

青藏高原高寒露天煤矿区重构土壤化学肥力特性及其评价 ——以青海木里矿区为例

许泰^{1,2} 鄂崇毅^{3,4} 柳聪^{1,2} 张耀宗^{1,2} 张卓⁵

(1. 陇东学院地理与城乡规划学院 甘肃庆阳 745000

2. 庆阳市水土保持与荒漠化防治遥感技术创新中心 甘肃庆阳 745000

3. 青海师范大学青藏高原地表过程与生态保育教育部重点实验室 青海西宁 810008

4. 青海师范大学地理科学学院青海省自然地理与环境过程重点实验室 青海西宁 810008

5. 克孜勒苏生态环境监测站 新疆克州 845350)

摘要 青藏高原高寒矿区生态系统脆弱,露天开采导致土壤结构破坏、养分流失及功能退化,生态修复面临严峻挑战。土壤化学肥力是评估土壤修复效果的核心指标,对实现矿区生态恢复具有重要意义。该研究以青海木里高寒露天煤矿区重构土壤为对象,系统采集重构土壤、草甸沼泽土、高山草甸土及重构基质(渣土、羊板粪),测定pH、电导率(EC)、阳离子交换量(CEC)、有机碳(SOC)、全量养分(TN、TP、TK)及速效养分(AN、AP、AK),并分析生态化学计量比(C/N、C/P、N/P),对比评估重构土壤的化学肥力特性及影响因素。结果表明:(1)重构土壤呈弱碱性(pH均值8.24),EC显著升高(546.92 $\mu\text{S}/\text{cm}$),盐分累积风险突出;CEC(23.90 cmol/kg)介于原生土壤之间,SOC(92.08 g/kg)与草甸沼泽土无显著差异。(2)重构措施使TN、TP、AN、AP较渣土显著提升,但对pH、EC、CEC、SOC、TK及AK改善有限;渣土呈现“缺氮、贫磷、富钾、偏碱性”的极端特征,是高寒矿区生态系统自然恢复的主要障碍。(3)重构土壤全量及速效养分整体满足植被初期需求,但磷有效性受高pH制约,钾素主要继承自渣土母岩(渣土AK远超国家一级标准,可适当减少钾肥施用)。(4)生态化学计量比(C/N、C/P、N/P)趋于合理,土壤具有较强的固碳、固氮、固磷潜力。总体而言,土壤重构显著改善了渣土化学性质,为养分循环提供了较好环境,但盐分偏高及部分指标改善有限的问题仍需重视。

关键词 土壤重构;土壤肥力;草甸土壤;生态修复;高寒矿区;木里煤矿

DOI:10.16249/j.cnki.2096-4617.2026.03.001

中图分类号 S158

文献标识码 A

文章编号 2096-4617(2026)03-001-15

引言

青藏高原作为我国西部生态安全屏障的核心区域,其水源涵养功能与生态稳定性对国家生态安全具有战略意义。然而,矿产资源开发规模的加剧导致土地退化、植被破坏及土壤质量下降等问题,严重威胁

收稿日期:2026-02-10

基金项目:甘肃省青年人才(个人项目)(2026QNGR034);陇东学院博士科研启动基金资助项目(XYBYZK2508);陇东学院高等教育教学研究项目(LYJYJX2026A77);甘肃省科技计划自然科学基金项目(24JRRM023)。

第一作者简介:许泰,男,汉族,甘肃华池人,陇东学院地理与城乡规划学院副教授,主要研究方向为土壤生态修复重建。

区域生态平衡、水土保持、生物多样性与经济发展。土壤化学性质是衡量土壤肥力质量和生产力的重要参数,深刻影响着土壤养分库容、植被生长潜力及空间分布格局。土壤有机质、氮、磷、钾等养分含量作为与植被生长发育联系最为紧密的要素,不仅能够表征土壤的肥力状态,更能反映土壤的养分供给和生态支撑能力^[1],并对土壤的物理结构及微生物环境产生显著调控作用。高寒矿区土壤破坏的本质是土壤生产力持续衰退,这一过程与土壤化学性质退化及人为干扰(管理)等因素密切相关。因此,系统探明自然土壤肥力本底、科学评价重构土壤化学肥力质量、识别生态功能维持关键指标,是实现高寒矿区高效生态修复的迫切需求。

木里矿区地处祁连山南麓黄河支流大通河源头,属于青藏高原典型高寒矿区。长期无序采矿活动导致矿区植被严重破坏、水土流失加剧,原始草甸生态系统退化,土壤结构损毁与养分流失问题突出^[2]。传统的矿区生态修复方法通常面临成本高、效果不佳等问题,而通过改良废弃矿渣进行土壤重构作为一种创新性的修复方式逐渐受到关注,其能够在较短时间内形成具有较好肥力和结构稳定的新生土层,为植被恢复提供重要基础。自2020年青海省启动《木里矿区以及祁连山南麓青海片区生态环境综合整治三年行动方案(2020—2023年)》以来,矿区实施了大规模生态修复工程。在木里矿区生态修复过程中,重构土壤化学肥力质量是关键环节之一,尤其是高寒环境下土壤化学肥力特性与温带或热带地区截然不同,其客土覆盖与改良技术难以直接移植至高寒生态脆弱区。由于该地区平均海拔超过4 000 m,其低温缺氧、植物生长周期短、强辐射和强烈的风化作用等因素限制了有机质的积累和养分元素的循环,土壤形成过程缓慢且有机质含量较低,需数千年风化、营养化过程才能形成20~30 cm的腐殖层^[3],加之客土资源稀缺,迫使修复工程只能依赖矿渣粉碎基质进行土壤重构。近年来,国内外关于矿区生态修复的研究主要聚焦于植被恢复、土壤物理性状改善以及养分循环机制等方面,虽然青藏高原矿区土壤污染及其生态修复问题的研究也在逐渐增多,但主要集中于温度、降水或重金属污染等单一因素对土壤肥力的影响。自然状态下高寒矿区土壤的养分储存能力和供给能力受温度和降水条件的显著限制,采矿活动显著改变了土壤pH和养分含量,从而影响了其化学肥力特性,铅、汞和砷等重金属元素在土壤中的富集水平显著升高,这不仅破坏了土壤的养分平衡,还对植物生长造成了负面影响^[4],在气候变化背景下,高寒矿区的生态系统更加脆弱。高寒矿区重构土壤的化学肥力特性直接决定植被定植与生态系统演替方向,是生态修复成功与否的关键。现有研究表明,矿渣基质养分本底值低,且高寒环境抑制微生物活性与有机质矿化,导致氮素转化效率低下、碳氮比(C/N)失衡^[5,6]。尽管施加羊板粪等有机肥被证实可提升土壤肥力,但未腐熟羊板粪在低温下分解缓慢(腐熟周期延长2~3年),其养分释放动态与重构土壤的协同机制尚不明确^[7,8]。此外,露天开采形成的排土场土壤母质高度异质化,复垦模式、修复年限及人工干预措施(如有机肥配比、微生物激活)对土壤化学肥力恢复的长期效应仍需系统量化。高寒矿区重构土壤养分的丰缺程度与植被恢复成效紧密相关,全面了解并评价其养分状况,是实现科学施肥,保障土壤肥力长期支撑植被生长的关键。目前,针对高寒矿区这一特殊环境下土壤化学肥力特性变化及其影响因素的系统探讨尚显不足,特别是在区域尺度上缺乏系统性分析,这限制了修复方案的科学性和有效性。如何通过有效措施提升高寒矿区重构土壤的化学肥力,以实现生态系统的可持续发展,是当前研究中亟待解决的问题。

本研究选取青藏高原木里矿区为研究对象,系统评估重构土壤的化学肥力特性及其在高寒矿区生态修复中的应用潜力。通过实地调查与实验分析,结合典型参照土壤(草甸沼泽土、高山草甸土),重点考察矿区重构土壤在有机质含量、pH值以及养分元素(如全氮、全磷、速效钾等)等关键养分指标的变化规律,引入土壤生态化学计量学方法,探讨土壤重构对土壤化学肥力特性的影响,分析重构过程中的障碍因子。在此基础上,提出针对高寒矿区的土壤化学肥力重构策略,以期高寒矿区土壤生态修复的科学规划、精准施肥及生态修复效能提升提供理论支持和实践指导,同时为同类型高海拔矿区生态治理提供范式参考。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

木里露天煤矿区位于青海省海西蒙古族藏族自治州天峻县和海北藏族自治州刚察县境内,矿区总面积为 152.70 km²,探明煤炭资源储量约 35.4 亿吨,是青海省最大的煤矿区。矿区自然环境严酷,平均海拔 4 000 m,冷季持续时间长,年平均气温-5.1℃,多年平均降水量 477.1 mm,年平均蒸发量 1 049.9 mm,属于典型的大陆性高原亚寒带半干旱气候。木里矿区原生土壤以高山草甸土、草甸沼泽土为主,虽然原生土壤中氮、磷、钾及有机质含量相对高于我国平均水平,但特殊的气候条件导致其恢复能力和抵抗外界干扰能力较弱。由于木里煤矿露天开采,在地表形成了规模庞大的采坑和渣山(图1),土壤资源极度贫乏,将渣土混合羊板粪重构为适宜植被生长复绿的人造土壤,是目前高寒矿区最主要的土壤修复手段。

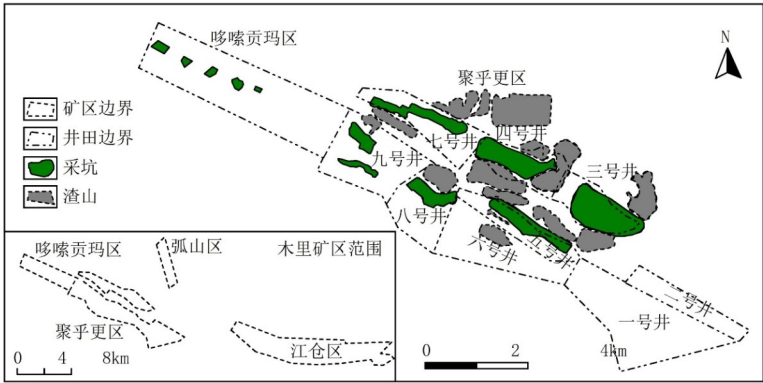


图1 木里煤田位置示意图
Fig.1 Location of Muli coal field

1.2 样品采集与测试分析方法

1.2.1 样品采集

于 2023 年 8 月在木里矿区及周边未受开采扰动的原生植被区开展野外采样工作,采样点信息如图 2 所示。

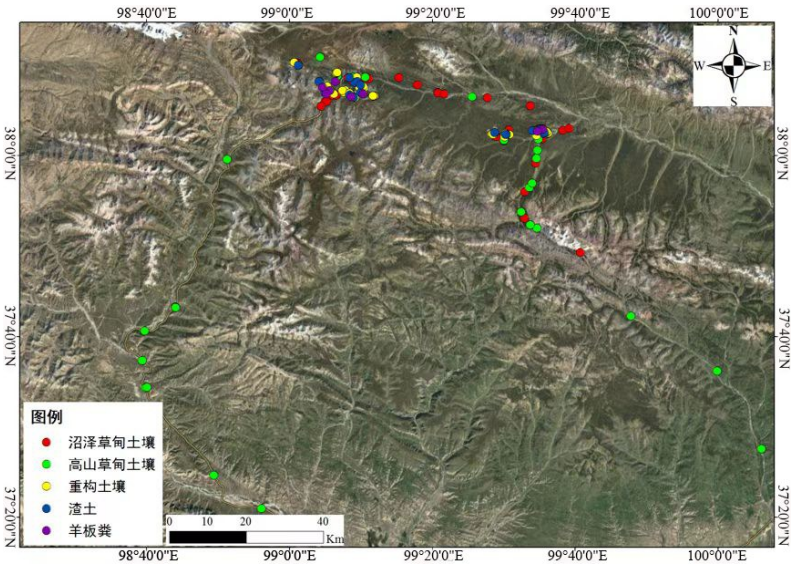


图2 采样点分布图
Fig.2 Distribution of sampling point

(1)背景土壤样品的采集。沿矿区外围未受人类扰动的区域,基于样带调查法利用土钻采集表层 0~20 cm 的草甸沼泽土壤样品 337 件,高山草甸土壤样品 97 件,共计 434 件。关于原始土壤(草甸沼泽土、高山草甸土)的基本化学性质,包括 pH、有机碳(SOC)、全氮(TN)、全磷(TP)、全钾(TK)、速效氮(AN)、速效磷(AP)、速效钾(AK)、电导率(EC)及阳离子交换量(CEC),将在本研究结果与分析部分结合重构土壤进行对比分析,以明确矿区扰动前的土壤本底肥力特征。

(2)重构土壤样品的采集。根据不同的修复方案,在木里矿区聚乎更 3 号坑、4 号坑、5 号坑、7 号坑、8 号坑和 9 号坑等 6 个矿坑,江仓 1 号坑、2 号坑、4 号坑和 5 号坑等 4 个矿坑以及哆嗦贡玛矿区布设样点,共计 11 个矿坑采集渣土、羊板粪和重构土壤样品共计 210 件,其中渣土和羊板粪为修复前重构土壤的主要组成基质。为保证后期数据的可靠性和代表性,在矿坑每个采样点附近 5 m² 范围内均匀采集 4 个 0~20 cm 土壤样品,充分混合后按 4 分法取足量土壤组成新样品装入样品袋。

1.2.2 重构土壤配置方式

所有土壤样品采样工作均在野外实地进行,未设置室内模拟或人工气候箱等受控实验环境。采样区外环境条件与研究区概况描述一致,强辐射、低温、大风等环境因素显著限制土壤形成与养分转化。

重构土壤的构建方案严格依据木里矿区生态修复工程实践确定^[9],其核心配方如下:以筛选后的露天矿渣土为基础基质,按矿渣土与羊板粪质量比 3:1 混合,同时添加腐熟有机肥(施用量为 225 kg/hm²,总养分含量≥5%、有机质含量≥45%)^[10]。该配比设计源于前期小试结果,在此比例下重构土壤的 pH、容重、有机质及全氮等理化指标能够满足垂穗披碱草等当地耐寒植被的定植需求。配施完成后采用机械翻耕(深度 20 cm)确保基质混合均匀,翻耕后静置 1 个月,以促进基质稳定与养分初步释放。随后进行植被播种,播种后采用无纺布覆盖地表,以保温保湿、减轻风蚀,提高幼苗成活率。上述操作完全按照矿区实际修复工程的施工流程进行,不同矿坑、不同修复区块的配比与操作基本一致。

本研究未对重构土壤的配比、混合方式、施肥量、静置时间及播种密度等要素进行额外的人为控制或干预,而是基于不同矿坑、不同修复年限及不同复垦模式下形成的现有重构土壤类型开展系统采样,以真实反映工程条件下的土壤化学肥力恢复状况。

1.2.3 土壤化学性质的测定

木里矿区背景土壤和重构土壤调查指标如表 1 所示,其中土壤的 pH、电导率(EC)、有机碳(SOC)等指标的前期处理工作及样品测试在青海师范大学青藏高原地表过程与生态保育教育部重点实验室完成;阳离子交换量(CEC)、全养分、速效养分等指标的测试在西安地调中心重点实验室完成。

表 1 木里矿区土壤监测指标及分析方法
Table 1 Soil monitoring indices in Muli mining area and analysis method

指标	测定方法
pH	酸度计法,水浸-电位(型号 PHS-3C,水土体积质量比 2.5:1)
阳离子交换量(CEC)	乙酸钠-火焰光度法(碱性土壤),1 mol/L 乙酸铵交换法(酸性土壤)
电导率(EC)	土壤浸出液电导率法
有机碳(SOC)	重铬酸钾容量法(外加热法)
全氮(TN)	凯氏定氮法
全磷(TP)	NaOH 熔融-钼锑抗比色法
全钾(TK)	NaOH 熔融-火焰光度法
速效氮(AN)	碱解扩散法
速效磷(AP)	0.5 mol/L NaHCO ₃ 浸提-钼锑抗比色法
速效钾(AK)	中性 1.0 mol/L NH ₄ OAc 浸提-火焰光度法

为确保数据测试的精准度与可靠性,在样品测试过程中实施了严格的质量控制:每份样品设置3次技术重复,每批次同步分析国家标准土壤参比物质,并建立校准曲线($R^2>0.999$);同时,每20个样品设置1个全程空白样和2个平行样,平行样相对偏差控制在5%以内,并设置空白对照与基质加标回收实验,回收率控制在85%~115%之间。此外,pH计、火焰光度计、分光光度计等仪器在测试前均使用标准缓冲溶液或标准系列溶液进行校准,测试结果经独立审核,异常值(超出均值 ± 3 倍标准差)进行复测确认。

1.3 数据处理与统计分析

数据采用 Microsoft Excel 2019 进行初步整理与计算,各指标测定值基于3次技术重复的均值获得,最终结果以平均值 $\pm$ 标准误表示。统计分析及显著性检验使用 SPSS 26.0 软件完成。首先对所有数据进行正态性(Shapiro-Wilk)检验和方差齐性(Levene)检验。若数据同时满足正态分布和方差齐性($P>0.05$),则采用单因素方差分析(One-way ANOVA)比较不同土壤化学指标差异,并使用 Tukey HSD 法进行事后多重比较;若数据满足正态分布但方差不齐,则采用 Welch 方差分析并辅以 Games-Howell 法进行多重比较;若数据不符合正态分布,则采用 Kruskal-Wallis 非参数检验,并采用 Dunn 检验(Bonferroni 校正)进行多重比较。所有检验的显著性水平均设定为 $\alpha=0.05$ 。土壤碳氮比(C/N)、碳磷比(C/P)、氮磷比(N/P)等生态化学计量特征由有机碳、全氮、全磷实测值计算得出(均为质量比)。图形采用 Origin 2026 软件绘制,图中以不同小写字母标注组间显著差异($P<0.05$),所有统计结果均基于上述检验方法得出。

2 结果与分析

2.1 土壤pH的变化特征及差异

草甸沼泽土壤pH变化范围为5.01~8.17,高山草甸土壤为4.81~9.52,重构土壤为5.62~9.79;渣土为7.47~9.63,羊板粪为7.49~8.07。如图3所示,不同类型土壤pH之间均存在显著性差异($P<0.05$);重构土壤pH与羊板粪存在显著性差异($P<0.05$),与渣土的差异性不明显($P>0.05$)。pH平均值呈现出重构土壤(8.24)>渣土(8.11)>羊板粪(7.82)>高山草甸土壤(7.54)>草甸沼泽土壤(6.45)的变化特点。重构土壤pH比草甸沼泽土壤、高山草甸土壤、羊板粪和渣土分别提高了27.75%、9.28%、5.37%、1.60%。

2.2 土壤电导率的变化特征及差异

草甸沼泽土壤电导率(EC)变化范围为110.20~395.33 $\mu\text{S}/\text{cm}$,高山草甸土壤为80.47~233.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$,重

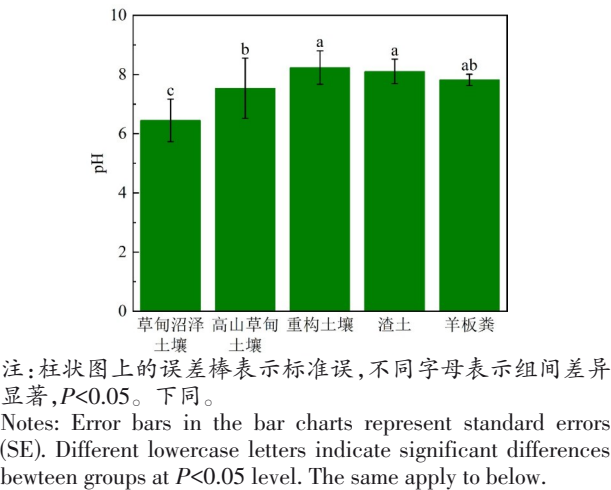


图3 不同类型土壤和重构基质pH特征

Fig.3 Characteristics of pH in different soil types and reconstructed substrates

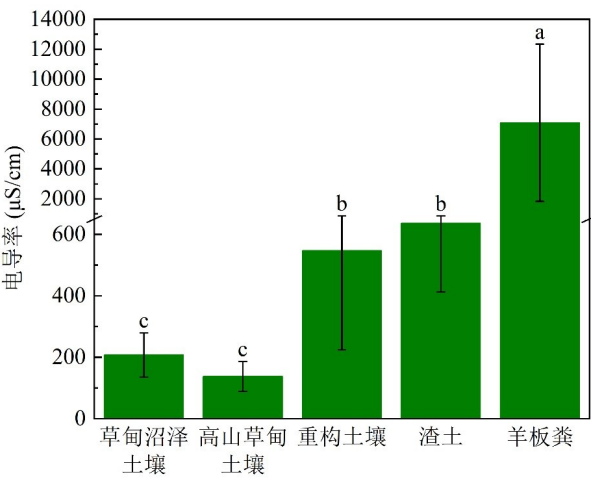


图4 不同类型土壤和重构基质电导率特征

Fig.4 Characteristics of electrical conductivity in different soil types and reconstructed substrates

构土壤为152.57~2 020 $\mu\text{S}/\text{cm}$;渣土为481.00~967.67 $\mu\text{S}/\text{cm}$,羊板粪为2 683.33~12 913.33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。如图4所示,重构土壤EC与两类原生土壤均存在显著性差异($P<0.05$);重构土壤EC与羊板粪存在显著性差异($P<0.05$),与渣土的差异性不明显($P>0.05$)。EC平均值呈现出羊板粪(7 088.89 $\mu\text{S}/\text{cm}$)>渣土(636.50 $\mu\text{S}/\text{cm}$)>重构土壤(546.92 $\mu\text{S}/\text{cm}$)>草甸沼泽土壤(207.48 $\mu\text{S}/\text{cm}$)>高山草甸土壤(137.61 $\mu\text{S}/\text{cm}$)的变化特点。重构土壤EC比草甸沼泽土壤和高山草甸土壤分别上升了163.60%、297.44%,比渣土和羊板粪分别降低了14.07%、92.28%。

2.3 土壤阳离子交换量的变化特征及差异

草甸沼泽土壤阳离子交换量(CEC)变化范围为13.57~69.85 cmol/kg ,高山草甸土壤为6.52~39.13 cmol/kg ,重构土壤为12.07~34.24 cmol/kg ;渣土为17.61~30.65 cmol/kg ,羊板粪为24.46~47.93 cmol/kg 。如图5所示,重构土壤CEC与两类原生土壤均存在显著性差异($P<0.05$);重构土壤CEC与羊板粪存在显著性差异($P<0.05$),与渣土的差异性不明显($P>0.05$)。CEC平均值呈现出草甸沼泽土壤(41.63 cmol/kg)>羊板粪(37.50 cmol/kg)>渣土(26.90 cmol/kg)>重构土壤(23.90 cmol/kg)>高山草甸土壤(18.37 cmol/kg)的变化特点。重构土壤CEC比草甸沼泽土壤、羊板粪和渣土分别减少了42.59%、36.27%、11.15%,比高山草甸土壤增加了30.10%,表明不同类型土壤的保肥、供肥和缓冲能力具有一定的差异性,不同的基质类型对重构土壤CEC的含量影响明显。

2.4 土壤有机碳含量的变化特征及差异

草甸沼泽土壤有机碳(SOC)含量变化范围为11.47~213.16 g/kg ,高山草甸土壤为1.08~118.86 g/kg ,重构土壤为16.65~244.25 g/kg ;渣土为8.26~249.51 g/kg ,羊板粪为45.97~188.52 g/kg 。如图6所示,重构土壤SOC含量与高山草甸土壤存在显著性差异($P<0.05$),与草甸沼泽土壤差异性不明显($P>0.05$);重构土壤SOC含量与羊板粪存在显著性差异($P<0.05$),与渣土差异性不明显($P>0.05$)。SOC含量平均值呈现出羊板粪(123.96 g/kg)>草甸沼泽土壤(95.58 g/kg)>重构土壤(92.08 g/kg)>渣土(77.21 g/kg)>高山草甸土壤(32.92 g/kg)的变化特点。重构土壤SOC含量比草甸沼泽土壤和羊板粪分别降低了3.66%、25.72%,比高山草甸土壤和渣土分别提高了179.71%、19.26%。

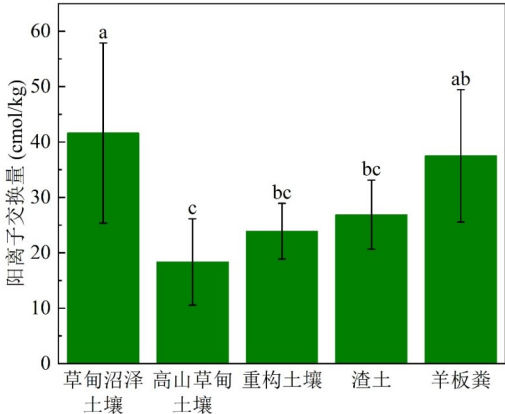


图5 不同类型土壤和重构基质阳离子交换量特征
Fig.5 Characteristics of cationic exchange capacity in different soil types and reconstructed substrates

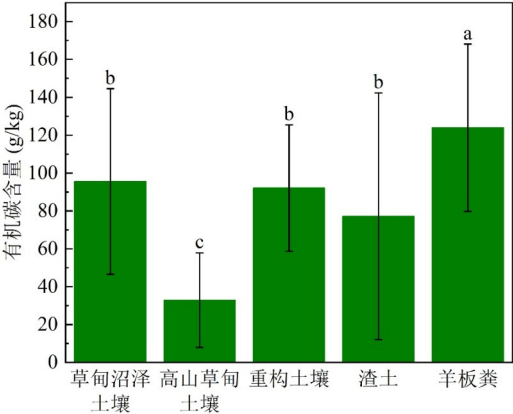


图6 不同类型土壤和重构基质有机碳含量特征
Fig.6 Characteristics of organic carbon content in different soil types and reconstructed substrates

2.5 土壤全量养分含量的变化特征及差异

草甸沼泽土壤全氮(TN)含量变化范围为0.39~13.04 g/kg ,高山草甸土壤为1.09~5.19 g/kg ,重构土壤为0.53~9.71 g/kg ;渣土为0.66~7.39 g/kg ,羊板粪为2.86~5.57 g/kg 。如图7所示,重构土壤TN含量与高山草甸土壤存在显著性差异($P<0.05$),与草甸沼泽土壤差异性不明显($P>0.05$);重构土壤TN含量与渣土存在显

著性差异($P<0.05$),与羊板粪差异性不明显($P>0.05$)。TN 含量平均值呈现出草甸沼泽土壤(4.93 g/kg)> 重构土壤(4.65 g/kg)>羊板粪(4.04 g/kg)>高山草甸土壤(2.90 g/kg)>渣土(1.89 g/kg)的变化特点。重构土壤 TN 含量比草甸沼泽土壤仅低了 5.68% ,比高山草甸土壤、渣土和羊板粪分别高出 60.34% 、 146.03% 、 15.10% 。

草甸沼泽土壤全磷(TP)含量变化范围为 $0.56\sim1.57\text{ g/kg}$,高山草甸土壤为 $0.26\sim2.50\text{ g/kg}$,重构土壤为 $0.41\sim2.64\text{ g/kg}$;渣土为 $0.16\sim0.81\text{ g/kg}$,羊板粪为 $0.52\sim2.21\text{ g/kg}$ 。如图 7 所示,不同类型土壤 TP 含量之间差异性不明显($P>0.05$);重构土壤 TP 含量与两类基质之间存在显著性差异($P<0.05$)。TP 含量平均值呈现出羊板粪(1.39 g/kg)>重构土壤(0.93 g/kg) $\approx$ 草甸沼泽土壤(0.91 g/kg)>高山草甸土壤(0.79 g/kg)>渣土(0.43 g/kg)的变化特点。重构土壤 TP 含量比草甸沼泽土壤、高山草甸土壤和渣土分别提高了 2.20% 、 17.72% 、 116.28% ,比羊板粪降低了 33.09% 。

草甸沼泽土壤全钾(TK)含量变化范围为 $12.61\sim21.21\text{ g/kg}$,高山草甸土壤为 $12.94\sim24.34\text{ g/kg}$,重构土壤为 $18.43\sim29.65\text{ g/kg}$;渣土为 $11.44\sim26.43\text{ g/kg}$,羊板粪为 $10.09\sim24.48\text{ g/kg}$ 。如图 7 所示,不同类型土壤 TK 含量之间存在显著性差异($P<0.05$);重构土壤 TK 含量与羊板粪存在显著性差异($P<0.05$),与渣土差异性不明显($P>0.05$)。TK 含量平均值呈现出重构土壤(23.35 g/kg)>渣土(21.21 g/kg)>高山草甸土壤(19.05 g/kg)>羊板粪(18.04 g/kg)>草甸沼泽土壤(17.21 g/kg)的变化特点。重构土壤 TK 含量比草甸沼泽土壤、高山草甸土壤、渣土和羊板粪分别增加了 35.68% 、 22.57% 、 10.09% 、 29.43% 。

2.6 土壤速效养分含量的变化特征及差异

草甸沼泽土壤速效氮(AN)含量变化范围为 $0.06\sim0.79\text{ g/kg}$,高山草甸土壤为 $0.03\sim0.57\text{ g/kg}$,重构土壤为 $0.09\sim0.69\text{ g/kg}$;渣土为 $0.01\sim0.39\text{ g/kg}$,羊板粪为 $0.14\sim0.53\text{ g/kg}$ 。如图 8 所示,重构土壤 AN 含量与草甸沼泽土壤存在显著性差异($P<0.05$),与高山草甸土壤差异性不明显($P>0.05$);重构土壤 AN 含量与渣土存在显著性差异($P<0.05$),与羊板粪差异性不明显($P>0.05$)。AN 含量平均值呈现出草甸沼泽土壤(0.44 g/kg)> 重构土壤(0.29 g/kg)>羊板粪(0.24 g/kg)>高山草甸土壤(0.23 g/kg)>渣土(0.10 g/kg)的变化特点。重构土壤 AN 含量比草甸沼泽土壤低了 34.09% ,比高山草甸土壤、渣土和羊板粪分别高出 26.09% 、 190% 、 20.83% 。

草甸沼泽土壤速效磷(AP)含量变化范围为 $0.001\sim0.213\text{ g/kg}$,高山草甸土壤为 $0.001\sim0.083\text{ g/kg}$,重构土壤为 $0.015\sim0.815\text{ g/kg}$;渣土为 $0.001\sim0.34\text{ g/kg}$,羊板粪为 $0.03\sim0.70\text{ g/kg}$ 。如图 8 所示,重构土壤 AP 含量与两类原生土壤、两类基质之间存在显著性差异($P<0.05$)。AP 含量平均值呈现出羊板粪(0.29 g/kg)>重构土

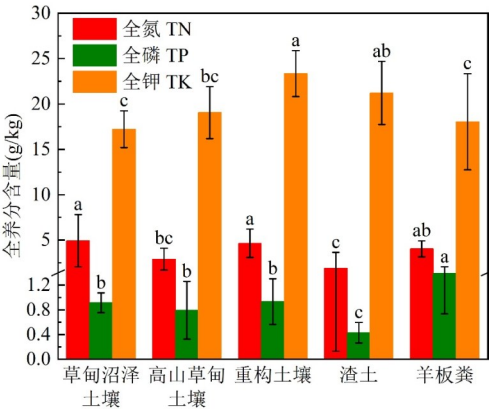


图7 不同类型土壤和重构基质全养分含量特征
Fig.7 Characteristics of total nutrient content in different soil types and reconstructed substrates

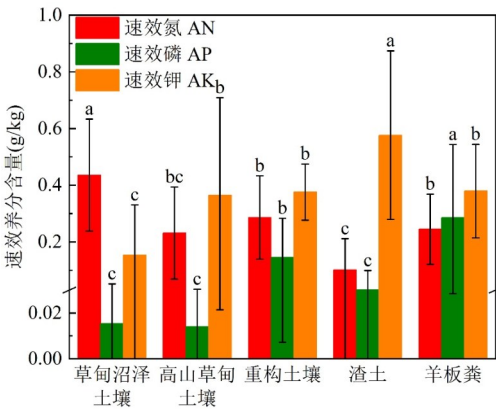


图8 不同类型土壤和重构基质速效养分含量特征
Fig.8 Characteristics of available nutrient content in different soil types and reconstructed substrates

壤(0.145 g/kg)>渣土(0.03 g/kg)>草甸沼泽土壤(0.015 g/kg)>高山草甸土壤(0.014 g/kg)的变化特点。重构土壤AP含量比草甸沼泽土壤、高山草甸土壤和渣土分别提高了866.67%、935.71%、383.33%;比羊板粪降低了50%。

草甸沼泽土壤速效钾(AK)含量变化范围为0.03~0.80 g/kg,高山草甸土壤为0.04~1.20 g/kg,重构土壤为0.11~0.59 g/kg;渣土为0.03~1.04 g/kg,羊板粪为0.14~0.58 g/kg。如图8所示,重构土壤AK含量与草甸沼泽土壤存在显著性差异($P<0.05$),与高山草甸土壤差异性不明显($P>0.05$);重构土壤AK含量与渣土存在显著性差异($P<0.05$),与羊板粪差异性不明显($P>0.05$)。AK含量平均值呈现出渣土(0.58 g/kg)>羊板粪(0.38 g/kg)=重构土壤(0.38 g/kg)≈高山草甸土壤(0.37 g/kg)>草甸沼泽土壤(0.15 g/kg)的变化特点。重构土壤AK含量比草甸沼泽土壤和高山草甸土壤分别提高了153.33%、2.70%,比渣土降低了34.48%,与羊板粪相同。

2.7 土壤生态化学计量特征

草甸沼泽土壤碳氮比(C/N)、碳磷比(C/P)、氮磷比(N/P)的变化范围分别为11.15~39.36、35.25~155.20和1.54~10.38,高山草甸土壤C/N、C/P、N/P的变化范围分别为2.78~9.06、17.92~37.09和2.84~6.95,重构土壤C/N、C/P、N/P的变化范围分别为12.83~42.04、46.26~180.65、1.89~10.25;渣土C/N、C/P、N/P的变化范围分别为10.52~38.17、44.93~221.63和2.25~6.25,羊板粪C/N、C/P、N/P的变化范围分别为20.45~43.79、60.42~178.26和1.96~7.42。如图9所示,重构土壤C/N和C/P均与高山草甸土壤存在显著性差异($P<0.05$),与草甸沼泽土壤差异性不明显($P>0.05$),不同类型土壤之间N/P差异性不明显($P>0.05$);重构土壤C/N与羊板粪存在显著性差异($P<0.05$),与渣土差异性不明显($P>0.05$),C/P与渣土存在显著性差异($P<0.05$),与羊板粪差异性不明显($P>0.05$),N/P与两类基质均存在显著性差异($P<0.05$)。不同类型土壤C/N、C/P、N/P平均值均呈现出重构土壤>草甸沼泽土壤>高山草甸土壤的变化特点。重构土壤C/N比草甸沼泽土壤和高山草甸土壤分别增加了4.39%、260.73%,C/P比草甸沼泽土壤和高山草甸土壤分别增加了11.88%、275.11%,N/P比草甸沼泽土壤和高山草甸土壤分别增加了2.80%、19.31%;重构土壤C/N比渣土和羊板粪分别减少了14.34%、33.02%,C/P比渣土和羊板粪分别减少了24.98%、7.36%,N/P比渣土和羊板粪分别增加了45.12%、41.75%。

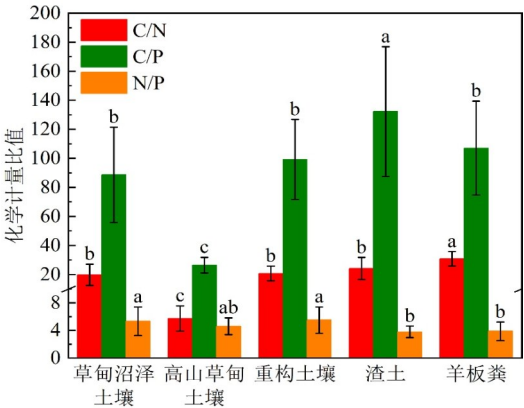


图9 不同类型土壤和重构基质生态化学计量特征
Fig.9 Characteristics of ecological stoichiometry in different soil types and reconstructed substrates

3 讨论

3.1 土壤重构对pH的影响

土壤pH是影响其养分存在形态、转化效率及有效性的关键因子,也与土壤微生物群落组成及多样性密切相关^[11]。青藏高原高寒草甸区自然成土缓慢,高山草甸土与草甸沼泽土在长期低温、弱淋溶条件下呈中性至弱酸性(pH多介于6.0~7.5之间)^[12],适宜植物生长。然而,木里矿区重构土壤的pH均值达8.24,呈弱碱性,部分样点甚至达到强碱性(pH>8.5),较草甸沼泽土和高山草甸土分别提高了27.75%和9.28%,碱化程度也高于祁连山双龙沟矿(pH=7.9)与玛沁县德尔尼铜矿(pH=8.0)等扰动土壤^[13,14]。

自然条件下高寒区土壤pH受母质、淋溶与复盐基过程的长期平衡调控,而重构土壤的初始pH直接

由其组成基质决定。木里矿区渣土和羊板粪均呈弱碱性,二者按3:1混合后未经长期成土过程的缓冲调节,导致整体偏碱性;重构土壤pH与渣土差异不显著,但与羊板粪差异显著,说明渣土是偏碱性的主要贡献源。类似“渣土+有机肥”重构方案在青藏高原其他矿区也普遍引起pH升高^[15],表明基质碱性是矿区重构土壤碱化的主导因素。针对该问题,可采取人工干预与自然恢复协同调控。短期可施用硫酸铵、过磷酸钙等酸性或生理酸性肥料,逐步降低pH;长期而言,随着植被重建与根系活动增强,根系分泌的有机酸及微生物代谢产物将促进局部微酸化,推动土壤pH向适宜方向演变。后续修复工程应加强重构土壤pH的动态监测,并辅以硫磺粉、腐殖酸等改良剂精准调控,以保障植被恢复的长期成效。

3.2 土壤重构对电导率的影响

土壤电导率(EC)是反映土壤水溶性盐分含量的重要指标,与 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^{+} 等盐基离子丰缺密切相关,可用于指示土壤盐渍化程度。EC受土壤质地、温度、水分、盐分、有机质及植物根系等多因素影响,其中含盐量与含水率最为关键^[16]。青藏高原草甸沼泽土与高山草甸土因长期低温、弱淋溶环境,盐分累积有限,EC通常维持在较低水平,木里矿区原生土壤背景值与其基本一致^[17,18]。然而,重构土壤EC平均值高达546.92 $\mu\text{S}/\text{cm}$,分别是草甸沼泽土和高山草甸土的2.64倍和3.97倍,表明重构显著提升了土壤盐分水平。类似现象在青海威斯特铜矿扰动土壤中亦有发生^[19],但木里矿区重构土壤EC升幅更为突出,差异主要与重构基质类型、配比及修复年限有关。

从盐分来源看,羊板粪的输入是重构土壤EC升高的主因。木里矿区羊板粪EC高达7 088.89 $\mu\text{S}/\text{cm}$,而渣土EC(636.50 $\mu\text{S}/\text{cm}$)与重构土壤接近,重构土壤EC较羊板粪降低92.28%,较渣土降低14.07%,说明羊板粪贡献了大部分盐分,但混合后稀释效应显著。尽管如此,重构土壤EC仍较原生土壤升高163.60%~297.44%,盐分累积风险不容忽视。含水率对EC的影响需特别关注:当土壤含水率在15%~30%区间时,EC与含水率近似呈线性正相关;超出该阈值后变化趋缓^[20]。木里矿区重构土壤平均含水率(37.01%)高于该敏感区间,EC与含水率呈显著负相关,原因在于较高含水率对可溶性盐离子起稀释作用,从而降低EC。此外,冻土区土壤冻结过程中EC易受质地影响,表现为黏土>沙壤土>沙土^[21],但木里矿区重构土壤以粉砂粒为主导,黏粒含量较低,质地因素对EC的直接影响有限。

高EC对土壤生态功能具有潜在负面效应。含盐量过高可提升土壤溶液渗透压,形成盐分胁迫,抑制微生物活性与酶活性,影响植物根系对养分和水分的吸收,严重时引发生理干旱^[22]。目前,青藏高原高寒草甸土壤盐分临界指标尚属空白,确定限制植被生长的EC阈值,对于高寒矿区生态精准修复及土壤退化调控具有重要理论与实践意义。

3.3 土壤重构对阳离子交换量的影响

阳离子交换量(CEC)是衡量土壤保蓄、供应及缓冲阳离子养分(K^{+} 、 Na^{+} 、 NH_4^{+} 等)能力的关键指标,同时影响土壤有机质、pH和结构等理化性质^[23]。青藏高原高寒草甸土壤CEC变幅较大(19.68~74.33 cmol/kg)^[24],其中木里矿区草甸沼泽土因富含有机质、凋落物积累多,CEC均值达41.63 cmol/kg ,高山草甸土CEC均值为18.37 cmol/kg ,处于高原同类土壤的中低水平^[25,26]。重构土壤CEC(23.90 cmol/kg)介于两类原生土壤之间,显著低于草甸沼泽土,但明显高于高山草甸土,表明其保肥能力已接近或超过部分自然高山草甸土。相比于组成基质,重构土壤CEC较渣土和羊板粪分别降低11.15%和36.27%,较草甸沼泽土降低42.59%,说明混合过程及修复初期有机质矿化可能导致CEC下降。根据全国第二次土壤普查分级标准,木里矿区重构土壤CEC处于三级以上,保肥缓冲能力较强;且与青藏高原无沙化草地CEC(23.27 cmol/kg)相近^[27],优于西藏拉屋和扎西康矿山土壤(2.37~18.88 cmol/kg)^[28],在高寒矿区中处于较好水平。

CEC大小取决于土壤胶体比表面积和表面负电荷密度,受成土母质、有机质含量、黏土矿物组成及植被恢复等因素调控。木里矿区重构土壤CEC与SOC变化趋势一致,这与多数研究结论一致^[29,30]。羊板粪

输入是关键增益因素,其富含SOC,可水解大量负电荷官能团,增加胶体表面吸附点位。然而,重构土壤CEC仍显著低于草甸沼泽土,主要原因在于矿区重建植被单一、恢复年限短,尚未形成有效凋落物层,有机质自然归还量几乎为零。植被重建对重构土壤CEC具有正向促进作用:一方面,植被恢复可降低雨滴溅蚀和径流冲刷,增强土壤黏化作用,促进稳定成土环境形成^[31];另一方面,根系分泌物及未来凋落物输入将逐步提升有机质含量,进而增加CEC^[32]。因此,高寒矿区生态修复中维持稳定CEC的关键在于加速植被恢复与有机质自然积累。建议优先选择根系发达、凋落物产量高的乡土草种,并适度补充有机物料,以促进土壤胶体-有机质复合体的形成,保障矿区生态系统功能的可持续性。

3.4 土壤重构对有机碳的影响

土壤有机碳(SOC)是表征土壤基础肥力的核心指标,直接影响草地生产力,并在全球碳循环中扮演重要角色。木里矿区原生土壤因低温、生长季短,有机质分解缓慢,表层SOC累积较高。其中,草甸沼泽土因长期滞水、厌氧分解弱,SOC可达100 g/kg以上;高山草甸土SOC处于高原同类土壤的中低水平。重构土壤SOC均值达92.08 g/kg,与草甸沼泽土无显著差异,且明显高于高山草甸土,表明其SOC水平已接近高寒区高有机质土壤。依据全国第二次土壤普查养分分级标准^[33],重构土壤SOC达到丰富水平,是第一等级标准的1.34倍(表2)。重构土壤较高的SOC含量主要归功于羊板粪的输入。羊板粪SOC显著高于重构土壤,而渣土SOC与重构土壤接近。重构土壤SOC较羊板粪降低25.72%,较渣土提高19.26%,说明羊板粪是SOC的主要来源,混合后虽有稀释,但仍使重构土壤SOC远高于渣土和高山草甸土。相比青藏高原西藏甲玛巨龙铜多金属矿扰动土壤SOC仅为27.77 g/kg^[34],木里矿区重构土壤SOC水平在高寒矿区中具有显著优势。高含量SOC意味着重构土壤能够为微生物提供充足能量,促进植被根系代谢,改善土壤疏松度和含水量。

植被恢复对SOC的维持与提升具有正向反馈。植被凋落物在土壤表层分解可有效补充有机质,促进生态恢复良性循环。木里矿区渣土SOC虽已能满足复绿要求,但添加羊板粪使SOC进一步提高19.26%,这一结果与王锐等^[35]、Boruvka等^[36]研究一致。值得注意的是,重构土壤SOC虽接近草甸沼泽土水平,但其稳定性仍需关注。沼泽草甸的SOC经历了长期积累与稳定化,而重构土壤SOC主要源于外源输入,初期矿化速率可能较高。后期应加强对不同重构模式(有机肥种类、施用量、翻耕方式)与管理措施(补播、围封)的长期监测,以明确SOC的持续积累与稳定机制,为高寒矿区生态修复提供科学支撑。

表2 土壤养分含量分级与丰缺标准
Table 2 Soil nutrient content classification and abundance and deficiency standard

养分	等级					
	丰富	较丰富	中等	较缺乏	缺乏	极度缺乏
有机质(g/kg)	>40	30~40	20~30	10~20	6~10	<6
全氮(g/kg)	>2.0	1.5~2.0	1.0~1.5	0.75~1.0	0.5~0.75	<0.5
全钾(g/kg)	>25	20~25	15~20	10~15	5~10	<5
全磷(g/kg)	>1.0	0.81~1.0	0.61~0.80	0.41~0.60	0.20~0.40	<0.2
速效氮(mg/kg)	>150	120~150	90~120	60~90	30~60	<30
速效磷(mg/kg)	>40	20~40	10~20	5~10	3~5	<3
速效钾(mg/kg)	>200	150~200	100~150	50~100	30~50	<30

注:pH>8.5为强碱性;7.51~8.50为弱碱性;6.51~7.50为中性;5.51~6.50为弱酸性;4.51~5.50为酸性;<4.5为强酸性。
Notes: pH>8.5, strongly alkaline; 7.51~8.50, weakly alkaline; 6.51~7.50, neutral; 5.51~6.50, weakly acidic; 4.51~5.50, acidic; <4.5, strongly acidic.

3.5 土壤重构对全量养分的影响

土壤全量养分(N、P、K)是衡量肥力的物质基础,直接调控植物生长发育与群落演替。以下分别从全氮(TN)、全磷(TP)、全钾(TK)三方面分析重构土壤的养分特征。

TN是土壤供氮潜力的基础指标,主要取决于有机质的积累与分解平衡。青藏高原高寒草甸区因低

温限制有机质分解,表层土壤TN普遍较高(2.5~10 g/kg),其中草甸沼泽土可达8 g/kg以上^[37,38]。木里矿区重构土壤TN与草甸沼泽土持平,显著高于高山草甸土,表明供氮能力充足。重构土壤TN较渣土提高146.03%,提升效果显著。土壤中99%以上氮素来自有机质分解,重构土壤TN与SOC呈显著正相关,这与诸多关于高寒草甸土壤有机质与氮含量变化趋势相近的结论相符^[39,40]。羊板粪输入是关键贡献因素,但重构土壤TN甚至略高于羊板粪,可能与渣土中矿物氮的释放有关。相比青藏高原双龙沟矽石山修复土壤TN 0.3~1.4 g/kg^[41]、西藏某铜矿人工建植草地TN仅3.73 mg/kg^[42],木里矿区重构土壤TN水平在高寒矿区中处于优势地位。渣土TN含量极低,远不能满足建植需求,凸显了土壤重构对提升TN的必要性。

TP主要受控于土壤母质,生物影响相对较弱。青藏高原高寒草甸土壤TP多在0.43~1.72 g/kg之间^[43],木里矿区两类原生土壤TP含量处于该范围的中低水平,重构土壤TP略高于原生土壤,较渣土提高116.28%。青藏高原不同退化程度土壤TP为0.78~0.94 g/kg^[12],木里矿区重构土壤TP水平与之相当或略优。需注意,土壤TP并不能完全代表磷素供应水平,因为磷具有难溶性、易固定和迁移性弱的特点,有机磷需在磷酸酶作用下才能转化为植物可吸收形态。当TP超过0.5 g/kg后,施磷增产效果已不明显^[44],木里矿区重构土壤TP均值达0.93 g/kg,超过该阈值,初期供磷能力可满足植被生长需求。但土壤表层TP随植被生长年限呈先增后减趋势,后期需根据监测结果在生长季适量补充磷肥,以维持磷素平衡。矿区渣土TP严重亏缺(0.43 g/kg),是高寒矿区自然生态恢复的限制性因子,必须通过重构加以改良。

TK主要来源于基岩矿物风化,母岩含钾量决定初始贮量。青藏高原高寒草甸土壤全钾受成土母质影响显著,变幅较大,木里矿区两类原生土壤TK处于正常范围,重构土壤TK含量高于原生土壤,较渣土提高10.09%,较草甸沼泽土提高35.68%,表明重构土壤TK含量非常丰富,具备生态修复初期为植物生长提供钾元素的能力。木里矿区重构土壤TK含量略高于青藏高原高寒草甸土壤18.0 g/kg^[12],与渣土无显著差异,说明钾素主要继承自渣土母岩,土壤重构对TK的直接影响有限。钾对植物生理代谢和抗逆性具有不可替代的作用。高寒矿区降水集中在夏季生长季,生态恢复初期植被对钾的需求量大。然而,重构土壤年限短、结构尚不稳定,降雨淋溶和冲刷易导致短期内土壤TK含量降低。后期应加强恢复区重构土壤TK含量的动态监测,及时补钾。渣土本身具备较好的钾素基础,但重构仍使TK有所提升。

3.6 土壤重构对速效养分的影响

速效养分虽占全量比例很小,却因可直接被植物吸收而成为表征土壤供肥能力的关键指标。青藏高原高寒草甸土壤普遍存在“全量丰富,速效匮乏”的特点^[45]。精准掌握高寒矿区重构土壤速效养分状况,支持植被在短暂生长季高效获取养分、实施精准施肥至关重要。

速效氮(AN)主要来源于有机质分解,受微生物活性和水热条件影响显著。高寒区低温抑制有机质矿化,导致AN普遍偏低。木里矿区重构土壤AN均值为0.29 g/kg,显著低于草甸沼泽土,与高山草甸土持平,表明其速效氮水平已接近自然高山草甸土。重构土壤AN较渣土提高190%,提升效果显著。重构土壤AN与TN、SOC呈极显著正相关^[46]。渣土AN仅0.10 g/kg,不具备建植条件,凸显了土壤重构的必要性。尽管木里矿区重构土壤AN处于较高水平,短期内AN可保障植被生长需求,但高寒低温环境导致有机质矿化作用弱,长期需依靠有机物料持续输入和植被恢复促进氮素矿化,以维持供氮能力。

速效磷(AP)主要来源于无机磷溶解和有机磷矿化,其迁移性弱,根际效应显著。青藏高原高寒草甸土壤因母质磷含量较高,供磷潜力充足,但AP有效性受pH和冻融作用影响明显。木里矿区重构土壤AP显著高于两类原生土壤,较草甸沼泽土提高867%,较渣土提高383%,表明羊板粪输入大幅提升了AP含量。然而,重构土壤pH偏高(均值8.24),当pH>8.0时磷易与钙形成难溶性磷酸钙沉淀,降低AP有效性^[47]。本研究中重构土壤AP绝对含量仍偏低,可能与高pH环境下的磷固定作用有关。同时,碱性条件抑制微生物矿化有机磷,不利于植被长期定植。木里矿区处于季节性冻土区,表层土壤易受冻融侵蚀造成

AP流失。因此,应动态监测AP含量,及时补充磷肥,但需避免磷过量累积引发水体富营养化。建议根据植被生长阶段实施精准施肥。

速效钾(AK)主要来源于矿物分解和施肥,受有机质、pH及肥料种类影响^[48]。青藏高原高寒草甸土壤因母岩富含钾矿物,AK通常较高。木里矿区重构土壤AK与高山草甸土持平,显著高于草甸沼泽土,且远高于国家一级标准(丰富水平),完全满足植被需钾,无需额外添加。渣土AK均值为0.58 g/kg,高于重构土壤,这与矿区母岩含钾丰富有关。研究表明,当土壤钾素充裕时,长期不施肥AK也不会明显降低^[49]。但重构土壤年限短、结构尚不稳定,夏季降水集中且强度大,淋溶作用可能导致短期内AK流失,后期应加强恢复区AK动态监测。在不覆土修复区域,鉴于渣土钾素基础良好,无须施用钾肥。

3.7 重构土壤限制因子

土壤生态化学计量比可揭示养分平衡状况及植物生长限制因子,通过对比高寒草甸原生土壤与重构土壤的计量比关系,可从养分供给角度评估修复措施的有效性。

C/N与土壤有机质分解速率成反比,高C/N意味着矿化缓慢,利于有机质累积。高寒草甸区因低温抑制,有机质分解普遍较慢,C/N通常较高,多在13.56~28.71之间^[50]。木里矿区重构土壤C/N与草甸沼泽土几乎无差别,且均高于全国土壤(12.30)和全球高寒地区(17.2)的平均值^[51,52],表明重构土壤在人工恢复过程中矿化速率缓慢,有机质累积能力强,土壤碳氮“汇”功能增强。重构土壤C/N较渣土(24.13)和羊板粪(30.86)分别降低14.34%和33.02%,说明矿区覆盖重构土壤后,植被与微生物活动促进了有机质分解和氮素释放,C/N向更有利于养分循环的方向调整。

C/P可衡量土壤磷的有效性,当C/P小于200时,有利于有机质分解和磷素释放。木里矿区重构土壤C/P显著高于高山草甸土,与草甸沼泽土持平,且高于中国陆地土壤(52.7)和全球森林土壤(81.9)的平均值^[53,54],表明重构土壤与草甸沼泽土相似,磷的有效性较高,具有较强的固磷潜力,能够为植物生长提供可吸收利用的磷酸盐。重构土壤C/P较渣土(132.20)降低24.98%,较羊板粪(107.06)降低7.36%,说明混合过程及植被作用使C/P向更适宜磷释放的方向调整。需注意,较高的C/P意味着微生物分解有机质时需从环境中吸收更多磷,可能加剧磷素竞争,应关注长期磷供应平衡。

N/P常作为判断植物生长过程中土壤氮、磷供应相对限制性的阈值。木里矿区重构土壤N/P均值为5.50,略高于中国陆地土壤(5.2)^[54],显著高于渣土(3.79)和羊板粪(3.88),与草甸沼泽土(5.35)和高山草甸土(4.61)无显著差异,表明重构土壤为适应植被生长和微生物活动进行了自我响应和调节。有研究发现,生物固氮量随N/P的减少而增加^[55],预计随恢复年限延长,速效氮会逐步增加。总体而言,木里矿区土壤重构后,氮、磷含量显著提高,重构土壤具备较强固氮固磷能力,且N/P达到相对平衡,植被生长发育不易受氮、磷的显著限制。

4 结论

(1)土壤重构显著改变了原生土壤的理化性质。重构土壤pH多呈弱碱性,EC显著升高,盐分累积风险突出;阳离子交换性能强,保肥能力接近或超过部分高山草甸土;SOC含量丰富,接近高寒区草甸沼泽土壤。与渣土相比,重构措施在TN、TP、AN、AP上显著提升,但在pH、EC、CEC、SOC、TK及AK方面改善有限,且较高的含盐量在一定程度上削弱了土壤的供肥保肥与缓冲能力。

(2)重构土壤全量及速效养分整体可满足植被恢复初期需求。TN、TK、TP高于原生土壤,但磷有效性受高pH制约,钾素主要继承自渣土母岩。AN介于两类原生土壤之间,AP较原生土壤提升显著,但绝对含量仍偏低;AK远高于国家一级标准,完全满足植物对钾素的需求。渣土呈现“缺氮、贫磷、富钾、偏碱性”

的极端特征,自身难以支撑植被建植,凸显土壤重构的必要性。

(3)渣土和羊板粪是重构土壤的两类主要基质,二者均呈弱碱性,具有较高的EC和较强的阳离子交换性能。羊板粪富含有机质是重构土壤保持较高CEC的最重要因素。然而,重构措施在pH、EC、CEC、SOC、TK及AK的改善效果有限,且土壤盐分较高对长期肥力维持构成潜在制约。

(4)重构土壤生态化学计量比趋于合理,但需关注长期养分平衡。C/N、C/P、N/P显示植被重建不易受氮、磷、钾等养分限制,重构土壤具有较强的固碳、固氮、固磷潜力。但鉴于盐分偏高及部分指标改善有限,后续应加强动态监测,适度补充磷肥并关注钾素淋溶损失。

总体而言,木里矿区土壤重构显著改善了渣土基质的化学性质,为养分的维持、转化与循环提供了较好的水、肥、气、热环境。重构土壤全量养分(TN、TP、TK)均达到或优于原生土壤水平,可满足生态修复初期植被养分需求。但土壤盐分偏高及部分指标改善有限的问题需引起重视,磷、钾的长期可持续性仍需依靠后续监测与适度补充。

参考文献

- [1] 裴小龙,韩小龙,钱建利,等. 自然资源综合观测视角下的土壤肥力评价指标[J]. 资源科学,2020,42(10):1953–1964.
- [2] Xu D L, Li X F, Chen J, et al. Research progress of soil and vegetation restoration technology in open-pit coal mine: A review[J]. Agriculture-Basel, 2023,13(2):15.
- [3] Zhang J, E C Y, Yang F, et al. OSL ages and pedogenic mode of Kobresia mattice epipedon on the northeastern Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Catena, 2023, 223, 106912.
- [4] 周际,赵财胜,张丽佳,等. 矿区土地复垦与土壤修复研究进展[J]. 东北师大学报(自然科学版),2023,55(1):151–156.
- [5] 刘美英,高永,汪季,等. 矿区复垦地土壤碳氮含量变化特征[J]. 水土保持研究,2013,20(1):94–97+101.
- [6] Lim B S, Kim A R, Seol J, et al. Effects of soil amelioration and vegetation introduction on the restoration of abandoned coal mine spoils in South Korea[J]. Forests, 2022, 13(3):483.
- [7] 安晓婷,于中阳,胡生斌,等. 不同施肥组合对高寒矿区土壤理化性质及酶活性的影响[J]. 草地学报,2025,33(3):984–991.
- [8] Xu Q, Xu H L, Wei Y, et al. Restoration effects of supplementary planting measures on the abandoned mining areas in the Altay Mountain, Northwest China[J]. Sustainability, 2023, 15(20): 14974.
- [9] 刘文谨,蒋福祯,祁凯斌,等. 不同施肥量和播种量对高寒矿区植被恢复和土壤质量的影响及综合评价[J]. 草业学报,2025, 34(5):27–39.
- [10] 吕亮雨,付守全,刘青青,等. 木里矿区4种生态草种适宜播种量筛选[J]. 草地学报,2026,34(2):723–733.
- [11] Zhalnina K, Dias R, Quadros de P D, et al. Soil pH determines microbial diversity and composition in the park grass experiment [J]. Microbial Ecology, 2015, 69: 395–406.
- [12] 郭斌,谢志军,王国栋,等. 青藏高原不同退化程度高寒草甸土壤理化性状典型特征[J]. 草业科学,2025,42(7):1653–1662.
- [13] 王梁浩然,种培芳,王理德,等. 金露梅不同种植模式对矿区植被重建与土壤改良的生态修复效果[J]. 应用与环境生物学报,2026,32(6):938–951.
- [14] 王克宙,史兴萍,李希来,等. 高寒矿区人工草地恢复过程土壤理化性质与细菌群落的交互影响[J]. 生态学报,2026,46(6): 2846–2860.
- [15] 王佟,蔡杏兰,李飞,等. 高原高寒矿区生态地质层修复中的土壤层构建与成分变化差异[J]. 煤炭学报,2022,47(6):2407–2419.
- [16] Cho Y, Sudduth K A, Chung S O. Soil physical property estimation from soil strength and apparent electrical conductivity sensor data[J]. Biosystems Engineering, 2016, 152: 68–78.
- [17] 杨帆,李耀明,方震,等. 冰川冻融对末端高寒草甸真菌群落结构和功能的影响[J]. 中国草地学报,2022,44(5):91–101.
- [18] 李强,何国兴,文铜,等. 东祁连山高寒草甸土壤理化性质对海拔和坡向的响应及其与植被特征的关系[J]. 干旱区地理,

2022,45(5):1559–1569.

- [19] 孔令健,张琳,任杰,等.高寒矿区环境材料混施下土壤改良及工程应用研究[J].煤炭科学技术,2024,52(S1):299–311.
- [20] 孙宇瑞.土壤含水率和盐分对土壤电导率的影响[J].中国农业大学学报,2000(4):39–41.
- [21] 杜鑫钰,陈军锋,翟小艳,等.冻结作用下土壤电导率变化特征的室内试验研究[J].节水灌溉,2020(5):56–61.
- [22] 王英成,芦光新,赵丽蓉,等.高寒草甸退化对土壤电导率变化影响的研究[J].干旱区研究,2021,38(1):104–113.
- [23] Emamgholizadeh S, Mohammadi B. New hybrid nature-based algorithm to integration support vector machine for prediction of soil cation exchange capacity[J]. Soft Computing, 2021, 25(21): 13451–13464.
- [24] 温军,王晓丽,王彦龙.长江源区3种地形高寒草地土壤阳离子交换量和交换性盐基离子的分布特征及其机理探讨[J].生态环境学报,2019,28(3):488–497.
- [25] 度泊楠,陈虎林,杨洋,等.西藏麦地卡湿地国家级自然保护区土壤肥力评价[J].水土保持学报,2022,36(5):287–295.
- [26] 熊健,赵茜茜,李伟,等.拉萨河下游湿地土壤养分特征与肥力评价[J].水土保持学报,2024,38(1):328–336.
- [27] 刘文民,田鹏,刘利昆,等.青藏高原典型沙化区草地土壤质量评价[J].水土保持研究,2022,29(2):118–124.
- [28] 苏小娟,李成芳,王慧,等.西藏拉屋和扎西康矿区土壤的黏粒矿物组成研究[J].土壤通报,2012,43(3):546–550.
- [29] 陈忠柳,舒英格,周鹏鹏.喀斯特山区不同生态恢复模式土壤盐基离子的交换及分布特征[J].水土保持学报,2020,34(4):304–311+319.
- [30] 谭智勇,湛潇雄,刘杰,等.贵州铜仁植烟土壤阳离子交换量时空变异特征及其影响因素分析[J].江苏农业科学,2021,49(21):231–235.
- [31] Wang H, Zhang G H, Li N N, et al. Soil erodibility influenced by natural restoration time of abandoned farmland on the Loess Plateau of China[J]. Geoderma, 2018, 325: 18–27.
- [32] Ghafoor A, Poeplau C, Kätterer T. Fate of straw-and root-derived carbon in a Swedish agricultural soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 2017, 53(2): 257–267.
- [33] 中国土壤调查办公室.全国第二次土壤普查养分分级标准[M].北京:中国农业出版社,1979.
- [34] 卢鑫,徐启云,兰水荣,等.仿生草垫对高原矿山生态修复应用效果评价[J].草地学报,2025,33(8):2721–2727.
- [35] 王锐,李希来,张静,等.不同覆土处理对青海木里煤田排土场渣山表层土壤基质特征的影响[J].草地学报,2019,27(5):1266–1276.
- [36] Borůvka L, Kozák J, Mühlhanslová M, et al. Effect of covering with natural topsoil as a reclamation measure on brown-coal mining dumpsites[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2012, 113(1): 118–123.
- [37] 孙悦,毛天旭,张涛,等.青藏高原典型高寒草地土壤化学性质和酶活性特征[J].水土保持学报,2026,40(1):34–42.
- [38] 许泰,鄂崇毅.高寒沼泽草甸土壤养分特征及影响因素分析[J].西南农业学报,2023,36(9):2010–2018.
- [39] 王金贵,李希来,李宗仁,等.青海超净区高寒草甸土壤有机碳及养分分布特征[J].生态环境学报,2018,27(2):232–238.
- [40] 徐文印,张宇鹏,段成伟,等.黄河源不同区域退化高寒草甸土壤养分空间变异研究[J].生态环境学报,2021,30(10):1968–1975.
- [41] 王理德,李浩,何静,等.人工沙棘林地物种多样性及土壤养分变化——以双龙沟矸石山为例[J].干旱区研究,2025,42(11):2071–2082.
- [42] 南维鸽,焦磊,王浩,等.高寒矿区人工建植草地和自然草皮移植生态修复效应[J].草业科学,2023,40(12):3018–3029.
- [43] 杨冲,王春燕,王文颖,等.青藏高原黄河源区高寒草地土壤营养特征变化及质量评价[J].生态环境学报,2022,31(5):896–908.
- [44] 罗由林,李启权,王昌全,等.近30年川中丘陵区不同土地利用方式土壤碳氮磷生态化学计量特征变化[J].土壤,2016,48(4):726–733.
- [45] 林丽,张德罡,曹广民,等.放牧强度对高寒嵩草草甸土壤养分特性的影响[J].生态学报,2016,36(15):4664–4671.
- [46] 高君亮,罗凤敏,高永,等.农牧交错带不同土地利用类型土壤碳氮磷生态化学计量特征[J].生态学报,2019,39(15):5594–5602.
- [47] Chapin III F S, Matson P A, Vitousek P M. Principles of terrestrial ecosystem ecology (second edition)[M]. New York: Springer-Verlag, 2011, 63.
- [48] Tian H Y, Qiao J B, Zhu Y J, et al. Vertical distribution of soil available phosphorus and soil available potassium in the critical zone on the Loess Plateau, China[J]. Scientific Reports, 2021, 11(1): 3159.
- [49] 葛玮健,常艳丽,刘俊梅,等.塬土区长期施肥对小麦-玉米轮作体系钾素平衡与钾库容量的影响[J].植物营养与肥料学报,

2012,18(3):629–636.

[50] 高海宁,李彩霞,孙小妹,等. 祁连山北麓不同海拔土壤化学计量特征[J]. 中国沙漠,2021,41(1):219–227.

[51] 向慧敏,温达志,张玲玲,等. 鼎湖山森林土壤活性碳及惰性碳沿海拔梯度的变化[J]. 生态学报,2015,35(18):6089–6099.

[52] 赵维俊,刘贤德,金铭,等. 祁连山青海云杉林叶片-枯落物-土壤的碳氮磷生态化学计量特征[J]. 土壤学报,2016,53(2):477–489.

[53] Cleveland C C, Liptzin D. C:N:P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass?[J]. Biogeochemistry, 2007,85(3):235–252.

[54] Tian H Q, Chen G S, Zhang C, et al. Pattern and variation of C:N:P ratios in China soils: a synthesis of observational data[J]. Biogeochemistry, 2010,98(1/3):139–151.

[55] 杨慧,涂春艳,李青芳,等. 岩溶区次生林地不同地貌部位土壤C、N、P化学计量特征[J]. 南方农业学报,2015,46(5):777–781.

Chemical Fertility Characteristics in Reconstructed Soil and Its Evaluation in Alpine Open-Pit Coal Mining Area on the Qinghai–Xizang Plateau —A Case Study of the Muli Mining Area in Qinghai

XU Tai^{1,2} E Chongyi^{3,4} LIU Cong^{1,2} ZHANG Yaozong^{1,2} ZHANG Zhuo⁵

(1.School of Geography and Planning, Longdong University, Qingyang 745000, China;

2.Qingyang Tech Innovation Center of Remote Sensing on Soil and Water Conservation and Desertification Control, Qingyang 745000, China;

3.Key Laboratory of Tibetan Plateau Land Surface Processes and Ecological Conservation (Ministry of Education), Qinghai Normal University, Xining 810008, China;

4.Qinghai Provincial Key Laboratory of Physical Geography and Environmental Process, College of Geographical Science, Qinghai Normal University, Xining 810008, China;

5.Kizilsu Ecological Environment Monitoring Station, Kezhou 845350, China)

Abstract: The alpine mining area ecosystem on the Qinghai–Xizang Plateau is fragile. Open-pit mining causes soil structure destruction, nutrient loss and functional degradation, posing serious challenges to ecological restoration. Soil chemical fertility is a core indicator for assessing restoration effectiveness and is of great significance for achieving ecological recovery in mining areas. This study took the Chemical fertility characteristics of reconstructed soil in the Muli alpine open-pit coal mining area in Qinghai as the research object. The soil samples were systematically collected from reconstructed soil, meadow marsh soil, alpine meadow soil, and reconstruction substrates (waste slag and sheep pen manure) for measuring pH, electrical conductivity (EC), cation exchange capacity (CEC), soil organic carbon (SOC), total nutrients (TN, TP, TK), and available nutrients (AN, AP, AK) of the different soil types. The ecological stoichiometric ratios (C/N, C/P, N/P) were analyzed and the chemical fertility characteristics and its influencing factors of the reconstructed soil were evaluated through comparative analysis. The results showed that: (1) The reconstructed soil was weakly alkaline (mean pH 8.24). EC was significantly elevated (546.92 $\mu\text{S}/\text{cm}$), indicating a prominent risk of salt accumulation. CEC (23.90 cmol/kg) was between those of the native soils, and SOC (92.08 g/kg) was not significantly different from that of meadow marsh soil. (2) Reconstruction measures significantly increased TN, TP, AN, and AP compared with waste slag, but showed limited improvement in pH, EC, CEC, SOC, TK, and AK. The waste slag exhibited extreme characteristics of "lack of nitrogen, poor phosphorus, rich potassium and alkalescent", which is a major obstacle to natural restoration of ecosystem in the alpine mining area. (3) The total and available nutrients in the reconstructed soil generally meet the initial demands for vegetation growth as a whole, but phosphorus availability was constrained by high pH, and potassium was mainly inherited from the parent material of the waste slag (the AK content of waste slag far exceeded the national first-class standard, suggesting reduced potassium fertilizer application). (4) The ecological stoichiometric ratios (C/N, C/P, N/P) tended to be reasonable, and the soil had strong potential for carbon, nitrogen and phosphorus sequestration. In summary, soil reconstruction significantly improved the chemical properties of waste slag, providing a favorable environment for nutrient cycling. However, the issues of high salinity and limited improvement in some of the indices need to be paid attention to.

Keywords: soil reconstruction, soil fertility, meadow soil, ecological restoration, alpine mining area, Muli coal mine

[责任编辑:张建伟]