 本科, 工程师, 主要从事寒旱区生态环境保护和治理工作。Email: 1872372760@qq.com。

通信作者: 徐得忠(1992—), 男(汉族), 青海省海东市人, 本科, 工程师, 主要从事寒旱区生态环境保护和地质灾害防治工作。Email: 1297408128@qq.com。

simulated rainfall tests. [Results] ① As the restoration duration increased, vegetation coverage, litter mass, aboveground biomass, and other plant growth characteristic indicators showed significant increases ( $p < 0.05$ ). Species diversity and plant root systems exhibited a stepwise recovery pattern characterized by ‘quantity-quality-structure’. ② Compared with the 1-year restoration plot, the 6-year restoration plot exhibited increases of 23.70%, 80.26%, 152.96%, and 171.17% in soil particle density, moisture content, firmness, and cohesion, respectively. Conversely, soil bulk density and porosity decreased by 36.30% and 74.46%, respectively, compared with the 1-year plot. ③ The period of 9—15 minutes after rainfall was the sensitive phase for soil erosion on the slopes of waste dumps. The sediment yield rate showed a trend of initially increasing and then decreasing with rainfall duration, while the runoff yield rate showed a sharp initial increase followed by stable fluctuations. Both rainfall intensity and restoration duration significantly influenced runoff and sediment yield, with restoration duration mitigating the erosive effects of rainfall intensity. ④ Redundancy analysis (RDA) indicated that root surface area density ( $p < 0.01$ ), Shannon-Wiener index ( $p < 0.05$ ), and porosity ( $p < 0.05$ ) were key environmental factors influencing soil erosion. Structural equation modeling (SEM) revealed that plant community characteristics (path coefficient = -0.892) and plant root characteristics (path coefficient = -0.733) directly or indirectly influenced soil erosion through soil physical and mechanical properties (path coefficient = -0.839). [Conclusion] Implementing artificial vegetation restoration measures on the slopes of waste dumps in alpine mining areas can significantly enhance soil erosion resistance. As the restoration duration increases, the functional structure of the vegetation community improves soil physical and mechanical properties, thereby effectively reducing the risk of soil erosion.

**Keywords: alpine mining area; slopes of waste dumps; plant community; soil properties; runoff and sediment yield characteristics**

高寒矿区作为全球矿产资源开发的重要区域,其生态系统具有低温、冻融频繁、植物生长缓慢等特征,采矿活动造成排土场边坡水土流失,是全球生态修复领域亟待解决的关键难题<sup>[1]</sup>。众所周知,青藏高原矿产资源丰富,长期大规模的露天开采活动在推动区域经济增长的同时,引发了一系列严峻的生态环境问题<sup>[2]</sup>。例如,矿区内形成的露天采坑和规模庞大的排土场不仅破坏原有的地貌景观、河流和高寒沼泽草甸生态系统<sup>[3-4]</sup>,而且还降低了植被覆盖率,导致地表裸露,增加了水土流失风险<sup>[5]</sup>。此外,排土场边坡由于土壤质地疏松、孔隙度大、抗蚀性差,在高寒地区强风、冻融循环及降水等自然因素的综合作用下,已成为该区域水土流失的主要源地。水土流失不仅导致土壤养分流失、土地生产力下降<sup>[6]</sup>,还可能引发滑坡、泥石流等地质灾害,对周边环境、水利设施及人居安全构成严重威胁。因此,在高寒矿区排土场边坡利用植被的保水固土效应来控制土壤侵蚀已然成为当地生态修复和保护的核心任务之一。

植被恢复与土壤侵蚀的耦合关系是国内外研究的热点<sup>[7]</sup>。现有研究表明,植被可通过根系固结、枯落物覆盖及群落水文调节显著改变坡面产流产沙过程<sup>[8]</sup>。然而,植被恢复是一个动态过程,植被群落结构、土壤理化性质均会随恢复年限发生阶段性变

化,这些变化必然对坡面水土流失特征产生重要影响。张灵等<sup>[9]</sup>对安太堡露天煤矿区的研究发现,植被恢复初期,坡面产流产沙量较大,但随着植被恢复年限增加,产流产沙量逐渐降低。刘亚斌等<sup>[10]</sup>对恢复期为2~15 a的德尔尼铜矿排土场边坡研究表明,单位面积内的累积产沙量和侵蚀泥沙平均体积随恢复年限呈现逐渐下降的趋势,而产流时间却呈线性增大趋势。然而,不同矿区自然条件和植被恢复措施差异导致植被恢复年限与坡面产流产沙特征之间的关系存在不确定性,且高寒矿区特殊的气候与地质条件使植被-土壤相互作用机制更复杂,其植被恢复年限对坡面产流产沙特征的影响尚未明确。因此,深入开展这方面的研究,将有助于准确评估高寒矿区排土场边坡植被恢复的生态效益,为制定科学合理的水土保持措施提供理论依据。国际上,一些学者在其他高寒矿区开展了类似植被恢复与水土保持方面的研究工作。Johnson等<sup>[11]</sup>对加拿大育空矿区开展了5~10 a植被恢复试验,并选用北极早熟禾(*Poa arctica*)为优势草种,发现恢复10 a样地的植被盖度可达75%,土壤黏聚力较裸地提升120%,总产沙量降低78%。该研究指出高寒区低温环境下植被恢复是控制水土流失的主导因素,但由于仅采用单一草种播种,可能与中国高寒矿区植被恢复实际不相符。Erikstad等<sup>[12]</sup>针对挪威斯瓦尔

巴矿区的极端寒冷环境,研究了不同覆土厚度(5, 10, 15 cm)对植被恢复的影响,发现覆土 10 cm 时植被盖度(60%)及土壤入渗率(15 mm/h)最优,产沙量较覆土 5 cm 的处理降低 45%。该项研究表明不同覆土厚度会影响植被生长与土壤修复效率,进而导致产流产沙特征产生差异。综合来看,国内外类似研究的共性在于认可植被恢复年限对土壤改良与水土流失控制的积极作用,且根系固土、土壤物理力学性质改良是关键调控路径。但两者差异主要体现在植被恢复年限如何通过调控植被-土壤系统影响产流产沙特征,关键影响因子与作用路径的研究仍不足,导致无法直接适用于中国高寒矿区的生态修复治理工作。

本研究以不同恢复年限的高寒矿区排土场为研究对象,通过植物样方调查、土壤性质测试以及人工模拟降雨试验,旨在明确不同恢复年限下排土场边坡植物群落及土壤物理力学性质的变化特征,阐明坡面产流产沙率随降雨时间的变化规律以及土壤侵蚀参数与植被恢复年限的响应关系。此外,结合冗余分析和结构方程模型等数据统计分析方法,

系统揭示植被恢复年限对坡面产流产沙特征的影响,为科学制定高寒矿区排土场植被恢复策略、优化生态修复技术方案提供理论依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区概况

德尔尼铜矿位于青海省果洛藏族自治州玛沁县大武镇辖区内,地处青藏高原东北部。矿区海拔 3 783.5~4 783.5 m,年平均气温  $-0.5^{\circ}\text{C}$ ,春秋季节干旱,日照强,风速大,降雨主要集中在 6—8 月,年平均降水量 420~560 mm,年平均蒸发量 1 103 mm,属于典型的高原大陆性气候。该矿区在开挖过程中大量冻土块石、基岩碎块、煤矸石等废弃物被堆积在原生草甸层(图 1a),严重影响和破坏草原湿地生态系统。自 2007 年起,该排土场逐年开展人工植被恢复,种植方式以覆土撒播为主,覆土厚度约 10 cm,选种植物主要包括冷地早熟禾(*Poa crymophila*)、垂穗披碱草(*Elymus nutans*)和中华羊茅(*Festuca sinensis*)等(图 1b)。截至 2025 年,该矿区已连续开展 18 a 的人工植被修复工作。



图 1 青海省果洛藏族自治州德尔尼铜矿区植被恢复前后实景对比

Fig.1 Comparison of landscapes before and after vegetation restoration in Delni copper mine area, Guoluo Zang Autonomous Prefecture, Qinghai Province

### 1.2 样地设置

2018 年 6 月在研究区内选取坡度和坡向相似、面积为  $3\text{ m}\times 3\text{ m}$  的 18 块排土场边坡作为试验样地,选择补播的草种为垂穗披碱草(施用量为  $1.5\text{ g}/\text{m}^2$ )、冷地早熟禾(施用量为  $0.75\text{ g}/\text{m}^2$ )和中华羊茅(施用量为  $0.75\text{ g}/\text{m}^2$ ),将其按 2:1:1 比例混合后连同有机肥(施用量为  $150\text{ g}/\text{m}^2$ )均匀撒播于各个试验样地。种植完成后,在所有试验小区内覆盖遮荫网,至出苗整齐 1 月后揭去遮荫网。为防止家畜和高原啮齿动物破坏干扰,样地建设完成之后实施围栏封禁处理,目前,人工种植草本植物 5~6 a。2019—2024 年,每年 8 月

随机选取 3 块距离相近的排土场边坡,开展植物和土壤调查,并实施人工模拟降雨试验,依次对应恢复期为 1, 2, 3, 4, 5, 6 a 的试验样地。不同恢复年限排土场边坡的基本信息如表 1 所示。

### 1.3 植物与土壤采集

研究区每年 8 月中旬为植物生长旺盛期,在此期间选取 3 块植物长势相同的排土场边坡作为试验对象,在每个试验小区内布置 6 个  $0.5\text{ m}\times 0.5\text{ m}$  的样方,进行植物多样性和土壤物理力学性质测定。根据姬万忠<sup>[13]</sup>和张建贵等<sup>[14]</sup>对植物群落特征的调查方法,调查记录群落盖度(目测法)、植物类型、总物种

数,各类植物种的频度、高度和个体数。记录工作完成后,采用样方收割法将所有植物个体贴地面剪切,装袋后进行称重,并结合样方面积计算单位面积的生物量。考虑到人工种植植被根系整体埋深较浅,并且地下深层土壤性质不会对土壤抗侵蚀能力产生影响。因此,在测试各样方内的土壤物理力学性质时,将测试深度控制在地下 0—10 cm,并以相同的土层深度用口径为 9 cm 的根钻采集根系样品,之后带回实验室测试根系形态特征。

表 1 青德尔尼铜矿区排土场边坡基本信息  
Table 1 Basic information of slopes of waste dumps in Delni copper mine area

| 恢复年限/a | 坡度/° | 坡向/° | 海拔/m    | 地理坐标                   |
|--------|------|------|---------|------------------------|
| 1      | 19.3 | 197  | 4 143.1 | 34°23'46"N,100°07'52"E |
| 2      | 20.4 | 185  | 4 178.3 | 34°23'13"N,100°07'14"E |
| 3      | 19.5 | 178  | 4 105.5 | 34°22'32"N,100°07'33"E |
| 4      | 21.2 | 188  | 4 165.3 | 34°22'18"N,100°07'12"E |
| 5      | 20.3 | 204  | 4 132.8 | 34°23'43"N,100°07'25"E |
| 6      | 20.7 | 182  | 4 173.5 | 34°22'58"N,100°07'56"E |

#### 1.4 水力侵蚀试验

针对不同恢复期(1,2,3,4,5,6 a)的排土场边坡开展水力侵蚀试验。试验前,在每个排土场边坡上用钢板布置面积为 1.5 m×3 m 的径流小区,钢板插入地表以下 20 cm,地表出露 20 cm,以确保对径流泥沙来源的准确识别。在每个径流小区出水口处安装一个“U”型集流器,用于收集径流和沉积物。本系列模拟降雨试验采用野外便携式人工模拟降雨装置完成,其中降雨喷头距离径流小区的垂向距离为 3.0 m,降雨有效直径为 3.0 m,降雨模拟精度为 0.2 mm/min,可调节降雨强度范围为 0~100 mm/h。根据研究区小型气象站降雨记录数据,降雨主要集中在每年的 5—9 月,此期间的降雨量占年平均降雨量的 91.0%,并且最大雨强不超过 60 mm/h。因此本系列试验的降雨强度分别设为 30 mm/h 和 60 mm/h。降雨时按 30 mm/h 和 60 mm/h 降雨强度的顺序依次进行降雨冲刷试验,两场降雨时间间隔为 72 h。此外,模拟降雨持续时间均设为 45 min,与该地区发生的 2 种典型侵蚀性降雨-径流事件的降雨历时一致。每次降雨前,分别对各径流小区进行洒水以控制相同的初始土壤含水率(9.5%~9.7%)。试验过程中,当集流器中出现径流后开始计时,每隔 3 min 用容器接取径流小区内产生的泥沙径流样品。之后,将所有的径流泥沙样品带回实验室,采用沉淀法和过滤法进行侵蚀泥沙

分离预处理,然后在 105 °C 的烘箱中干燥 48 h,计算单位时间单位面积内的产流产沙量。所有模拟降雨试验均重复 3 次,以其平均值作为最终试验数据。

#### 1.5 测定方法

##### 1.5.1 植被多样性指数测定

选取 Patrick 丰富度指数( $R$ )、Shannon-Wiener 多样性指数( $H$ )、Simpson 多样性指数( $D$ )和 Pielou 均匀度指数( $J$ )对不同恢复年限排土场边坡的植被多样性进行分析评价。各指数的计算公式如下:

$$R = S \quad (1)$$

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (2)$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad (3)$$

$$J = \frac{H}{\ln S} \quad (4)$$

式中: $S$ 为各样方内的物种数(种); $P_i$ 为物种  $i$  的相对重要值(%)。

##### 1.5.2 根系特征指标测定

将野外采集的不同恢复年限排土场边坡的根系样品装入 0.25 mm 尼龙网带中,用清水冲洗干净后,利用无纺布将其表面水分擦干并平铺在透明塑料板上。之后,采用根系扫描系统分别测试根系总质量、总根长、总根表面积和总根体积,计算根质量密度(RMD)、根长密度(RLD)、根表面积密度(RSAD)和根体积密度(RVD)。计算公式如下:

$$RMD = \frac{RM}{V} \quad (5)$$

$$RLD = \frac{RL}{V} \quad (6)$$

$$RSAD = \frac{RSA}{V} \quad (7)$$

$$RVD = \frac{RV}{V} \quad (8)$$

式中:RM 为根系总质量(g);RL 为总根长(cm);RSA 为总根表面积( $\text{cm}^2$ );RV 为总根体积( $\text{cm}^3$ );V 为土柱体积( $\text{cm}^3$ )。

##### 1.5.3 土壤性质测定

本研究测试的土壤物理力学性质指标主要包括土壤含水率(WC)、土壤容重(BD)、土壤颗粒密度( $\rho$ )、孔隙度( $e$ )、紧实度( $C$ )和黏聚力( $\tau$ )等。其中土壤颗粒密度指的是单位体积不含孔隙土壤固体颗粒的质量,区别于土壤容重含孔隙的单位体积土壤质量。测试时,土壤含水率采用烘干法;土壤颗粒密度采用称重法;土壤容重和土壤孔隙度( $e$ )采用环刀法,土壤紧实度采用土壤紧实度仪;黏聚力采用直接剪

切试验<sup>[15]</sup>。所有试验样方内的测试均设计18次重复,取其平均值作为试验数据。其中,土壤容重和孔隙度的计算公式如下:

$$BD = \frac{m_2 - m_1}{V} \quad (9)$$

$$e = \left(1 - \frac{BD}{2.65}\right) \times 100 \quad (10)$$

式中: $m_2$ 为试验土样在105℃烘箱中干燥处理后的质量(g); $m_1$ 为环刀质量(g); $V$ 为环刀体积( $\text{cm}^3$ )。

#### 1.5.4 土壤侵蚀参数测定

本研究测试的土壤侵蚀参数包括产沙率(SR)、产流率(RR)、总产沙量(TS)、总产流量(TR)、径流系数(RC)和泥沙浓度(SC)。其中产沙率是指单位时间单位面积内的土壤流失量,产流率是指单位时间单位面积内的地表径流量。径流系数和泥沙浓度的计算公式如下<sup>[16]</sup>:

$$RC = \frac{R}{R_t} \quad (11)$$

$$SC = \frac{S}{R} \quad (12)$$

式中: $R$ 为总径流量(L); $R_t$ 为总降雨量(L); $S$ 为总泥沙量(g)。

#### 1.6 数据分析

采用Microsoft Excel 2019软件进行数据整理与预处理。采用IBM SPSS Statistics 26.0软件中的单因素方差分析(one-way ANOVA)和Duncan法多重比较检验分析不同恢复年限的土壤物理力学性质指标、植被及其根系特性指标的显著性差异( $p < 0.05$ )。在此基础上,以土壤物理力学性质指标、植被生长及其根系特性指标作为环境因子,通过计算不

同恢复年限的土壤侵蚀参数平均值,使其与各环境因子逐一对应,以确保土壤侵蚀参数与众多环境因子间的内在关联性。采用Origin 2021软件进行相关性分析和制图,并采用Canoco 5软件进行土壤、植被及其根系性质指标与土壤侵蚀参数之间的冗余分析(RDA),明确不同植被恢复年限下土壤和植被特性与产流产沙特征之间的响应关系。此外,采用AMOS 24.0软件建立结构方程模型,建模时采用加权最小二乘均值和参数调整估计进行拟合,并假定以下潜在路径:①植物群落及其根系特征对土壤侵蚀产生直接影响;②植物群落及其根系特征通过影响土壤物理力学性质对土壤侵蚀产生间接影响。根据AMOS给出的修正意见和参数识别原则进行优化模型,选取卡方自由度( $\chi^2/\text{df} < 3$ )、近似误差平方根(RMSEA  $< 0.06$ )、拟合优度指数(GFI  $> 0.90$ )、比较适配指数(CFI  $> 0.90$ )和规范拟合指数(NFI  $> 0.90$ )综合评价模型的拟合效果。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同恢复年限植物群落特征

#### 2.1.1 植物地上部分生长特征

由表2可知,随着植被恢复年限的增长,植物生长特征指标值均呈上升趋势( $p < 0.05$ ),草地生产力提高。6 a恢复样地植被盖度、密度、平均高度比4 a恢复样地分别高48.84%,32.58%和81.53%,比2 a恢复样地分别高232.22%,209.88%和173.15%。从不同恢复年限排土场边坡的凋落物和生物量来看,6 a恢复样地的凋落物数量比1,2,3,4,5 a恢复样地分别高3.54,2.47,1.84,1.68,1.19倍,地上部分生物量分别高4.37,3.97,1.98,1.67,1.36倍。

表2 德尔尼铜矿区不同恢复年限植物生长特征

Table 2 Plant growth characteristics under different restoration durations in Delni copper mine area

| 恢复年限/a | 盖度/%                    | 密度/(株·m <sup>-2</sup> )  | 平均高度/cm                 | 凋落物量/(g·m <sup>-2</sup> ) | 地上生物量/(g·m <sup>-2</sup> ) |
|--------|-------------------------|--------------------------|-------------------------|---------------------------|----------------------------|
| 1      | 17.41±0.48 <sup>e</sup> | 19.98±2.12 <sup>f</sup>  | 8.32±1.76 <sup>e</sup>  | 38.77±7.43 <sup>e</sup>   | 159.32±19.13 <sup>e</sup>  |
| 2      | 26.63±1.96 <sup>d</sup> | 62.43±4.54 <sup>e</sup>  | 13.67±3.32 <sup>d</sup> | 55.47±5.51 <sup>d</sup>   | 175.32±13.66 <sup>e</sup>  |
| 3      | 43.57±3.14 <sup>c</sup> | 103.61±4.03 <sup>d</sup> | 19.97±4.41 <sup>c</sup> | 74.45±11.23 <sup>c</sup>  | 351.85±26.93 <sup>d</sup>  |
| 4      | 59.44±2.15 <sup>b</sup> | 145.92±7.15 <sup>c</sup> | 20.57±2.39 <sup>c</sup> | 81.88±9.62 <sup>c</sup>   | 417.48±21.38 <sup>c</sup>  |
| 5      | 82.28±4.12 <sup>a</sup> | 183.71±8.43 <sup>b</sup> | 31.08±7.24 <sup>b</sup> | 115.32±14.51 <sup>b</sup> | 511.46±39.12 <sup>b</sup>  |
| 6      | 88.47±5.01 <sup>a</sup> | 193.46±5.34 <sup>a</sup> | 37.34±6.34 <sup>a</sup> | 137.29±10.32 <sup>a</sup> | 696.58±28.15 <sup>a</sup>  |

注:同列不同小写字母表示不同恢复年限植物生长特征指标值之间存在显著差异( $p < 0.05$ )。下同。

#### 2.1.2 物种多样性变化特征

物种多样性指数整体上随恢复年限的增长呈上升趋势(图2)。6 a恢复样地的物种多样性指数值(除Simpson优势度指数外)均高于其他年限的恢复样

地,且与1,2,3,4 a的恢复样地差异显著( $p < 0.05$ )。此外,3 a和4 a恢复样地的多样性指数值接近,两者无显著差异( $p > 0.05$ )。

由此可见,人工植被修复措施有利于退化草地

的修复和治理,并且随着恢复年限的增长,高寒矿区排土场退化草地边坡的植物种类逐渐丰富,群落结构趋于稳定。

### 2.1.3 植物根系特征

由表3可知,排土场边坡植物根系特征指标值随恢复年限增大均呈上升趋势,并且彼此间存在显著

差异( $p < 0.05$ )。与1 a恢复样地相比,3 a恢复样地的根质量密度、根长密度、根表面积密度和根体积密度比分别高3.75,1.73,1.57,2.02倍,5 a恢复样地高6.11,2.73,2.71,3.59倍。由此可见,随着植被恢复年限的增大,植物根系整体上呈现出“量—质—结构”的阶梯式恢复模式。

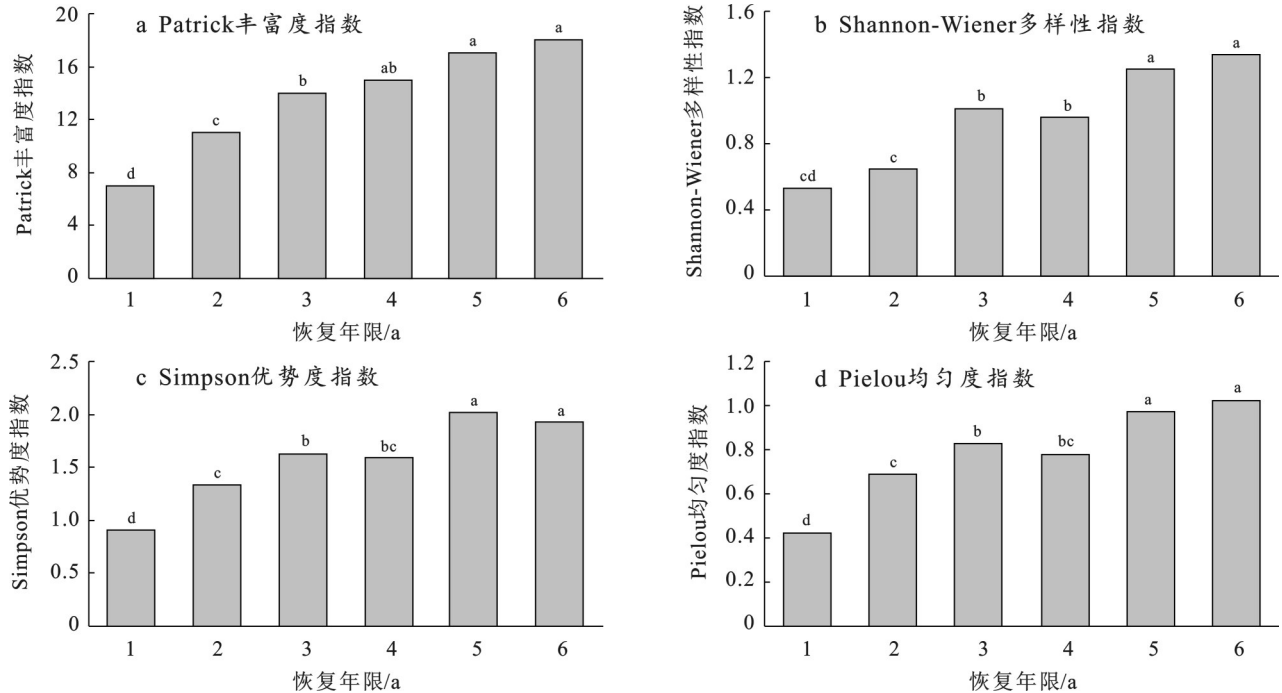


图2 德尔尼铜矿区不同恢复年限植物群落物种多样性变化特征

Fig.2 Variation characteristics of plant community species diversity under different restoration durations in Delni copper mine area

表3 德尔尼铜矿区不同恢复年限植物根系特征

Table 3 Plant root system characteristics under different restoration durations in Delni copper mine area

| 恢复年限/a | 根质量密度/( $\text{mg} \cdot \text{cm}^{-3}$ ) | 根长密度/( $\text{cm} \cdot \text{cm}^{-3}$ ) | 根表面积密度/( $\text{cm}^2 \cdot \text{cm}^{-3}$ ) | 根体积密度/( $10^2 \text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ ) |
|--------|--|---|---|---|
| 1      | $2.59 \pm 0.29^d$                          | $0.15 \pm 0.07^d$                         | $0.21 \pm 0.06^d$                             | $1.62 \pm 0.08^d$                                 |
| 2      | $3.19 \pm 0.45^d$                          | $0.20 \pm 0.03^{cd}$                      | $0.22 \pm 0.05^d$                             | $1.83 \pm 0.21^d$                                 |
| 3      | $9.72 \pm 0.36^c$                          | $0.26 \pm 0.08^c$                         | $0.33 \pm 0.04^c$                             | $3.27 \pm 0.19^c$                                 |
| 4      | $10.59 \pm 0.61^c$                         | $0.43 \pm 0.12^{ab}$                      | $0.42 \pm 0.09^b$                             | $3.52 \pm 0.27^c$                                 |
| 5      | $15.82 \pm 0.38^b$                         | $0.41 \pm 0.16^b$                         | $0.57 \pm 0.07^a$                             | $5.82 \pm 0.29^b$                                 |
| 6      | $19.43 \pm 0.57^a$                         | $0.48 \pm 0.11^a$                         | $0.54 \pm 0.11^a$                             | $7.01 \pm 0.42^a$                                 |

## 2.2 不同恢复年限土壤物理力学性质变化特征

由表4可知,不同恢复年限排土场边坡的土壤物理力学性质指标值存在显著差异( $p < 0.05$ ),并且随着植被恢复年限的增加,土壤密度、含水率、紧实度和黏聚力均呈现上升趋势,土壤容重和孔隙度呈现下降趋势。6 a恢复样地的土壤含水率比1,2,3,4,5 a分别高1.80,1.68,1.26,1.14,1.04倍,土壤容重比1,2,3,4,5 a分别低56.98%,49.46%,32.26%,

27.96%和3.22%。此外,土壤紧实度和黏聚力作为表征土壤力学性质的重要指标,6 a恢复样地的土壤紧实度比1,2,3,4和5 a分别高出2.53,2.76,1.77,1.35,1.27倍,而黏聚力比1,2,3,4和5 a分别高出2.71,2.48,1.86,1.50,1.18倍。整体而言,各项土壤物理力学性质指标值与植被恢复年限呈正相关,该结果也间接印证了植被恢复措施可优化土壤性质,从而有利于提升高寒矿区排土场边坡的抗侵蚀能力。

表4 德尔尼铜矿区不同恢复年限土壤物理力学性质

Table 4 Soil physical and mechanical properties under different restoration durations in Delni copper mine area

| 恢复年限/a | 土壤颗粒密度/(g·cm <sup>-3</sup> ) | 容重/(g·cm <sup>-3</sup> ) | 含水率/%                    | 孔隙度/%                   | 紧实度/kPa                 | 黏聚力/kPa                 |
|--------|------------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| 1      | 1.35±0.23 <sup>c</sup>       | 1.46±0.12 <sup>a</sup>   | 15.25±1.03 <sup>c</sup>  | 29.25±0.33 <sup>a</sup> | 26.19±0.89 <sup>d</sup> | 14.57±1.28 <sup>c</sup> |
| 2      | 1.38±0.16 <sup>c</sup>       | 1.39±0.14 <sup>ab</sup>  | 16.38±0.95 <sup>c</sup>  | 23.83±0.42 <sup>b</sup> | 23.95±1.35 <sup>d</sup> | 15.91±0.47 <sup>c</sup> |
| 3      | 1.49±0.15 <sup>b</sup>       | 1.23±0.09 <sup>b</sup>   | 21.88±0.02 <sup>b</sup>  | 14.47±0.37 <sup>c</sup> | 37.42±1.04 <sup>c</sup> | 21.26±0.88 <sup>d</sup> |
| 4      | 1.58±0.09 <sup>ab</sup>      | 1.19±0.13 <sup>b</sup>   | 24.02±0.63 <sup>ab</sup> | 11.04±0.24 <sup>d</sup> | 49.17±1.35 <sup>b</sup> | 27.25±2.06 <sup>c</sup> |
| 5      | 1.58±0.14 <sup>ab</sup>      | 0.96±0.18 <sup>c</sup>   | 26.45±1.32 <sup>a</sup>  | 8.30±0.19 <sup>de</sup> | 52.20±2.54 <sup>b</sup> | 33.43±1.92 <sup>b</sup> |
| 6      | 1.67±0.21 <sup>a</sup>       | 0.93±0.08 <sup>c</sup>   | 27.49±1.87 <sup>a</sup>  | 7.47±0.13 <sup>e</sup>  | 66.25±3.47 <sup>a</sup> | 39.51±1.68 <sup>a</sup> |

## 2.3 坡面产流产沙特征

### 2.3.1 产流产沙率随降雨时间的变化规律

研究结果(图3)表明,不同恢复年限排土场边坡的产沙率随降雨时间的延长均呈现先增后减的变化趋势,并且2种降雨强度下的产沙率之间存在显著差异( $p<0.05$ )。在降雨强度为30 mm/h时,1 a恢复样地的平均产沙率比2,3,4,5,6 a分别高1.31,1.83,2.87,4.32,6.76倍;当降雨强度增大至60 mm/h时,1,2,3,4,5,6 a恢复样地的平均产沙率比30 mm/h降

雨强度下分别高1.43,1.37,1.48,1.64,1.40,1.28倍。此外,所有排土场边坡的产沙率在模拟降雨后的9~15 min内达到最大值,同时此期间产生的泥沙量对总产沙量的贡献最大,表明降雨发生后的9~15 min是高寒矿区排土场边坡土壤侵蚀的敏感期。2种降雨强度下产沙率表现为:1 a>2 a>3 a>4 a>5 a>6 a,表明人工植被修复措施可有效促进高寒矿区排土场边坡的水土保持能力,且随着恢复年限的增长,这种作用愈加明显。

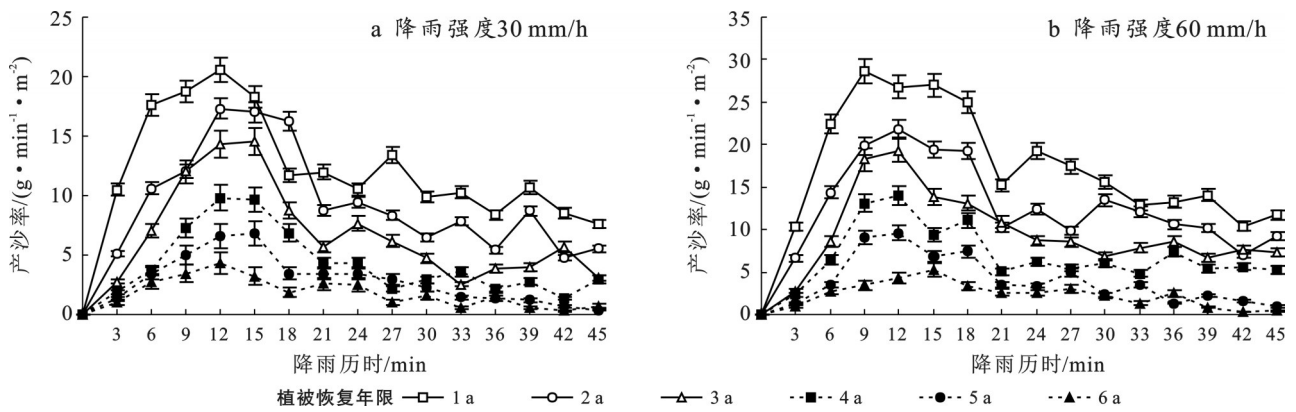


图3 德尔尼铜矿区不同降雨强度下产沙率随降雨时间的变化特征

Fig.3 Variation characteristics of sediment yield rate with rainfall duration under different rainfall intensities in Delni copper mine area

由图4可知,在整个模拟降雨过程中,所有排土场边坡产流率的变化特征与产沙率一致,即随降雨强度的增大而增大,但随植被恢复年限的增大而减小。此外,相同降雨强度不同恢复年限,以及相同恢复年限不同降雨强度下的产流率之间存在显著差异( $p<0.05$ )。30 mm/h降雨强度下1 a恢复样地的平均产流率比2,3,4,5,6 a分别高1.15,1.32,1.41,1.68,2.35倍;当降雨强度从30 mm/h增大至60 mm/h时,1,2,3,4,5和6 a恢复样地的平均产流率分别增长1.43,1.42,1.44,1.34,1.36,1.47倍。同时,所有排土场边坡的产流率在模拟降雨12 min前处于显著增大阶段( $p<0.05$ ),但在12 min后产流率趋于稳定。该现象较好地解释了上述降雨发生后9~15 min是排土场边坡土壤侵蚀的敏感期,反映了植被恢复年限对

地表径流及其输移路径有重要影响。

### 2.3.2 土壤侵蚀参数随植被恢复年限的变化规律

由表5可知,总产流产沙量随降雨强度的增大呈上升趋势( $p<0.05$ ),随恢复年限的增大呈下降趋势( $p<0.05$ )。在降雨强度为30 mm/h时,1 a恢复样地的总产沙量比2,3,4,5,6 a分别高29.76%,81.32%,183.25%,306.07%,463.05%,而1 a恢复样地的总产流量比2,3,4,5,6 a分别高13.59%,34.68%,44.06%,57.44%,102.94%。

径流系数随降雨强度的增大而增大,随植被恢复年限的增大而减小( $p<0.05$ )。当降雨强度从30 mm/h增大至60 mm/h时,1,2,3,4,5,6 a恢复样地的径流系数分别提高1.35,1.71,1.50,1.33,1.35,1.69倍。此外,30 mm/h降雨强度下泥沙浓度的变化

范围为 6.66~18.50 g/L, 而 60 mm/h 降雨强度下泥沙浓度的变化范围为 5.01~19.35 g/L, 但并未随降雨强度变化而表现出明显差异。这些结果表明, 植被

恢复年限和降雨强度均对土壤侵蚀产生不同程度的影响, 并且随着植被恢复年限的增加, 越有利于提高排土场边坡的水土保持能力。

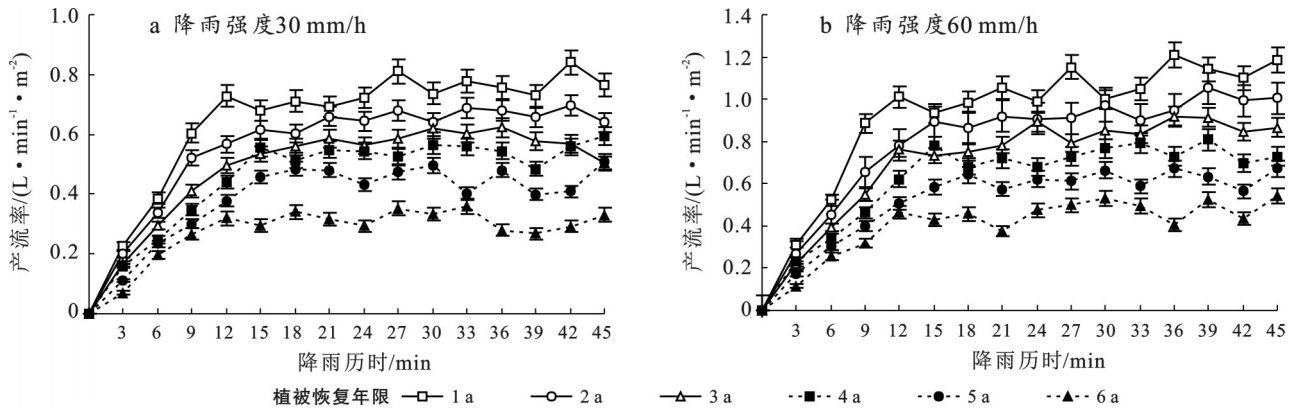


图 4 德尔尼铜矿区不同降雨强度下产流率随降雨时间的变化特征

Fig.4 Variation characteristics of runoff yield rate with rainfall duration under different rainfall intensities in Delni copper mine area

表 5 德尔尼铜矿区不同降雨强度下土壤侵蚀参数随植物恢复年限的变化

Table 5 Variation of soil erosion parameters with vegetation restoration duration under different rainfall intensities in Delni copper mine area

| 降雨强度    | 恢复年限/a | 总产沙量/g                        | 总产流量/L                     | 径流系数                     | 泥沙浓度/(g·L <sup>-1</sup> ) |
|---------|--------|-------------------------------|----------------------------|--------------------------|---------------------------|
| 30 mm/h | 1      | 2 516.74±143.25 <sup>Ba</sup> | 136.11±7.56 <sup>Ba</sup>  | 11.43±3.52 <sup>Ba</sup> | 18.50±5.78 <sup>Aa</sup>  |
|         | 2      | 1 939.59±104.17 <sup>Bb</sup> | 119.83±4.01 <sup>Bb</sup>  | 7.34±2.42 <sup>Bb</sup>  | 16.18±8.18 <sup>Ab</sup>  |
|         | 3      | 1 388.04±83.35 <sup>Bc</sup>  | 101.06±6.53 <sup>Bc</sup>  | 5.68±2.77 <sup>Bc</sup>  | 13.73±6.25 <sup>Ac</sup>  |
|         | 4      | 888.53±49.52 <sup>Bd</sup>    | 94.48±9.25 <sup>Bcd</sup>  | 5.99±3.34 <sup>Ac</sup>  | 9.39±4.19 <sup>Bd</sup>   |
|         | 5      | 619.78±34.73 <sup>Bde</sup>   | 86.45±12.35 <sup>Bd</sup>  | 3.21±1.43 <sup>Ad</sup>  | 7.16±3.21 <sup>Ae</sup>   |
|         | 6      | 446.98±53.38 <sup>Be</sup>    | 67.07±5.57 <sup>Bf</sup>   | 2.38±1.02 <sup>Bd</sup>  | 6.66±5.09 <sup>Ae</sup>   |
| 60 mm/h | 1      | 3 590.72±89.34 <sup>Aa</sup>  | 185.53±10.45 <sup>Aa</sup> | 15.42±3.35 <sup>Aa</sup> | 19.35±8.27 <sup>Aa</sup>  |
|         | 2      | 2 596.57±131.68 <sup>Ab</sup> | 168.28±12.11 <sup>Ab</sup> | 12.59±4.07 <sup>Ab</sup> | 15.43±6.17 <sup>Bb</sup>  |
|         | 3      | 2 076.3±78.32 <sup>Ac</sup>   | 145.28±8.31 <sup>Ac</sup>  | 8.52±2.72 <sup>Ac</sup>  | 14.29±5.27 <sup>Abc</sup> |
|         | 4      | 1 427.36±102.34 <sup>Ad</sup> | 130.24±7.86 <sup>Ad</sup>  | 7.97±1.69 <sup>Ac</sup>  | 10.96±11.49 <sup>Ac</sup> |
|         | 5      | 827.68±78.34 <sup>Ae</sup>    | 112.79±6.85 <sup>Ae</sup>  | 4.32±1.79 <sup>Ad</sup>  | 7.34±4.42 <sup>Ad</sup>   |
|         | 6      | 483.44±59.24 <sup>Af</sup>    | 96.49±7.21 <sup>Af</sup>   | 4.03±1.43 <sup>Ad</sup>  | 5.01±7.91 <sup>Ade</sup>  |

注:表中同列不同大写字母表示不同恢复年限间差异显著( $p < 0.01$ ),不同小写字母表示差异显著( $p < 0.05$ )。

## 2.4 植被恢复年限对坡面产流产沙特征的影响

### 2.4.1 植物及土壤环境因子与水力侵蚀参数的冗余分析

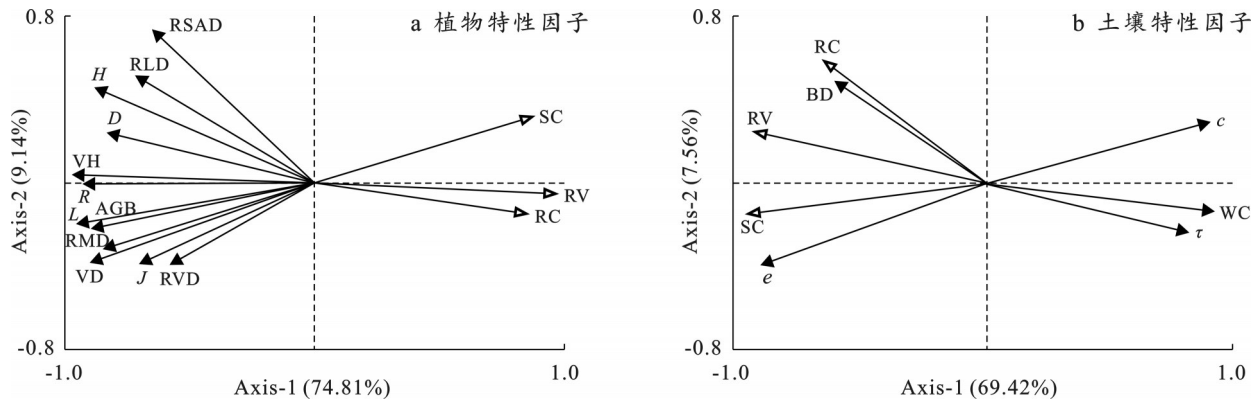
高寒矿区排土场边坡植物因子对水力侵蚀参数在排序轴 1 的解释率为 74.81%, 前两轴累计解释率为 83.95%; 土壤环境因子对水力侵蚀参数在排序轴 1 的解释率为 69.42%, 前两轴累计解释率为 76.98% (图 5), 表明植物及土壤环境因子可较好地解释高寒矿区排土场边坡的水力侵蚀特征, 且主要由第二排序轴所决定。根表面积密度和 Shannon-Wiener 多样性指数是影响水力侵蚀的关键植物环境因子, 而孔隙度是影响水力侵蚀的关键土壤环境因子。同时, 植物因子均与水力侵蚀参数存在负相关关系, 而土

壤因子中除孔隙度和容重与土壤侵蚀存在正相关外, 其余因子均与水力侵蚀参数之间存在负相关关系。由此可见, 高寒矿区排土场边坡在植被恢复过程中可通过改良植被和土壤性质, 从而实现对土壤侵蚀的抑制效果。

采用蒙特卡洛检验对植物和土壤因子进行重要性排序(表 6)。结果表明, 高寒矿区排土场边坡植物因子对水力侵蚀的解释率大小表现为: 根表面积密度(26.3%) > Shannon-Wiener 指数(15.1%) > 凋落物(13.6%) > 植被密度(10.5%) > 植被高度(7.9%) > 根长密度(5.9%) > 地上生物量(5.6%) > Patrick 丰富度指数(3.4%) > 根质量密度(2.7%) > Simpson 多样性指数(2.3%) > Pielou 均匀度指数(1.6%) > 根

体积密度(1.1%)。土壤因子对土壤侵蚀的解释率大小表现为:孔隙度(32.7%)>含水率(10.4%)>紧实度(8.5%)>黏聚力(5.7%)>土壤容重(2.1%)。可

以看出,根表面积密度( $p<0.01$ )、Shannon-Wiener指数( $p<0.05$ )和孔隙度( $p<0.05$ )是影响土壤侵蚀的关键环境因子。



注:VH为植被高度;VD为植被密度;AGB为地上生物量;L为凋落物数量;R为Patrick丰富度指数;H为Shannon-Wiener指数;D为Simpson多样性指数;J为Pielou均匀度指数;RMD为根质量密度;RLD为根长密度;RSAD为根表面积密度;RVD为根体积密度;WC为含水率;BD为容重;e为孔隙度;C为紧实度; $\tau$ 为黏聚力;RV为产流量;RC为径流系数;SC为泥沙浓度。下同。

图5 德尔尼铜矿区植物及土壤因子与土壤侵蚀参数的冗余分析

Fig.5 Redundancy analysis of plant and soil environmental factors with soil erosion parameters in Delni copper mine area

#### 2.4.2 植物及土壤环境因子对土壤侵蚀参数影响的结构方程模型

由图6可知,结构方程模型拟合效果良好( $\chi^2/df=1.354$ ;  $RMSEA=0.028$ ;  $GFI=0.957$ ;  $CFI=1.009$ ;  $NFI=0.973$ ),对土壤侵蚀的解释率高达88.2%( $R^2=0.882$ )。植物群落及其根系特征因子对土壤物理力学性质均具有显著正效应,效应系数分别为0.748( $p<0.05$ )和0.841( $p<0.01$ )。植物群落及其根系特征因子对土壤侵蚀均存在显著负效应,效应系数分别为-0.892( $p<0.001$ )和-0.841( $p<0.05$ )。此外,植物群落及其根系特征因子通过影响土壤物理力学性质也会对土壤侵蚀产生显著负效应,效应系数为-0.839( $p<0.01$ )。因此,结构方程模型强调高寒矿区排土场边坡在不同恢复演替过程中植物-土壤之间的协同作用关系影响土壤侵蚀,揭示了植物及土壤环境因子对水力侵蚀的影响机制。

## 3 讨论

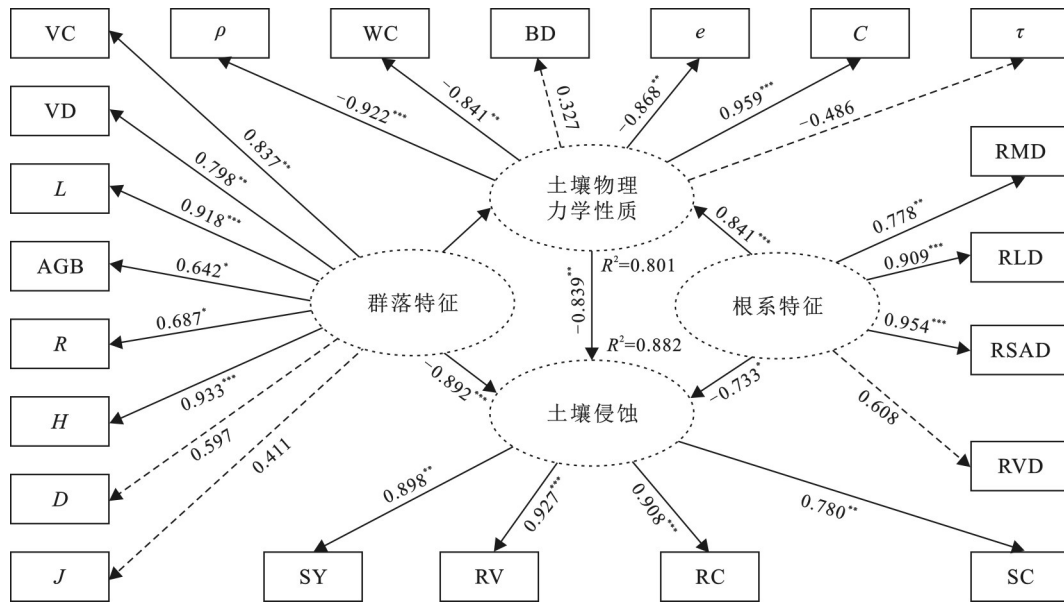
### 3.1 高寒矿区植被恢复年限对群落特征及土壤性质的影响

植被恢复年限作为高寒矿区排土场生态修复进程的重要时间标尺,对植物群落特征与土壤理化性质的演化具有重要影响。本研究发现,高寒矿区排土场边坡植物群落特征随恢复年限的增大呈现出从简单到复杂、从垂穗披碱草等先锋物种主导到优势群落稳定的演替规律,同时土壤质量也呈现出逐步改善的趋势,二者形成明显的协同演化效应。当植

被恢复年限为1~2 a时,排土场边坡植被恢复效果整体较差,表现出植株低矮,植被盖度低于30%,群落结构单一且地表生物量较低等特点(表2)。

同时,该阶段植物根系分布较浅,主要集中在0—10 cm土层,并且以根质量密度和根长密度为代表的植被根系特征指标普遍较小(表3),对土壤的固结作用有限,加之高寒矿区排土场边坡早期土壤压实严重、孔隙度低<sup>[17]</sup>,导致土壤物理力学性质虽然有所改良,但是距离达到稳定阶段仍有较大优化空间。之后,随着恢复年限延长至3~4 a,起初播种的垂穗披碱草、冷地早熟禾和中华羊茅等草本植物逐渐成为优势种群,群落盖度提升至43.57%~59.44%,株高显著增加,地上生物量较初期增长2~3倍(表2),尤其是植物根系特征指标较之前也呈现出显著上升趋势(表3)。

该阶段植物根系分泌的有机胶体显著促进了土壤颗粒的团聚程度,加之其穿插作用和凋落物分解产生的有机质大量积累<sup>[18]</sup>,导致土壤从“贫瘠退化”向“肥沃健康”改善,表现为土壤含水率、土壤颗粒密度、紧实度和黏聚力均处于显著增大阶段,而土壤容重和孔隙度却不增反减(表4)。这些现象共同证实了植被根系“地下优势”的重要性,表明植被恢复可有效提升高寒矿区土壤抗侵蚀能力。当恢复年限达到5~6 a后,植被群落进入稳定期,群落盖度可达80%以上,根系在土壤中的分布深度扩展至20~30 cm,形成密集根系网络,显著增强了对表层土壤的缠绕固持能力。



注:实线箭头表示影响显著,虚线箭头表示影响不显著;箭头上的数字表示路径系数;R<sup>2</sup>表示变量方差被解释的比例。

图 6 德尔尼铜矿区植物及土壤环境因子对土壤侵蚀参数影响的结构方程模型  
Fig.6 Structural equation model of effects of plant and soil environmental factors on soil erosion parameters in Delni copper mine area

表 6 德尔尼铜矿区植物和土壤环境因子贡献率及显著性检验分析

Table 6 Contribution rates and significance test analysis of plant and soil environmental factors in Delni copper mine area

| 类型   | 环境因子 | 解释率/% | 贡献率/% | pseudo-F | P     |
|------|------|-------|-------|----------|-------|
| 植物特征 | RSAD | 26.3  | 40.3  | 17.9     | 0.008 |
|      | H    | 15.1  | 29.5  | 6.7      | 0.037 |
|      | L    | 13.6  | 22.5  | 2.4      | 0.088 |
|      | VD   | 10.5  | 13.5  | 1.5      | 0.151 |
|      | VH   | 7.9   | 9.6   | 1.2      | 0.083 |
|      | RLD  | 5.9   | 9.2   | 1.5      | 0.221 |
|      | AGB  | 5.6   | 7.9   | 1.3      | 0.268 |
|      | R    | 3.4   | 6.8   | 0.9      | 0.542 |
|      | RMD  | 2.7   | 6.1   | 1.2      | 0.346 |
|      | D    | 2.3   | 5.3   | 0.8      | 0.674 |
|      | J    | 1.6   | 4.7   | 1        | 0.418 |
|      | RVD  | 1.1   | 4.1   | 0.6      | 0.506 |
|      | 土壤特征 | e     | 32.7  | 44.7     | 13.8  |
| WC   |      | 10.4  | 19.1  | 4.9      | 0.076 |
| C    |      | 8.5   | 11.4  | 7.4      | 0.222 |
| τ    |      | 5.7   | 6.8   | 1.5      | 0.514 |
| BD   |      | 2.1   | 6.3   | 1.2      | 0.806 |

注:表中各字符含义与图 5 相同。

此外,植物的生长通过残体输入、根系作用反哺土壤,形成“植物—土壤”的正向反馈。正如本研究得出 5~6 a 恢复样地中的植物群落生长特征及其根系特征指标均显著高于其他年限的恢复样地(表 2,表 3),并且土壤物理力学性质指标也得到了显著的

改良(表 4)。这些结果一致表明恢复年限对植物群落及土壤性质均产生重要影响,并且二者之间的协同作用是生态系统功能逐步恢复的核心。然而,本研究仅观测了恢复期限为 6 a 排土场边坡的群落特征和土壤性质变化,并且高寒矿区不同于其他中低海拔矿区,因此未来研究还需开展长期定位观测,并结合区域气候变化、冻融循环强度以及各种外侵蚀营力作用,系统揭示恢复年限对群落特征和土壤性质的耦合机制。

### 3.2 不同恢复年限排土场边坡产流产沙的驱动机制

随植被恢复年限增加,高寒矿区排土场坡面产流产沙特征是植被、土壤与其他环境因子共同作用的结果。通过对 0~6 a 恢复序列样地的系统观测,可清晰识别排土场边坡产流产沙的动态特征及其驱动机制。从现场观察到的产流时间变化来看,各样地初始产流时间随恢复年限呈先快速增加后趋于稳定的变化趋势。1 a 恢复样地平均初始产流时间最短(8.7 min),此时排土场边坡由于裸地面积占比较大,且植被覆盖度较低,导致降雨直接击溅地表引起快速产流;恢复 6 a 样地初始产流时间延长至 24.5 min,较 1 a 恢复样地增加 181.61%,这与植被覆盖度从 1 a 恢复样地时的 17.41% 提升至 6 a 时的 88.47% 密切相关。草本植物的茎叶拦截和枯枝落叶层的持水作用延缓了雨水下渗速率,并且发达的根系网络也会通过改善土壤孔隙结构,导致水分入渗能力增强,引起产流时间延迟。以 30 mm/h 降雨强度为例,1 a 恢复样地的径流量为 136.11 L,而 5 a 恢复样地的径流

量降低至 67.07 L, 减幅为 102.02% (表 5)。主要是由于随着恢复年限的增加, 植被盖度、枯落物以及植被根系穿插使得土壤物理力学性质发生明显变化, 从而导致水分入渗能力增强, 大大减少了地表径流量。此外, 降雨强度对产流产沙的影响随恢复年限增大而不断减弱。如降雨强度从 30 mm/h 增大至 60 mm/h, 1 a 样地产沙量增幅为 42.67%, 而 6 a 样地仅为 8.15% (图 3), 表明成熟植被群落可缓冲高强度降雨的侵蚀效应。同时, 6 a 样地泥沙浓度随降雨强度的增大而降低 (表 5), 这可能是植被增加后导致泥沙截留能力不断提升, 加之密集植物根系的拦截作用, 从而使径流中的泥沙含量明显降低。本研究表明, 降雨后 9~15 min 为侵蚀敏感期, 这与高寒矿区土壤初始含水率低、入渗快的特点有关。初始降雨阶段雨水快速填充土壤孔隙, 9~15 min 达到饱和后产流率骤增, 同时雨滴溅蚀与径流冲刷共同作用, 导致产沙率达到峰值, 进一步证实了植被恢复对水土流失具有良好的调控能力。随着恢复年限的增大, 植被根系通过地下网络固土和改良土壤双重作用显著提升了土壤紧实度和黏聚力, 尤其密集的须根网络有效抑制了土壤分散, 导致土壤容重和孔隙度降低, 最终表现为土壤抗侵蚀能力增强。由此可见, 高寒矿区排土场边坡产流产沙受植被恢复年限的影响较大, 并且随着恢复年限的增大, 植物生长状况、根系发育程度以及土壤物理力学性质均成为制约土壤侵蚀发生和发展的重要因素。当然, 受限于本次试验条件, 本研究仅研究了恢复期限为 6 a 排土场边坡的产流产沙特征, 有关更多恢复年限以及不同降雨强度和坡度组合处理下的坡面水动力侵蚀特征及其泥沙调控机理有待进一步深入研究。

### 3.3 植被-土壤系统调控产流产沙的对比研究

高寒矿区特殊的气候条件赋予植被-土壤系统调控产流产沙的独特机制。本研究表明, 随植被恢复年限的增加, 植物生长指标 (盖度、凋落物、地上生物量) 均呈现显著上升趋势 ( $p < 0.05$ ), 并且有效提升了土壤抗侵蚀能力。这与詹瑾等<sup>[19]</sup>在黄土高原矿区得出的研究结果一致, 并且其提出恢复 15 a 后植被群落趋于稳定, 大大降低了水土流失风险, 这为本研究后续设定长期恢复梯度的监测试验方案提供了理论指导。此外, 土壤质量同样随恢复年限的增加呈现逐步改良趋势, 该结果与陈卓鑫等<sup>[20]</sup>在中低海拔矿区的的结果一致, 间接印证了“植被-土壤”协同改良土壤抗侵蚀能力的普适性过程。然而, 与本研究不同的是, 张睿惇等<sup>[21]</sup>在黄土丘陵区提出土壤孔隙度与植被恢复年限呈现正相关。造成这种差异的主要

原因可能与不同地区植被根系的物理固结作用、枯落物的有机质补充以及土壤初始状况等因素有关。此外, 本研究在模拟降雨试验中得出总产流产沙量随降雨强度的增大而增大, 但是随植被恢复年限的增大而减少 (表 5), 该结果与李朋飞等<sup>[22]</sup>在黄土高原彬长矿区的研究结论完全吻合, 进一步证实了植被叶片截留、根系固土可增强边坡保水固土能力, 而高强度降雨通过提升径流能量会加剧土壤侵蚀。除此之外, 本研究观测到植被恢复初期 (0~5 a) 径流系数和泥沙浓度达到峰值 (表 5), 这与王小燕等<sup>[23]</sup>在神东矿区的研究结论一致, 共同反映出快速定植对控制土壤侵蚀的重要性, 也间接表明矿区边坡早期植被重建是控制坡面产流产沙的关键阶段。在植被调控产流产沙的核心驱动因子方面, 杨春霞等<sup>[24]</sup>在温带矿区研究中表明植被地上部分覆盖度对减沙的贡献率高于地下部分 (根系), 但从本次冗余分析结果可以看出, 根表面积密度对减沙的贡献率 (40.3%) 显著高于表征地上群落多样性的 Shannon-Wiener 指数 (29.5%) (表 6)。这种差异可能源自高寒区特殊的生态环境, 即低温条件下植被地上部分生长缓慢, 而根系为获取养分向深层发育, 形成了更发达的地下网络, 因此根系固土作用成为控制土壤侵蚀的主导因素。此外, 本研究构建的结构方程模型进一步量化了植被恢复年限对坡面产流产沙的影响机制 (图 6), 该结果不仅凸显了高寒矿区排土场边坡植被恢复对控制水土流失的普遍规律, 还揭示了植物-土壤之间的协同演化效应对坡面产流产沙过程的调控机制。与类似高寒矿区研究结果相比, 本研究排土场边坡产沙量的减幅与刘亚斌等<sup>[10]</sup>的研究结果存在差异, 分析其原因可能与覆土厚度、草种类型及其配比等有关。与国外其他高寒矿区研究进行对比, 均认可植被恢复和根系固土是调控产流产沙的核心路径, 但国外学者多选用单一耐寒草种, 而本研究混播草种更适应中国高寒矿区土壤贫瘠环境, 导致植被覆盖度提升更快, 产沙量减幅更大。本研究明确了高寒矿区植被-土壤系统调控产流产沙的独特机制, 弥补了当前学界对高寒矿区“植被-侵蚀”关系认知的空白, 为后期制定高寒矿区排土场边坡水土保持措施提供了科学依据。

本研究存在以下几方面的不足: ①未涉及 10 a 以上长期恢复效应, 无法揭示植被-土壤系统的长期演化规律; ②研究尺度局限于样地水平, 缺乏区域尺度水土流失动态监测; ③未考虑气候变化 (如升温、极端降雨) 对植被恢复与产流产沙的影响。未来研究将在以下几个方面进行: ①开展 10 a 以上长期定

位观测,分析植被-土壤-产流产沙的长期耦合机制;②结合遥感技术监测区域尺度水土流失动态,评估植被恢复的宏观生态效益;③研究温度升高、冻融循环对植被生长与土壤抗蚀性的影响,为气候变化背景下高寒矿区生态修复提供应对策略;④优化草种配比与覆土厚度,开展不同恢复措施的对比试验,筛选高寒矿区最优生态修复方案。

## 4 结论

(1) 随植被恢复年限增加,植物生长指标(盖度、凋落物、地上生物量)均呈显著上升趋势( $p < 0.05$ ),物种多样性与植物根系均呈现“量—质—结构”阶梯式恢复,且恢复5 a后群落结构趋于稳定。

(2) 土壤颗粒密度、含水率、紧实度和黏聚力随恢复年限呈逐年上升趋势,而容重和孔隙度呈逐年下降趋势,说明植被恢复措施可优化土壤物理力学性质,从而有利于提升高寒矿区排土场边坡的抗侵蚀能力。

(3) 模拟降雨9~15 min是排土场边坡土壤侵蚀的敏感期,产沙率随降雨时间呈先增后减的变化趋势,产流率随降雨时间呈先急剧增大后稳定波动的变化趋势;植被恢复年限对坡面产流产沙具有显著抑制效应,而降雨强度的影响呈相反趋势。

(4) 根表面积密度( $p < 0.01$ )、Shannon-Wiener指数( $p < 0.05$ )和孔隙度( $p < 0.05$ )是影响土壤侵蚀的关键环境因子。植物群落特征(路径系数为-0.892)和植物根系特征(路径系数为-0.733)直接或者通过土壤物理力学性质(路径系数为-0.839)间接影响土壤侵蚀。植被-土壤的协同作用是调控产流产沙的核心机制。

## 参考文献(References)

- [1] Liu Qingqing, Shi Jianjun, Ma Yushou, et al. Relationship between plant diversity and community stability in alpine mining areas [J]. *Journal of Mountain Science*, 2025, 22(3): 901-912.
- [2] 曹伟, 盛煜. 煤矿开采过程中的冻土环境问题与对策 [J]. *水文地质工程地质*, 2013, 40(5): 91-96.  
Cao Wei, Sheng Yu. Permafrost environment problems and countermeasures in the process of coal mining [J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2013, 40(5): 91-96.
- [3] 李凤明, 丁鑫品, 白国良, 等. 高原高寒露井联合矿区生态地质环境综合治理模式 [J]. *煤炭学报*, 2021, 46(12): 4033-4044.  
Li Fengming, Ding Xinpin, Bai Guoliang, et al. Ecogeological environment comprehensive management model of combined mining area of open-pits and underground mines in frigid plateau region [J]. *Journal of China Coal Society*, 2021, 46(12): 4033-4044.
- [4] 王庆伟, 邢夏帆, 邹明俊, 等. 生态地质层理论在煤层保护和生态修复中的应用: 以高原高寒矿区生态治理实践为例 [J]. *煤田地质与勘探*, 2023, 51(4): 104-109.  
Wang Qingwei, Xing Xiafan, Zou Mingjun, et al. Application of ecological geological layer theory in coal seam protection and ecological restoration: An example of ecological management practice in plateau alpine mining areas [J]. *Coal Geology & Exploration*, 2023, 51(4): 104-109.
- [5] 张宇宁, 吕刚, 张泰瑜, 等. 暴雨作用下排土场边坡水土保持工程措施的减流减沙效益 [J]. *煤炭学报*, 2025, 50(5): 2622-2634.  
Zhang Yuning, Lü Gang, Zhang Taiyu, et al. Research on sediment reduction benefits of engineering measures on waste rock slope under different rainfall intensities [J]. *Journal of China Coal Society*, 2025, 50(5): 2622-2634.
- [6] 赵蕴仪, 曹小平, 刘媛, 等. 暴雨作用下排土场平台一边坡系统土体养分流失特征 [J]. *水土保持通报*, 2025, 45(1): 58-64.  
Zhao Yunyi, Cao Xiaoping, Liu Yuan, et al. Nutrient loss characteristics in dump waste platform-slope systems under heavy rainfall [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2025, 45(1): 58-64.
- [7] 芦杰丰, 赵庆, 李瑞栋, 等. 植物根系对鄂尔多斯矿区排土场边坡产流产沙特征的影响 [J]. *中国水土保持科学(中英文)*, 2024, 22(4): 109-118.  
Lu Jiefeng, Zhao Qing, Li Ruidong, et al. Effects of plant root systems on runoff and sediment yield characteristics of dump slopes in the Erdos mining area [J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2024, 22(4): 109-118.
- [8] 欧俊杉, 张岩, 孙程程, 等. 黄土高原近10年冲沟发育特征及其对土地利用变化的响应 [J]. *水土保持研究*, 2025, 32(6): 21-28.  
Ou Junshan, Zhang Yan, Sun Chengcheng, et al. Gully development characteristics and their response to land use changes in Loess Plateau in the past ten years [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2025, 32(6): 21-28.
- [9] 张灵, 白中科, 景明, 等. 黄土区大型露天煤矿复垦排土场植被恢复立地类型划分: 以安太堡露天煤矿为例 [J]. *水土保持研究*, 2014, 21(6): 54-60.  
Zhang Ling, Bai Zhongke, Jing Ming, et al. Type classification for vegetation restoration on dump of large open-cast coal-mine in loess area: Taking antaibao opencast coal-mine as an example [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2014, 21(6): 54-60.

- [10] 刘亚斌, 庞景豪, 梁桑, 等. 高寒区不同植被恢复年限矿山排土场边坡产流产沙特征[J]. 水土保持通报, 2024, 44(4):1-11.  
Liu Yabin, Pang Jinghao, Liang Shen, et al. Characteristics of runoff and sediment production on mine dump slopes with different recovery periods in alpine regions [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2024, 44(4):1-11.
- [11] Johnson C, Moore K R, Johnson D. Maturing the concept of small-scale mining (SSM) in the Global North using concept evaluation criteria on the placer mining industry in Yukon, Canada [J]. Resources Policy, 2024, 91:104978.
- [12] Erikstad L, Hagen D, Simensen T. Working with natural processes: Restoring a mining landscape in the high Arctic, svalbard, Norway [J]. Geoheritage, 2023, 15(3):87.
- [13] 姬万忠, 王庆华. 补播对天祝高寒退化草地植被和土壤理化性质的影响[J]. 草业科学, 2016, 33(5):886-890.  
Ji Wanzhong, Wang Qinghua. Effects of over-seeding on plant community and soil physical and chemical properties of degraded grassland in Tianzhu County [J]. Pratacultural Science, 2016, 33(5):886-890.
- [14] 张建贵, 王理德, 姚拓, 等. 东祁连山不同退化草地植物群落特征与土壤养分特性[J]. 水土保持学报, 2019, 33(1):227-233.  
Zhang Jianguai, Wang Lide, Yao Tuo, et al. Characteristics of plant community and soil nutrient of different degraded grasslands in east Qilian Mountains [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(1):227-233.
- [15] 童生春, 李国荣, 李进芳, 等. 黄河源高寒草甸退化秃斑地土壤基本特征及其风蚀规律[J]. 水土保持研究, 2023, 30(4):10-17.  
Tong Shengchun, Li Guorong, Li Jinfang, et al. Soil basic characteristics and wind erosion in degraded barren patches of alpine meadow in the source of Yellow River [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(4):10-17.
- [16] Niu Yali, Li Shuyuan, Liu Yu, et al. Regulation of alpine meadow patch coverage on runoff and sediment under natural rainfall on the eastern Qinghai-Tibetan Plateau [J]. Journal of Hydrology, 2021, 603:127101.
- [17] 闫聪, 胡夏嵩, 李希来, 等. 高寒矿区排土场植被恢复对边坡土体物理力学性质影响研究[J]. 工程地质学报, 2022, 30(2):383-393.  
Yan Cong, Hu Xiasong, Li Xilai, et al. Experimental study on effects of vegetation restoration on physical and mechanical properties of dump slope soil in alpine coal mine areas [J]. Journal of Engineering Geology, 2022, 30(2):383-393.
- [18] Wegner R, Plassmann M, Sauerland L, et al. Back to the roots: Characterizing root exudates of dominant tundra plants to improve the understanding of plant-soil interactions in a changing Arctic [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2025, 209:109897.
- [19] 詹瑾, 韩丹, 杨红玲, 等. 科尔沁沙地植被恢复过程中群落组成及多样性演变特征[J]. 中国沙漠, 2022, 42(2):194-206.  
Zhan Jin, Han Dan, Yang Hongling, et al. Evolution characteristics of vegetation community composition and diversity during the restoration of Horqin Sandy Land in 2005—2019 [J]. Journal of Desert Research, 2022, 42(2):194-206.
- [20] 陈卓鑫, 郭明明, 王文龙, 等. 白草塬植被恢复后沟头草本植物多样性与土壤因子的关系[J]. 水土保持通报, 2023, 43(4):53-60.  
Chen Zhuoxin, Guo Mingming, Wang Wenlong, et al. Relationship between herbaceous plant diversity and soil factors at a gully head after revegetation in Baicao tableland [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(4):53-60.
- [21] 张睿惇, 马宏红, 高鹏, 等. 黄土丘陵沟壑区土壤大孔隙特征变化及其影响因素[J]. 水土保持研究, 2025, 32(4):59-67.  
Zhang Ruidun, Ma Honghong, Gao Peng, et al. Changes in soil macropore characteristics and its influencing factors in loess hilly and gully region [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2025, 32(4):59-67.
- [22] 李朋飞, 黄霖霖, 臧宇哲, 等. 黄土高原彬长矿区土壤侵蚀特征及其与环境变化的关系[J]. 农业工程学报, 2024, 40(5):158-167.  
Li Pengfei, Huang Linlin, Zang Yuzhe, et al. Spatio-temporal patterns of soil erosion and its relationship with environmental changes in the Binchang mining areas on the Loess Plateau of China [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2024, 40(5):158-167.
- [23] 王小燕, 王丽云, 马宁. 神东矿区植被覆盖和土壤侵蚀时空动态分析[J]. 人民黄河, 2022, 44(5):124-127.  
Wang Xiaoyan, Wang Liyun, Ma Ning. Temporal and spatial dynamic analysis of soil erosion in Shendong mining area [J]. Yellow River, 2022, 44(5):124-127.
- [24] 杨春霞, 姚文艺, 肖培青, 等. 植被覆盖结构对坡面产流产沙的影响及调控机制分析[J]. 水利学报, 2019, 50(9):1078-1085.  
Yang Chunxia, Yao Wenyi, Xiao Peiqing, et al. Effects of vegetation cover structure on runoff and sediment yield and its regulation mechanism [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2019, 50(9):1078-1085.