

孙越琦, 杨金玲, 张昊哲, 杨舸钰, 袁大刚, 吕林益, 张甘霖. 西南山地滑坡堆积对土壤发生演变的影响[J]. 土壤学报, 2027,
SUN Yueqi, YANG Jinling, ZHANG Haozhe, YANG Geyu, YUAN Dagang, LÜ Linyi, ZHANG Ganlin. Effects of Landslide
Deposition on Soil Formation and Evolution in Mountainous Regions of Southwest China [J]. Acta Pedologica Sinica, 2027,

西南山地滑坡堆积对土壤发生演变的影响*

孙越琦^{1, 2}, 杨金玲^{1, 2†}, 张昊哲^{1, 2}, 杨舸钰^{1, 3}, 袁大刚⁴, 吕林益⁵, 张甘霖^{1, 2}

(1. 土壤与农业可持续发展全国重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 211135; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;
3. 南京信息工程大学生态与应用气象学院, 南京 210044; 4. 四川农业大学资源学院, 成都 611130; 5. 地质灾害防治与地质环境
保护全国重点实验室(成都理工大学), 成都 610059)

摘要: 山地滑坡通过剧烈的物质迁移与堆积改变原有的地表景观, 严重破坏长期形成的原有土层, 进而影响灾后生态恢复。为揭示滑坡物质堆积对土壤发生演变和养分恢复的影响, 选取西南山地滑坡发生 8 年和约 30 年的两个典型滑坡体及其自然对照, 进行野外剖面发生层和形态观察, 并按照发生层采集土壤样品进行物理化学属性及养分测定。结果表明, 滑坡物质搬运和堆积使堆积区土层增厚、砾石富集、颗粒粗化和土壤层次重组。恢复 8 年后的大型滑坡堆积区表层以下出现弱结构发育的雏形层, 堆积区土壤为雏形土, 而自然对照仍为新成土; 其有机碳、全氮、有效磷和速效钾含量均明显低于自然对照, 表明早期堆积区土壤养分贫瘠。恢复约 30 年后的小型滑坡堆积区有效土层厚度高于自然对照, 剖面中部出现有机质和部分养分含量较高的埋藏层; 其表层有机碳、全氮和有效磷已有所恢复, 分别达到自然对照的 57.7%、52.5% 和 35.7%, 但速效钾仅为自然对照的 13.6%, 是恢复过程中较突出的限制指标。总体而言, 滑坡堆积区土壤恢复受堆积物质组成、剖面层次重组、表层有机质积累和有效态养分不足的共同影响, 自然恢复是一个漫长的过程, 对生态系统将产生长期影响, 应根据恢复年限和主要限制因素采取分阶段修复措施。本研究可为山地滑坡迹地土壤恢复和生态重建提供参考。

关键词: 地质灾害; 滑坡堆积; 土壤演变; 土壤类型; 土壤养分恢复

中图分类号: S151

文献标志码: A

Effects of Landslide Deposition on Soil Formation and Evolution in Mountainous Regions of Southwest China

SUN Yueqi^{1, 2}, YANG Jinling^{1, 2†}, ZHANG Haozhe^{1, 2}, YANG Geyu^{1, 3}, YUAN Dagang⁴, LÜ Linyi⁵, ZHANG Ganlin^{1, 2}

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. School of Ecology and Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 4. College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 5. State Key Laboratory of Geohazard Prevention and Geoenvironment

*科技基础资源调查专项项目(2022FY100202)和国家自然科学基金项目(42277312)资助 Supported by the Science & Technology Fundamental Resources Investigation Program of China (No. 2022FY100202) and the National Natural Science Foundation of China (No. 42277312)

†通讯作者 Corresponding author, E-mail: jlyang@issas.ac.cn

作者简介: 孙越琦(1996—), 男, 黑龙江伊春人, 博士研究生, 主要从事土壤时空变异研究。E-mail: sunyueqi@issas.ac.cn

收稿日期: 2026-05-25; 收到修改稿日期: 2026-08-19; 网络首发日期(www.cnki.net):

<http://pedologica.issas.ac.cn>

Abstract: 【Objective】 Mountain landslides alter pre-existing surface landscapes through intense material transport and deposition, severely disrupting long-developed soil horizons and thereby affecting post-disaster ecological recovery. However, the specific mechanisms involved in this process of horizon disruption remain poorly explored. Thus, this study aimed to reveal the effects of landslide material transport and deposition on soil genesis, profile development, and nutrient recovery. 【Method】 Two typical landslide sites in mountainous Southwest China, with recovery periods of 8 years and approximately 30 years, were selected along with their respective natural control sites. Soil profile morphology and genetic horizons were described in the field, and soil samples were collected from each genetic horizon to determine selected physicochemical properties and nutrient contents. 【Result】 The results showed that landslide material transport and deposition increased soil thickness in deposition zones and led to increased gravel content, a coarser particle-size distribution, and reorganization of soil horizons. In the deposition zone of the large landslide after 8 years of recovery, a weakly developed incipient horizon occurred below the surface horizon, and the soil was identified as belonging to Cambosols, whereas the natural control belongs to Primosols. The contents of soil organic carbon, total nitrogen, available phosphorus, and available potassium were all lower than those in the natural control, indicating that the early-stage deposition zone is still nutrient-poor. In the deposition zone of the small landslide after approximately 30 years of recovery, soil thickness was also greater than that of the natural control, and a buried horizon with relatively high contents of organic matter and several nutrients occurs in the middle part of the profile. Surface soil organic carbon, total nitrogen, and available phosphorus recovered to 57.7%, 52.5%, and 35.7% of the corresponding values in the natural control, respectively, whereas available potassium reached 13.6% of the control value and remained a prominent limiting nutrient during recovery. 【Conclusion】 Soil recovery in landslide deposition zones is jointly influenced by deposited material composition, soil horizon reorganization, surface organic matter accumulation, and limited nutrient availability. Natural recovery is a prolonged process and may have long-term implications for ecosystem restoration. Restoration measures should be implemented in stages according to the time since the landslide and the dominant limiting factors. These results provide a reference for soil recovery and ecological reconstruction of mountain landslide-affected sites.

Key words: Geohazards; Landslide deposition; Soil development; Soil types; Soil nutrient recovery

滑坡是山地生态系统中常见且强烈的地貌扰动过程,可在短时间内改变坡面形态、植被覆盖和土壤物质组成^[1-2]。土壤是植被定植和养分循环的物质基础,也是灾后生态系统碳库恢复的重要载体,其理化性质直接影响灾后生态恢复进程^[3-5]。由于滑坡扰动具有突发性强、物质迁移剧烈等特点,灾后土壤恢复通常受到堆积物组成、坡面稳定性和植被恢复的共同控制^[6-8]。因此,阐明滑坡迹地物质堆积特征和土壤演变过程,对灾后山地生态系统重建和恢复具有重要意义。

目前,有关滑坡的研究多围绕滑坡发生机制、坡面地貌演化、土壤侵蚀过程及植被恢复等方面展开^[2,9-10]。相较而言,滑坡后土壤恢复研究仍相对薄弱。滑坡搬运与堆积不同于单纯的表层侵蚀或退化过程,而是通过土体剥离、物质混合与再堆积,重塑原有土体结构和发生层序,改变颗粒组成、砾石含量、有机质输入及养分保存能力^[5,7-8]。这些变化使不同滑坡体、不同堆积位置和不同恢复年限下的土壤属性表现出明显差异,并且进一步限制植被定植、根系生长、养分循环和生态系统恢复^[11-12]。

已有滑坡土壤相关研究主要集中在两个方面:一是通过比较滑坡地与对照地,或构建不同恢复年限的年代序列,评价土壤物理结构、养分状况、生物活性和土壤质量的恢复程度^[11-13];二是关注土壤理化性质与植被恢复耦合关系,分析水分条件、有机质输入和养分供给与植被定植、群落演替及根系固土作用之间的反馈^[2,4,8]。然而现有研究多关注表层土壤性质以

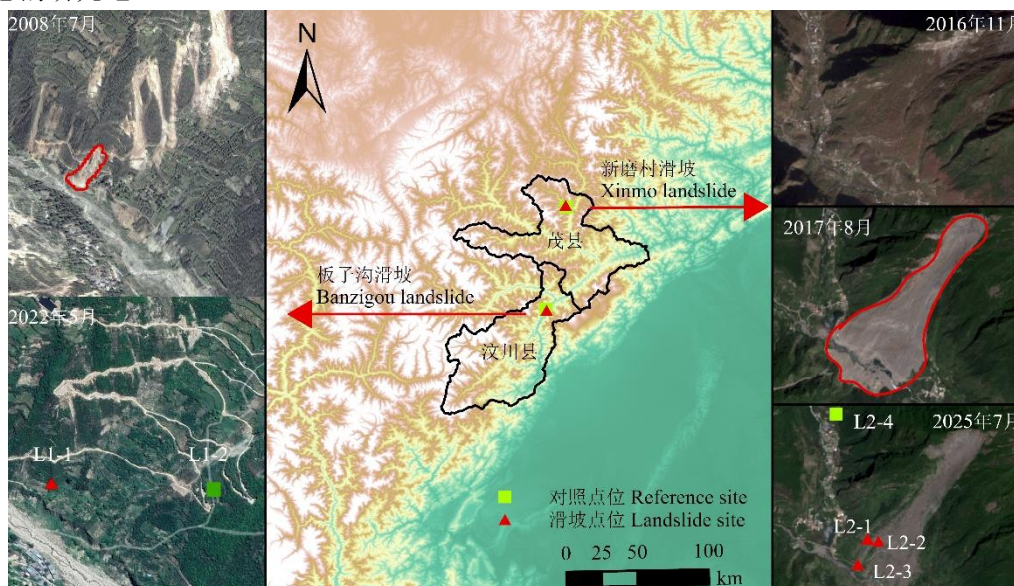
及恢复程度,尚缺乏对滑坡扰动如何重塑土体构型、发生层组合、土壤类型以及剖面尺度理化性质变化的相关研究。因此,有必要从土壤发生演变角度,将滑坡物质堆积特征、剖面结构重组和养分恢复联系起来,分析滑坡堆积区土壤发生演变及养分恢复特征。

中国西南山地地形破碎、构造活动强烈,地震与强降雨共同作用下滑坡频发,使其成为研究山地滑坡迹地土壤恢复的典型区域^[2,14]。本文选取西南山地两个不同滑坡时间的典型滑坡体,并设置相应未滑坡自然对照点,开展滑坡堆积区土体特征与理化性质研究。本研究旨在明确滑坡后土壤类型的变化,阐明不同恢复年限下滑坡堆积区土壤发生演变过程,解析养分恢复的主要限制因素,为山地滑坡迹地的土壤质量评价和生态恢复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于四川省阿坝藏族羌族自治州境内的岷江上游流域(图 1),地处青藏高原东缘的龙门山构造带。该区地形起伏剧烈,属典型的高山峡谷地貌;区内构造运动强烈,发育多条大型活动断裂带,地层岩性复杂,以石灰岩、板岩等硬软过渡岩组为主^[15-16]。受强烈的地质构造挤压影响,岩体节理裂隙高度发育,风化破碎严重。气候上属亚热带季风性气候,年均降水量约为 500~800 mm,且主要集中在 4—9 月^[17]。断裂构造发育,高山峡谷广布,岩体破碎,叠加强降雨作用以及历次强震(如 1933 年叠溪、2008 年汶川地震)形成的海量松散物源,使该区极易诱发崩塌、滑坡和泥石流,是我国典型的地质灾害高发区^[15]。本研究选取区域内两个典型滑坡区:汶川县板子沟(31.42°N, 103.52°E)与茂县新磨村(32.07°N, 103.65°E),两地边坡陡峭,坡度多集中在 30°~50°,具备典型的重力侵蚀发育条件。同时,两地在滑坡发生时间、海拔和局地环境上存在差异,为研究滑坡堆积区土壤发生演变提供了理想的研究地。



注: L1 和 L2 分别表示板子沟滑坡和新磨村滑坡; L1-1、L1-2 及 L2-1~L2-4 表示土壤采样点位编号;红色线框表示滑坡区域。下同。Note: L1 and L2 denote the Banzigou and Xinmo landslides, respectively. L1-1, L1-2, and L2-1~L2-4 identify the soil sampling sites. Red outlines delineate the landslide areas. The same below.

图 1 滑坡采样位置图

Fig. 1 Locations of the landslide sampling sites

1.2 滑坡样点选择与土壤采样

本研究选取两个发生时间不同的典型滑坡,板子沟滑坡(L1)经卫星影像追溯与实地走访,确认发生于20世纪90年代,至采样时约30年(下文按30年表述),该滑坡规模较小,代表中长期恢复阶段。由于该滑坡发生时间较早,现有可用遥感影像最早为2008年7月的Google Earth影像,尽管已经距离滑坡10余年,但从影像中可见明显的滑坡区域(图1左侧上图红色圈内)。至2025年距滑坡约30年,植被有所恢复,从2022年的遥感影像(图1左侧下图)已经无法清晰辨认该滑坡区域。新磨村滑坡(L2)发生于2017年6月,2016年11月遥感影像显示该区域尚未发生滑坡,2017年8月的遥感影像为该滑坡发生后的地表形态。该滑坡规模很大,至采样时8年,代表早期恢复阶段(图1右侧图)。采样时该滑坡灾害区均缺少人为治理,属于自然恢复状态。

每个滑坡均布设滑坡堆积区采样点和未滑坡的自然对照区采样点。板子沟滑坡规模较小,在滑坡堆积体上设置L1-1剖面,用于表征滑坡30年自然恢复后的土壤发育程度。新磨村滑坡规模大,为充分反映滑坡体内部不同微地貌单元与生境差异,分别在坡体前部、坡中下部冲沟切割区(裸露基岩下方)和坡脚堆积体部位设置了堆积区3个代表性的样点(图1, L2-1、L2-2、L2-3)。自然对照样点以表征相应滑坡发生前的局地土壤背景为目的,2个对照剖面均设置于相应滑坡附近的同一局地岩性组合范围内。采样前对周边未发生滑动的稳定坡面进行踏查,避开沟谷、局部洼地、裸岩及人为扰动位置,在地表形态和砾石出露相对均一、分布范围较广的坡面布设对照样点(L1-2和L2-4)。其中,L1-2采样点距板子沟滑坡约500 m, L2-4距新磨村滑坡约1500 m(图1)。每个采样点挖掘土壤剖面至石质或准石质接触面,样品按照土壤发生层采集。剖面采样过程中,系统记录各样点的环境信息(海拔、坡度、植被等),并描述各发生层砾石含量、土壤结构等剖面形态学特征。图2为采样时无人机拍摄的板子沟和新磨村滑坡的景观照以及高清数码相机拍摄的堆积区和对照区剖面照。

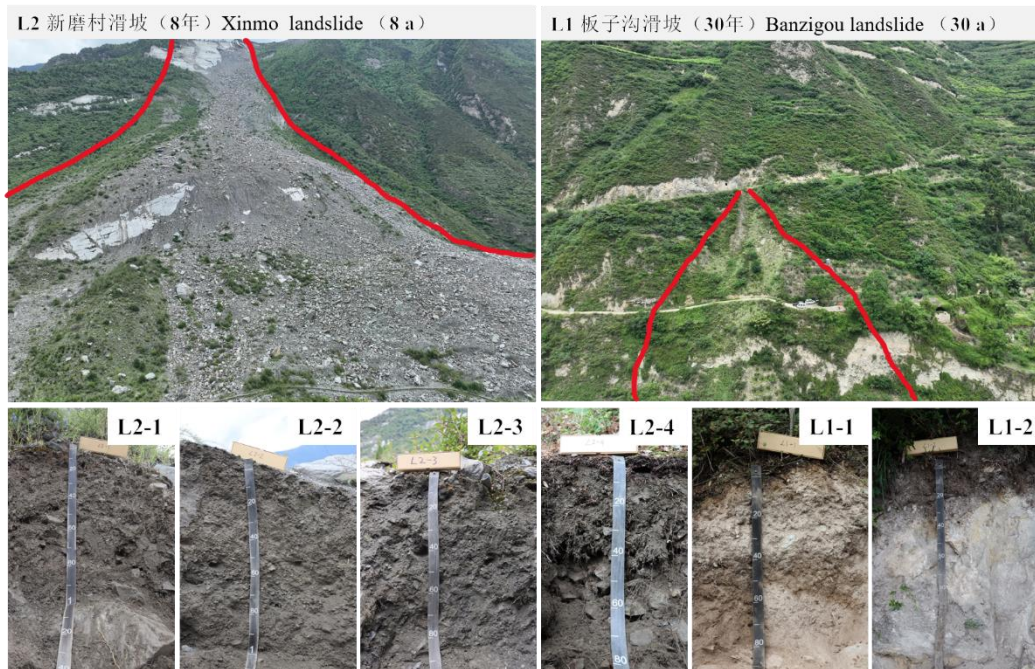


图2 新磨村与板子沟滑坡景观及土壤剖面

Fig. 2 Landscape views and soil profiles of the landslides at Xinmo and near Banzigou

1.3 土壤样品测定

采集的土壤样品经过风干和研磨,筛分至2 mm,作为理化分析所需的细土样品。实验室分析指标包括pH、碳酸钙、有机碳、全氮、全磷、全钾、有效磷、速效钾以及砂粒、粉

粒、黏粒含量。其中, pH 采用电位法测定, 碳酸钙采用气量法测定, 有机碳采用重铬酸钾-硫酸消化法测定, 全氮采用硫酸消化—蒸馏滴定法测定, 全磷和全钾采用酸溶法测定, 有效磷采用碳酸氢钠浸提—钼锑抗比色法测定, 速效钾采用乙酸铵浸提—火焰光度法测定, 土壤颗粒组成采用沉降法测定^[18]。土壤类型按照《中国土壤系统分类检索 (第三版)》^[19]鉴定。

2 结果

2.1 滑坡堆积区土体特征

研究区域山体坡度较大 (30°~50°), 植被类型以乔木和灌木为主, 有效土层较薄。新磨村滑坡发生 8 年后, 堆积区 L2-1、L2-2 和 L2-3 剖面的有效土层厚度分别为 100、105 和 90 cm, 均高于自然对照剖面 L2-4 的 35 cm (表 1)。板子沟小型滑坡发生 30 年后, 堆积区的 L1-1 剖面有效土层厚度为 54 cm, 低于新磨村大型滑坡堆积区剖面, 但高于自然对照剖面 L1-2 的 38 cm (表 1)。因此, 滑坡发生后坡体松散物质向中下坡位及坡脚部位发生迁移并堆积, 使堆积区形成较厚的土层。

滑坡堆积区土体砾石含量整体高, 表层砾石含量通常高于未滑坡区域, 中下层次砾石含量局部增加。滑坡 8 年后的堆积区 L2-1 剖面砾石含量由表层的 45% (v:v, 下同) 增至下部分层位的 70%, L2-2 在 40~70 cm 层的砾石含量达到 70%, L2-3 坡脚堆积体在 20~35 cm 和 60~90 cm 层的砾石含量分别为 60%和 70%。滑坡 30 年后的小型滑坡 L1-1 剖面砾石含量为 35%~50%, 也高于自然对照剖面 L1-2 的 20%~30% (表 1)。可见, 滑坡将原山体上部的大量砾石堆积到坡下, 在土体加厚的同时, 也使内部砾石含量明显升高, 而且滑坡规模越大, 土体中的砾石含量越高。

未滑坡的对照剖面 L2-4 表层具有 3 cm 厚度的枯枝落叶层 (O 层), 表明该对照坡面具有较稳定的地表覆盖和枯落物累积条件。滑坡 8 年后的堆积区植被覆盖度很低, 仅生长少量灌木和草本, 地表尚无枯落物累积 (图 2)。滑坡 30 年后的堆积区灌木较多, 并伴有少量乔木, 地表也无明显的枯落物累积 (图 2)。

滑坡 30 年后的小型滑坡堆积区 L1-1 剖面在 38~54 cm 处出现暗色层次, 并可观察到较多植物残体, 有机质含量高, 表明该层次为埋藏层 (Ab 层) (表 1)。滑坡堆积过程使原有表层土壤被后续堆积物覆盖而形成埋藏层, 但在大型滑坡堆积体中, 原表层通常被深埋于厚层砾石或巨石堆积物之下, 野外剖面中不易直接观察到。如新磨村大型滑坡在出现巨石或大量砾石的 C 层以下依然未观察到埋藏层。总体而言, 滑坡扰动后土壤物质发生强烈的迁移和重新堆积, 导致堆积区土层增厚、砾石含量高, 并伴随层次重组和原表层埋藏。

表 1 典型滑坡区剖面信息和土壤剖面形态特征

Table 1 Information and morphological characteristics of soil profiles in typical landslide areas

滑坡名称 Landslide name	剖面编 号 Profile ID	位置 Location	坡度 Slope/°	植被 Vegetation	层次 Depth/cm	发生层 Soil horizon	砾石含量 Gravel content/%	质地 Texture
新磨村滑 坡 (8 年)	L2-1	坡体前缘右 侧	33	灌丛	0~20	Ah	45	砂质壤土
					20~50	Bw	50	砂质壤土
					50~100	C	70	砂质壤土
Xinmo landslide (8	L2-2	坡中下部大 型岩块下方	40	植被稀疏、 少量草本	0~25	Ah	30	砂质壤土
					25~40	Bw	40	砂质壤土

滑坡名称 Landslide name	剖面编 号 Profile ID	位置 Location	坡度 Slope/°	植被 Vegetation	层次 Depth/cm	发生层 Soil horizon	砾石含量 Gravel content/%	质地 Texture			
a)	L2-3	冲沟切割 区，紧邻岩 体下部	15	小灌木为 主、少量乔 木	40~70	BC	70	砂质壤土			
					70~105	C	30	砂质壤土			
		滑坡坡脚堆 积体			0~20	Ah	45	砂质壤土			
					20~35	Bw1	60	砂质壤土			
					35~60	Bw2	35	砂质壤土			
					60~90	BC	70	砂质壤土			
	L2-4	滑坡自然对 照	30	松树和阔叶 树为主	90~120	C	—	—			
					+3~0	O	—	—			
					0~18	Ah	30	壤土			
					18~35	AC	70	砂质壤土			
					35~60	C	98	—			
板子沟滑 坡（30 年） Banzigou landslide (30 a)	L1-1	滑坡体上部	50	少量乔木、 大量灌木	0~8	Ah	35	砂质壤土			
					8~38	AC	50	砂质壤土			
					38~54	Ab	35	砂质壤土			
					54~80	C	35	砂质壤土			
					滑坡自然对 照	40	大型灌木	0~18	Ah	20	砂质壤土
								18~38	AC	30	砂质壤土
			38~120	R	—	—					

注: 砾石含量为野外体积估测值, 质地为实验室测定。Note: Gravel content was visually estimated by volume in the field, and soil texture was determined in the laboratory.

2.2 滑坡后土壤类型变化

两个自然对照剖面有效土层厚度均小于 40 cm (表 1)。野外的剖面描述表明, 对照剖面表层为深颜色的腐殖质层 (Ah), 其下为过渡层 (AC) 和岩石层 (R), 土体构型为 Ah-AC-C 或 R (表 1)。因此, 研究区未滑坡土壤主要类型为新成土。土体仅具有湿润水分状况和碳酸盐岩岩性特征, 土壤亚类为钙质湿润正常新成土。新磨村的对照点和板子沟对照点 Ah 层厚度均为 18 cm, 就厚度、颜色、有机碳含量而言, 达到了暗沃表层诊断条件。滑坡 8 年和 30 年后堆积区土壤表层有机碳含量低, 诊断表层均为淡薄表层。

滑坡 8 年后堆积区的有效土层厚度增加, 而且出现了结构发育较弱的雏形层 (Bw 层) (表 1)。这主要是因为滑坡堆积区首先受来自山体上部的滑坡堆积, 此后历次降雨, 尤其是强降雨, 上部的细粒物质会随着径流迁移, 在砾石的缝隙中沉积下来, 经过土体的发育, 逐渐形成一定的结构, 发育为 Bw 层。Bw 层的厚度与堆积区的坡度和位置密切相关: 位于坡中下部裸露基岩下方, 受冲沟切割的 L2-2 剖面坡度为 40°, Bw 层仅为 15 cm; 位于坡体前缘右侧的 L2-1 剖面坡度为 33°, Bw 层 30 cm; 而位于坡脚部位的堆积区坡度为 15°, Bw 层 40 cm (表 1)。Bw 层下部一般为砾石含量较多的母质层 (C 层) 或者过渡层 (BC) (表 1)。因此, 堆积区越靠近下部, 坡度越小的位置, Bw 层越厚。滑坡 8 年后堆积区的土体构型为 Ah-Bw-(BC)-C, 因为具有湿润土壤水分状况和碳酸盐岩岩性特征, 土壤亚类为普通钙质湿润雏形土。可见, 滑坡发生并经历一定的时间后, 土壤类型会发生变化。

滑坡 30 年后堆积区土体构型为 Ah-AC-Ab-C, 与对照剖面 L1-2 的 Ah-AC-R 构型不同。

堆积区的 Ah 层厚度仅 8 cm, 其下 8~38 cm 为 AC 层, 38~54 cm 处出现 Ab 层 (表 1), 指示该层为被掩埋的原表层土壤。根据埋藏层上界深度推断剖面点所在位置的堆积体厚度为 38 cm。因为未形成 Bw 层, 土体仅具有湿润水分状况和碳酸盐岩岩性特征, 因此土壤亚类为钙质湿润正常新成土。可见, 滑坡发生后土体构型会发生变化, 土壤高级分类单元虽然相同, 但基层分类单元土系不同。

2.3 土壤物理化学特征

滑坡 8 年后的堆积区土壤颗粒组成较自然对照表现出更明显的粗粒化特征, 滑坡 30 年后的堆积区与对应自然对照差异相对较弱。自然对照剖面 L2-4 表层质地为壤土, 滑坡 8 年后堆积区 3 个剖面 (L2-1、L2-2 和 L2-3) 表层均为砂质壤土 (表 1)。3 个堆积区剖面表层砂粒含量为 577.0~661.2 g·kg⁻¹, 高于自然对照剖面 L2-4 的 444.2 g·kg⁻¹; 黏粒含量为 54.0~80.7 g·kg⁻¹, 与 L2-4 黏粒含量 73.9 g·kg⁻¹ 相近 (图 3)。L2-1 剖面各层颗粒组成差异较小, 砂粒含量在 577.0~613.6 g·kg⁻¹ 之间。L2-2 全剖面砂粒含量 661.2~677.7 g·kg⁻¹, 黏粒含量小于 60 g·kg⁻¹, 粗粒化特征最为明显。L2-3 在 20~35 cm 层粉粒和黏粒含量分别升至 365.3 和 84.0 g·kg⁻¹, 表现出局部层次差异 (图 3)。滑坡 30 年后堆积区剖面 L1-1 表层砂粒含量为 635.5 g·kg⁻¹, 略高于自然对照剖面 L1-2 的 577.0 g·kg⁻¹; 表层黏粒含量为 122.6 g·kg⁻¹, 与 L1-2 的 125.2 g·kg⁻¹ 接近。土体下部, 堆积区 L1-1 砂粒含量为 530.4~640.7 g·kg⁻¹, 黏粒含量为 85.5~186.3 g·kg⁻¹, 与对照区 L1-2 的变化范围部分重叠 (图 3)。可见, 研究区西南山地土壤总体砂粒含量高, 黏粒含量低, 土壤质地主要为砂质壤土和壤土; 滑坡发生后, 堆积区的土壤质地主要为砂质壤土, 滑坡导致原表层的细粒物质 (粉粒和黏粒) 流失。

滑坡堆积区土壤 pH 与自然对照点的差异较小。滑坡 8 年后的堆积区土壤 pH 为 8.35~8.69, 与自然对照的 8.26~8.28 接近, 均呈弱碱性 (图 3)。滑坡 30 年后的堆积区土壤 pH 为 7.51~7.85, 与自然对照的 7.76~7.82 接近, 均呈弱碱性 (图 3)。滑坡堆积区土壤 pH 与自然对照相比未发生明显变化。

2 个滑坡堆积区的土壤 CaCO₃ 含量均低于自然对照点。滑坡 8 年后堆积区不同部位的 3 个剖面土壤 CaCO₃ 含量为 8.8~27.8 g·kg⁻¹, 低于自然对照剖面 L2-4 的 75.60~87.6 g·kg⁻¹, 其中, 表层 CaCO₃ 含量仅相当于自然对照表层的 20.9%~30.2% (图 3)。滑坡 30 年后的堆积区剖面 L1-1 土壤 CaCO₃ 含量为 154.00~194.00 g·kg⁻¹, 低于自然对照剖面 L1-2 的 214.00~299.00 g·kg⁻¹; 其表层 CaCO₃ 含量约为自然对照 L1-2 的 59.9%, 38~54 cm 土层高于上覆土层 (图 3)。可见, 滑坡堆积区土壤 CaCO₃ 含量降低, 这与滑坡搬运过程中碳酸盐物质淋溶流失、粗粒化堆积物增强水分入渗及后续淋溶作用有关。

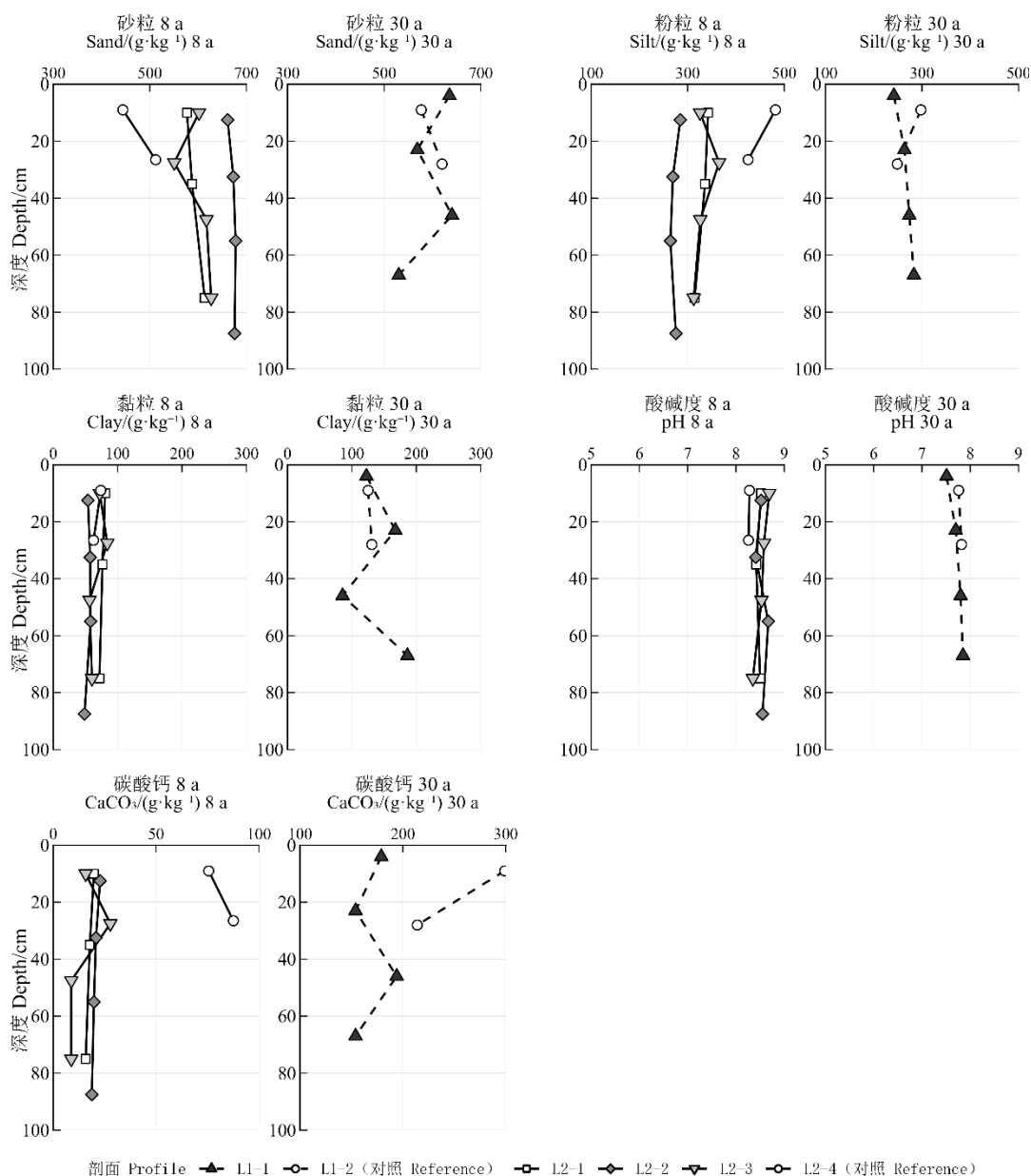


图 3 滑坡剖面土壤颗粒组成与碳酸盐特征

Fig. 3 Soil particle-size distribution and carbonate characteristics of landslide soil profiles

2.4 土壤养分特征

滑坡 8 年后不同堆积位置的 3 个剖面土壤有机碳、全氮、有效磷和速效钾均明显低于未滑坡的对照剖面，全磷含量与自然对照差异较小，而全钾含量略高于对照区。表层有机碳、全氮、有效磷和速效钾均处于较低水平，分别为 $4.20 \sim 5.39 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $0.38 \sim 0.46 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $0.36 \sim 1.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $95 \sim 120 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，平均值分别仅为自然对照的 19.3%、21.6%、11.1%和 52.9%（图 4）。全磷和全钾平均值分别相当于自然对照的 95.3%和 130.23%，与自然对照差异较小。就土体内部垂向分布而言，未滑坡对照点养分含量（除了全磷和全钾）自表层向下有减少的趋势，而堆积区不同位置的 3 个剖面的养分垂向分布规律基本一致，上下含量较为均一（图 4）。因此，在滑坡 8 年后的堆积区土壤表层养分无明显的富集特征，整个土体处于养分贫乏状态。

滑坡 30 年后堆积区表层土壤有机碳、全氮、有效磷和速效钾含量均明显低于对应自然

对照,全磷和全钾与自然对照接近。土壤表层有机碳、全氮、有效磷和速效钾含量分别为 $14.94 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $1.23 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $3.17 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $75.00 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别相当于自然对照表层的 57.7%、52.5%、35.7%和 13.6%; 全磷和全钾的含量分别为 $0.53 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $21.46 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 与自然对照表层的 $0.50 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $21.26 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 接近, 分别为其 106.0%和 101.0% (图 4)。就土体内部垂向分布而言, 除速效钾含量较为均一外, 未滑坡对照点养分含量自表层向下有明显减少的趋势 (图 4)。滑坡堆积区除速效钾外, 各养分指标均在 38~54 cm 的 Ab 层达到最高值。其有机碳、全氮和有效磷分别为 $25.36 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $2.72 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $5.39 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 与未滑坡对照点表层对应元素接近。这进一步证明了该层次为滑坡掩埋表层后形成的 Ab 层。

比较 2 个恢复年限不同的滑坡堆积区土壤养分发现, 滑坡 30 年后堆积区表层土壤有机碳、全氮和有效磷含量均明显高于滑坡 8 年后堆积区 (图 4)。这说明滑坡后, 随着堆积区土壤植被逐渐恢复, 表层部分养分呈逐渐增加的趋势。

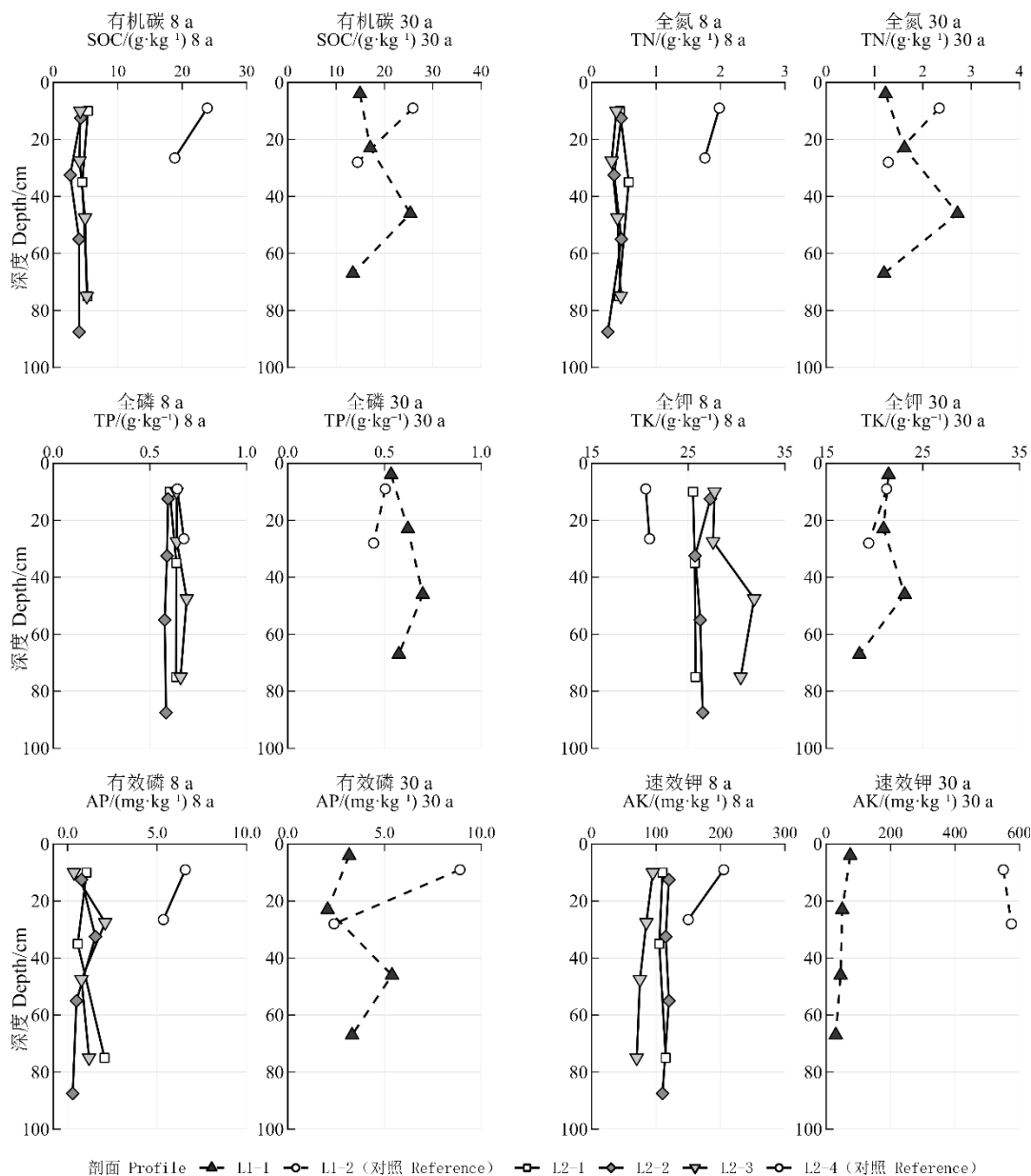


图 4 滑坡剖面土壤养分特征

Fig. 4 Soil nutrient characteristics of landslide soil profiles

3 讨论

3.1 滑坡堆积对土壤发生演变的影响

滑坡堆积区土体有效土层厚度高于未滑坡的对照区,但这种增厚同时伴随砾石含量升高、粗粒化、O 层缺失等特征(表 1, 图 3)。这表明新增土体主要源于滑坡扰动后的重力搬运、分选和再堆积,是由土壤、砾石和岩屑共同组成的非均质扰动体。这种剧烈的物质运移使土体内部砾石和砂粒含量增加。不同地区的山地滑坡研究也表明,滑坡堆积或新暴露母质会提高表层土壤岩屑、砾石和砂粒含量,使恢复早期土体长期保留粗颗粒化特征^[5,7,20]。

本研究中滑坡 8 年后的 3 个堆积区剖面虽存在局部颗粒组成差异,但相对于自然对照均表现出较高砂粒含量(图 3),说明共同的粗粒化背景是该阶段剖面发育的重要约束。同时,不同堆积部位在坡度、坡面稳定性和水分条件上的差异,会影响后续成土过程,使土壤剖面发育表现出局部差异^[6]。滑坡 30 年后土体中的颗粒组成与未滑坡区域差异不明显(图 3),这可能与滑坡后土壤细粒物质的迁移有关,也可能受滑坡规模较小、堆积厚度较低和物质混合强度较弱等因素影响。研究区未滑坡自然土壤表层的砾石含量一般小于下层,而滑坡堆积区土体受搬运、混合和再堆积影响,剖面内颗粒组成较为均一,砾石含量局部增加(表 1, 图 3)。

滑坡导致土壤发生层组合和土壤类型发生了明显的变化。由于西南山地地形陡峭,未滑坡的自然土壤土层浅薄,未见明显的 B 层发育,土体构型为 Ah-AC-C 或 R,均为新成土(表 1)。由于有机质含量高且厚度大于等于 18 cm,发育有暗沃表层。滑坡发生后,堆积的土体变厚,Ah 层以下的土壤逐渐有弱块状结构发育,形成 Bw 层,土体构型为 Ah-Bw-BC-C,土壤为雏形土(表 1)。尼泊尔喜马拉雅和中欧喀尔巴阡山地滑坡年代序列研究也表明,滑坡迹地土壤可由新成土或初始发育土壤逐渐向雏形土或中等发育剖面演化^[21-22]。此外,类似的重力沉积体研究发现,碎屑流沉积面稳定后,上部矿质土可出现颜色变化和弱至中等亚角块状结构,并形成 Bw 或埋藏层^[23]。

对于大型滑坡,受坡度和沉积部位的影响,堆积区不同位置的 Bw 层厚度不同,坡底较平缓部位的 Bw 层通常厚于坡中陡峭部位。但如果滑坡规模较小,或者由于滑源区本身土体的砂粒含量很高,则在表层以下难以形成结构,未形成 B 层;如果埋藏层浅,则会出现 Ab 层,形成 Ah-AC-Ab-C 的土体构型,土壤类型依然为新成土。但由于土体构型不同,即使高级分类单元相同,基层分类会有差异。类似堆积地貌研究表明,沉积事件可造成埋藏层和层位不连续,并影响后续土壤形态发育^[23]。L1-1 剖面中 Ab 层及其上覆盖约 38 cm 土体(表 1)表明,该剖面点的原表层经历了滑坡堆积物覆盖,随后在新增堆积面上重新形成现有表层;该剖面构型记录了局部物质覆盖、原表层埋藏和新层次发育并存的层次重组过程。因此,滑坡可导致地表物质的混合,土壤发生层重组,土壤类型发生变化。土壤类型变化不仅受恢复时间影响,还与堆积厚度、坡面稳定性、细土物质保存条件以及埋藏层等有关。

3.2 滑坡堆积对土壤养分的影响

滑坡土壤养分恢复表现为有机质、全量养分和有效态养分之间的不同步恢复(图 4)。滑坡 8 年后,表层有机碳、全氮、有效磷和速效钾均低于自然对照;滑坡约 30 年后,有机碳、全氮和有效磷已有一定积累,但速效钾仍为相对亏缺最明显的养分指标。

恢复 30 年后表层有机碳和全氮高于恢复 8 年的堆积区剖面,但仍低于自然对照(图 4)。滑坡扰动后,表土有机碳和全氮通常降低,植被重新定植后,凋落物输入、根系周转和微生物残体积累,表层有机质和全氮逐渐积累,因此,它们常被用于表征滑坡堆积区土壤质量改善^[11, 24-25]。厄瓜多尔山地雨林约 20 年浅层滑坡和台湾阿里山 6~41 年滑坡年代序列研究也表明,滑坡后有机层或土壤有机碳虽会随恢复时间增加而逐渐积累,但在相应恢复年限内仍

低于未扰动或参考土壤水平^[20, 24]；乌干达埃尔贡山滑坡研究进一步发现，表土有机碳随滑坡年龄增加而升高，约 60 年后滑坡内外差异才逐渐减弱^[26]。

恢复 8 年的滑坡堆积区全磷与自然对照差异较小，但有效磷含量明显偏低；恢复约 30 年后，堆积区表层有效磷含量较恢复 8 年有所增加，但仍低于自然对照（图 4），说明滑坡堆积区有效磷的恢复滞后。有效磷含量不仅受全磷含量影响，还与有机质分解、矿物吸附、碳酸盐条件和不同磷形态之间的转化有关；在偏碱性和碳酸盐背景下，有效磷还可能受到钙结合等过程限制^[13, 26-27]。东北温带次生林 6 年滑坡研究发现，滑坡地全磷与对照差异不显著，但有效磷在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层均明显降低^[28]。超长滑坡年代序列研究也显示，碳、氮、磷在不同土层和时间尺度上的变化轨迹并不一致^[21]。

本研究中速效钾在滑坡堆积区恢复最为滞后，恢复 8 年和 30 年后均明显低于自然对照（图 4）。速效钾主要为水溶性钾和交换性钾，因此，速效钾偏低可能与滑坡堆积物的粗粒化和养分保持能力不足有关，滑坡堆积物中砂粒和砾石含量较高，细粒和有机质积累不足，降低土壤阳离子吸附能力，削弱土壤对 K^+ 的吸附，使速效钾更难在土壤中保持^[5]。福建南平和甘肃天水强降雨滑坡研究也表明，恢复 7~8 年后速效钾短期恢复有限，人工造林或自然恢复等措施未能使其恢复至未扰动水平^[11-12]。尼泊尔喜马拉雅山前丘陵区 and 乌干达东部埃尔贡山的滑坡年代序列则显示，年轻滑坡地交换性钾低于对照，约 40~60 年后才逐渐接近或与对照差异不明显^[22, 26]。上述研究共同说明，滑坡后速效钾的恢复通常较慢，短期内难以恢复至自然土壤水平，长期恢复则受恢复年限、堆积物性质和植被恢复过程共同影响。有机碳、全氮、全磷、全钾和有效磷的富集并不意味着速效钾同步提高。因此，速效钾可能是滑坡土壤较长时间尺度上仍需关注的限制因子。

3.3 土体特性对滑坡堆积区生态恢复的启示

滑坡物质搬运和堆积一方面增加了堆积区土层厚度，为植被定植和根系生长提供了空间；另一方面也重组了土体层次，使堆积区形成砾石含量高、颗粒粗化、O 层缺失且有效态养分不足的土体（表 1，图 3，图 4），其水肥保持与供给能力较弱，可能长期限制植被恢复。高砾石含量、土体粗粒化和细粒物质不足降低了能够储存水分和吸附养分的细土比例。在坡度较大且降雨集中的条件下，水分会快速下渗或随坡面流失，养分也易随水迁移，难以在土体中持续积累。水肥供应不足会限制植物定植和根系生长，而植被恢复缓慢又会减少枯落物和根系有机质输入，进一步延缓土壤结构改善和养分循环恢复。因此，滑坡堆积区生态修复的关键不只是补充速效养分，还应重视土体构型对恢复的长期制约，通过稳定表层土体、减少细土流失并促进细粒物质和有机质积累，逐步改善土壤结构和水肥保持能力。在此基础上，根据不同恢复阶段有机质和有效态养分在剖面中的积累与供给状况，识别主要限制因素并调整修复重点。

滑坡 8 年后的堆积区，土体养分含量很低，Ah 发育弱（表 1，图 4）。直接补施速效养分虽可短期提高土壤溶液中的养分浓度，却不能改善土体结构和养分保持条件，养分还可能随地表径流或土壤水分下渗而流失。有机物料可促进团聚体形成并提高团聚体稳定性^[29]，增强与碳、氮、磷循环相关的土壤酶活性，并改善土壤入渗、持水和养分供应条件^[30-32]；相较于单纯施用无机肥，其对土壤碳、氮积累和生产力恢复的促进作用更为持久^[31, 33-34]。因此，恢复早期应先通过地表覆盖和枯落物保留减少细土流失，并补充有机物料，同时兼顾更为缺乏的有效磷，钾素则作为配套补充和持续监测指标。

对于恢复 30 年的滑坡堆积区，表层全钾接近自然对照，但速效钾含量较低（图 4），表明钾素限制主要在于矿物钾有效化和土壤保钾能力不足。粗质地土壤对 K^+ 的吸附能力较弱，而黏粒和较高的阳离子交换量有助于钾素保持^[35]。因此，短期可依据土壤特性少量、分次补施速效钾，以降低集中施用造成的淋失；长期则应通过增加有机质、保留细粒物质来增强保钾能力，并利用解钾微生物促进原位矿物钾释放。解钾微生物能够促进含钾矿物释钾，提高

土壤速效钾和植物钾吸收^[36-37]。

4 结 论

西南山地滑坡堆积区土壤剖面发育受滑坡物质搬运、堆积和层次重组共同控制。滑坡堆积区土层增厚,同时形成了粗粒化、砾石含量高和非均质性较强的土壤物质基础。未滑坡自然土壤以 Ah-AC-C 或 Ah-AC-R 构型的新成土为主,而滑坡堆积区可因土层增厚和 Bw 层发育形成雏形土,部分滑坡因原表层被掩埋形成含 Ab 层的剖面构型。滑坡堆积区土壤养分恢复表现出明显不同步性:滑坡发生 8 年后堆积区表层土壤有机碳、全氮、有效磷和速效钾均明显低于自然对照;恢复约 30 年后土壤有机碳、全氮和有效磷已有一定积累,但仍低于自然对照,速效钾仍是较突出的限制指标。埋藏层的出现进一步说明,滑坡事件可改变有机质和养分在土体中的保存位置,使深部层次形成局部养分富集。总体上,滑坡堆积区土壤恢复评价应综合考虑堆积物的组成与结构、土壤水肥保持能力及有效态养分供给状况,并根据恢复年限和主要限制因素采取分阶段修复措施。恢复早期应重点减少细土流失,保留枯落物,并补充有机物料和有效磷;恢复后期则应着重提高钾素有效化和土壤保钾能力,同时持续促进有机质积累和细粒物质保留。

参考文献 (References)

- [1] Chen M, Tang C, Li M W, et al. Changes of surface recovery at coseismic landslides and their driving factors in the Wenchuan earthquake-affected area[J]. Catena, 2022, 210: 105871.
- [2] Feng J, Wu G M, Zhang X C, et al. Current status and prospects of vegetation restoration on landslides[J]. Land Degradation & Development, 2026, 37(4): 1193-1207.
- [3] Booth A M, Buma B, Nagorski S. Effects of landslides on terrestrial carbon stocks with a coupled geomorphic-biologic model: Southeast Alaska, United States[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2023, 128(6): e2022JG007297.
- [4] Chen S B, Hua J G, Liu W T, et al. Evaluating the impact of near-natural restoration strategies on the ecological restoration of landslide-affected areas across different time periods[J]. Plants, 2025, 14(15): 2331.
- [5] Cheng C H, Hsiao S C, Huang Y S, et al. Landslide-induced changes of soil physicochemical properties in Xitou, Central Taiwan[J]. Geoderma, 2016, 265: 187-195.
- [6] Chen S B, Hua J G, Liu W T, et al. Effects of artificial restoration and natural recovery on plant communities and soil properties across different temporal gradients after landslides[J]. Forests, 2023, 14(10): 1974.
- [7] Fan L F, Lehmann P, Zheng C M, et al. The lasting signatures of past landslides on soil stripping from landscapes[J]. Water Resources Research, 2021, 57(12): e2021WR030375.
- [8] Hotta W, Morimoto J, Yanai S, et al. Environmental heterogeneity on landslide slopes affects the long-term recoveries of forest ecosystem components[J]. Catena, 2024, 234: 107578.
- [9] Zhang Y F, Wu C H, Cui P, et al. Geological Complexity: A novel index for measuring the relationship between landslide occurrences and geological conditions[J]. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 2025, 84(6): 301.
- [10] Bhuyan K, Rana K, Ferrer J V, et al. Landslide topology uncovers failure movements[J]. Nature Communications, 2024, 15: 2633.
- [11] Li J, Xiao L, Bakker J D, et al. Landslide-impacted soils recover faster biologically than chemically or physically, though recovery also varies with forest type in subtropical China[J]. Soil and Tillage Research, 2023, 225: 105529.
- [12] Guo Y T, Liu Y N, Zheng J Y, et al. Limited effects of control measures on soil recovery eight years after landslides in Northwestern China[J]. Ecological Engineering, 2025, 221: 107755.
- [13] He J B, Wu Y H, Zhu H, et al. Soil phosphorus fractions dynamics along a 22-ka chronosequence of landslides, western

- Sichuan, China[J]. Catena, 2024, 235: 107674.
- [14] Cui P, Lin Y M, Chen C. Destruction of vegetation due to geo-hazards and its environmental impacts in the Wenchuan earthquake areas[J]. Ecological Engineering, 2012, 44: 61-69.
- [15] Yin Y P. Researches on the geo-hazards triggered by Wenchuan earthquake, Sichuan[J]. Journal of Engineering Geology, 2008, 16(4): 433-444. [殷跃平. 汶川八级地震地质灾害研究[J]. 工程地质学报, 2008, 16(4): 433-444.]
- [16] Huang R Q. Large-scale landslides and their sliding mechanisms in China since the 20th century[J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 2007, 26(3): 433-454. [黄润秋. 20 世纪以来中国的大型滑坡及其发生机制[J]. 岩石力学与工程学报, 2007, 26(3): 433-454.]
- [17] Liu D L, Zhang S J, Yang H J, et al. Application and analysis of debris-flow early warning system in Wenchuan earthquake-affected area[J]. Natural Hazards and Earth System Sciences, 2016, 16(2): 483-496.
- [18] Zhang G L, Gong Z T. Soil survey laboratory methods[M]. Beijing: Science Press, 2012. [张甘霖, 龚子同. 土壤调查实验室分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 2012.]
- [19] Soil System Classification Research Group, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences; Collaborative Research Group on Chinese Soil System Classification. Classification and retrieval of soil systems in China[M]. 3rd ed. Hefei: University of Science and Technology of China Press, 2001. [中国科学院南京土壤研究所土壤系统分类课题组, 中国土壤系统分类课题协作组. 中国土壤系统分类检索(第三版)[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2001.]
- [20] Wilcke W, Valladarez H, Stoyan R, et al. Soil properties on a chronosequence of landslides in montane rain forest, Ecuador[J]. Catena, 2003, 53(1): 79-95.
- [21] Vindušková O, Pánek T, Frouz J. Soil C, N and P dynamics along a 13 ka chronosequence of landslides under semi-natural temperate forest[J]. Quaternary Science Reviews, 2019, 213: 18-29.
- [22] Singh K P, Mandal T N, Tripathi S K. Patterns of restoration of soil physicochemical properties and microbial biomass in different landslide sites in the sal forest ecosystem of Nepal Himalaya[J]. Ecological Engineering, 2001, 17(4): 385-401.
- [23] Turk J K, Goforth B R, Graham R C, et al. Soil morphology of a debris flow chronosequence in a coniferous forest, southern California, USA[J]. Geoderma, 2008, 146(1/2): 157-165.
- [24] Schomakers J, Jien S H, Lee T Y, et al. Soil and biomass carbon re-accumulation after landslide disturbances[J]. Geomorphology, 2017, 288: 164-174.
- [25] Liu X Y, Tao Y L, Wang Y P, et al. Changes in plant-and microbial-derived soil organic carbon in three temperate mature forests[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62(6): 1828-1838. [刘新颖, 陶玉兰, 王延平, 等. 三种温带成熟林土壤植物源和微生物源有机碳的变化[J]. 土壤学报, 2025, 62(6): 1828-1838.]
- [26] Van Eynde E, Dondeyne S, Isabirye M, et al. Impact of landslides on soil characteristics: Implications for estimating their age[J]. Catena, 2017, 157: 173-179.
- [27] Chen C R, Hou E Q, Condon L M, et al. Soil phosphorus fractionation and nutrient dynamics along the *Coolooloal* coastal dune chronosequence, southern Queensland, Australia[J]. Geoderma, 2015, 257: 4-13.
- [28] Zhang Y K, Miao C, Zhu J J, et al. The impact of landslides on chemical and microbial properties of soil in a temperate secondary forest ecosystem[J]. Journal of Forestry Research, 2022, 33(6): 1913-1923.
- [29] Zhang J, Zhou J, Wang Y M, et al. Effects of different organic fertilizers on the formation, stabilization, and turnover of aggregates in acidic soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62(5): 1353-1367. [张杰, 周佳, 王永敏, 等. 不同有机肥对酸性土壤团聚体形成稳定及周转的影响[J]. 土壤学报, 2025, 62(5): 1353-1367.]
- [30] Ma S H, Cao Y D, Lu J W, et al. Response of soil aggregation and associated organic carbon to organic amendment and its controls: A global meta-analysis[J]. Catena, 2024, 237: 107774.
- [31] Baiano S, Fabiani A, Fornasier F, et al. Biowaste compost amendment modifies soil biogeochemical cycles and microbial community according to aggregate classes[J]. Applied Soil Ecology, 2021, 168: 104132.
- [32] Kok D D, Scherer L, de Vries W, et al. Temporal variability in organic amendment impacts on hydro-physical properties of sandy agricultural soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 2023, 87(4): 963-984.

- [33] Xu H, Cai A D, Yang X Y, et al. Long-term organic substitution promotes carbon and nitrogen sequestration and benefit crop production in upland field[J]. Agronomy, 2023, 13(9): 2381.
- [34] Ferreiro N, Satti P, Mazzarino M J. Compost legacy effects in active roadside restoration: Medium-term shifts in plant succession[J]. Ecological Solutions and Evidence, 2026, 7(2): e70214.
- [35] Soumare A, Sarr D, Diédhiou A G. Potassium sources, microorganisms and plant nutrition: Challenges and future research directions[J]. Pedosphere, 2023, 33(1): 105-115.
- [36] Nawaz A, Qamar Z U, Marghoob M U, et al. Contribution of potassium solubilizing bacteria in improved potassium assimilation and cytosolic K^+/Na^+ ratio in rice (*Oryza sativa* L.) under saline-sodic conditions[J]. Frontiers in Microbiology, 2023, 14: 1196024.
- [37] Fan X, Zhu Y P, Jia Y, et al. Multi-environment meta-analysis reveals the mechanism of action of potassium-solubilizing microorganisms on crop yields[J]. Frontiers in Plant Science, 2025, 16: 1659478.

(责任编辑: 陈荣府)