

DOI: 10.5846/stxb201906301378

段晨松, 张全建, 龚旭, 张远彬. 地震滑坡迹地的植物群落与土壤恢复效果评价. 生态学报, 2020, 40(18): 6584-6596.

Duan C S, Zhang Q J, Gong X, Zhang Y B. Evaluation of plant community and soil recovery in earthquake landslide. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(18): 6584-6596.

地震滑坡迹地的植物群落与土壤恢复效果评价

段晨松^{1,2}, 张全建^{1,2}, 龚旭^{1,2}, 张远彬^{1,*}

1 中国科学院水利部成都山地灾害与环境研究所, 成都 610041

2 中国科学院大学, 北京 100049

摘要:地震滑坡是大陆山区常见的次生地质灾害,会带来植被损毁、土壤破坏、生物栖息地破碎化等一系列生态问题。已有不少学者对地震滑坡迹地的植物群落特征和土壤性质进行调查研究,但对其恢复效果的综合评价鲜有报道。以龙门山东坡的地震滑坡迹地为研究对象,通过调查分析不同恢复方式下的植物群落特征和土壤性质,并基于模糊数学模型,结合主成分分析,定量地综合评价地震滑坡迹地恢复十年的植物群落与土壤恢复效果。结果表明:(1)地震滑坡迹地的乔木层平均高度和胸径显著小于未受损区($P<0.05$),灌木层平均基径和草本层 α 多样性与未受损区无显著差异($P>0.05$),人工恢复与自然恢复的灌草层 α 多样性均无显著性差异($P>0.05$);(2)地震滑坡迹地的土壤容重显著大于未受损区($P<0.05$),孔隙度和碱解氮含量显著小于未受损区($P<0.05$),土壤微生物生物量碳氮以及脱氢酶、蛋白酶、脲酶、磷酸酶和蔗糖酶活性小于未受损区;(3)地震滑坡迹地的植物群落特征与土壤性质综合得分小于邻近未受损区,人工恢复滑坡迹地的综合得分小于自然恢复;(4)与自然恢复相比,水平阶整地滑坡迹地的综合恢复率小于0,栽植不同树种对其恢复率无显著影响($P>0.05$);穴状整地后,栽植刺槐(*Robinia pseudoacacia*)滑坡迹地的综合恢复率大于0,且显著高于栽植柳杉(*Cryptomeria fortunei*)的滑坡迹地($P<0.05$);进行穴状整地的综合恢复率显著高于水平阶整地的滑坡迹地($P<0.05$)。龙门山东坡地震滑坡迹地恢复十年,其植物群落与土壤还未恢复到未受损区水平,通过穴状整地并栽植适宜树种可在一定程度上提高其恢复率。

关键词:地震滑坡迹地;植物群落;土壤;综合恢复效果;龙门山东坡

Evaluation of plant community and soil recovery in earthquake landslide

DUAN Chensong^{1,2}, ZHANG Qianjian^{1,2}, GONG Xu^{1,2}, ZHANG Yuanbin^{1,*}

1 Institution of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Earthquake landslide is a common secondary geological disaster, which can bring a series of ecological problems such as vegetation damage, soil destruction, habitat fragmentation. So far, many scholars have investigated and studied the plant community characteristics and soil properties in earthquake landslides. They aimed at analyzing the plant community characteristics of several seismic landslides, or analyzing the soil recovery situations using the method of "space replacement time". Some scholars combined RS and GIS to study the situation of plant recovery or the spatial distribution of soil nutrition in earthquake landslides. Some papers have applied simple correlation and grey correlation to analyze the relationship between plant communities and soil properties. However, few studies have reported the comprehensive evaluation of recovery effects of plant community and soil in earthquake landslides by different recovery modes. In this paper, the plant community characteristics and soil properties of seismic landslides under different recovery ways on the eastern slope of Longmen Mountain were analyzed. Based on fuzzy mathematical model and principal component analysis, the ten years recovery

基金项目:四川省重大科技专项课题(2018SZZX0035)

收稿日期:2019-06-30; 网络出版日期:2020-07-12

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhangyb@imde.ac.cn

effects of plant community and soil were evaluated quantitatively and comprehensively. The results showed that: (1) tree average heights and diameters at breast height in earthquake landslides were significantly lower than those in adjacent undamaged areas ($P < 0.05$). There was no significant difference in shrubs average basal diameters and herbs α diversity indices between the earthquake landslides and the undamaged areas ($P > 0.05$). And there was no significant difference in shrubs and herbs α diversity indices between artificial restoration and natural recovery ($P > 0.05$). (2) The soil bulk densities in earthquake landslides were significantly larger than those in adjacent undamaged areas ($P < 0.05$), while soil porosities and contents of alkaline nitrogen were significantly lower than those of undamaged areas ($P < 0.05$). Soil microbial biomass carbon, microbial biomass nitrogen and activities of dehydrogenase, protease, urease, phosphatase and sucrase in earthquake landslides were less than those in undamaged areas. (3) The synthesis scores of plant communities and soils in earthquake landslides were lower than those in adjacent undamaged areas. The synthesis scores in earthquake landslides by artificial restoration were lower than those by natural recovery. (4) After taking level-terrace site preparation, the synthesis scores were significantly lower than those in the earthquake landslides by natural recovery, and there was no significant difference in comprehensive recovery rates in the earthquake landslides planted with different tree species ($P > 0.05$). The synthesis scores were significantly higher in the earthquake landslides planted with *Robinia pseudoacacia* after taking cavernsite preparation than by natural recovery, and the synthesis recovery rates in the earthquake landslides planted with *Robinia pseudoacacia* were significantly higher than those of planted with *Cryptomeria fortunei* ($P < 0.05$). The synthesis recovery rates of plant communities and soils in the earthquake landslides taking cavernsite preparation were significantly higher than those of taking level-terrace site preparation ($P < 0.05$). The plant community characteristics and soil properties in earthquake landslides have not yet restored to the level of adjacent undamaged areas. To a certain extent, the recovery rates can be improved in earthquake landslides planted with suitable tree species after level-terrace site preparation.

Key Words: earthquake landslide; plant community; soil; synthesis recovery effect; the eastern slope of Longmen Mountain

地震滑坡是大陆山区大地震活动中最常见且破坏最大的次生地质灾害,其不仅给山区人民生命财产和经济建设带来重大损失,而且对区域生态系统造成巨大破坏,已成为制约山区发展的主要因素之一^[1-2]。1999 年台湾大地震诱发的滑坡达 20000 多处,面积约 11 km²,对生物栖息地和地表景观造成不同程度的破坏^[3]; 2008 年汶川大地震,滑坡造成的损毁面积高达 1103 km²,四川森林生态系统服务价值损失约 1055.88 亿元^[4]; 2015 年尼泊尔廓尔喀大地震诱发的滑坡约 24915 处,面积达 87 km²^[5]; 2016 年日本熊本大地震诱发的滑坡占流域面积的 2.20%,造成的林业损失约 10.81 亿元,对地表植被造成极大损毁,影响区域生态系统服务与可持续发展^[6]; 2018 年北海道地震滑坡 6000 多处,面积达 400 km²,在很大程度上改变了土地覆盖^[7]。地震滑坡灾害不仅损毁区域内植被及野生动物栖息地,使动植物生境破碎化,生物多样性逐渐降低;而且严重破坏土壤结构,影响土壤质量,干扰土壤生物,带来一系列生态问题,导致区域生态系统服务功能下降,威胁区域生态安全^[8-9]。

为了加快震后生态环境的恢复重建,社会各界积极着手灾区恢复工作,地震滑坡迹地通常采用人工恢复和自然恢复两种方式。其中,自然恢复方式是自然主导下的演替恢复,不通过人工辅助手段,完全依靠自然演替恢复受损或退化生态系统;而人工恢复是人类主导下的恢复演替,通过辅以人工措施,往往在一定程度上可以加快受损或退化生态系统的恢复,如采取抗滑桩、排水孔、水平阶等工程措施及种草、植树等植被恢复措施^[10-11]。

目前,已有不少学者对地震滑坡迹地的植物群落或土壤性质进行调查研究,主要是针对某局部区域或某几个地震滑坡迹地分析其植物群落特征,或通过“空间替代时间”分析其土壤恢复情况,还有一些学者结合 RS 和 GIS 等方法探讨地震滑坡迹地的植被恢复状况或土壤养分空间分布特征^[12-14];也有学者应用简单相关、

灰色关联等方法分析植物群落与土壤性质的关系,而对地震滑坡迹地的植物群落与土壤在不同恢复方式下的综合恢复效果鲜有研究报道^[15-16]。龙门山因其特殊的地理位置和复杂的地质构造,是地质灾害高易发的活动断裂带,同时是我国极其重要的生态屏障区,5·12汶川地震对区域植被和土壤造成极大损毁,严重威胁区域生态安全,而龙门山东坡人居环境更为重要,需密切关注震后的生态恢复情况。

本文以四川龙门山东坡的地震滑坡迹地为研究对象,通过调查分析不同恢复方式下的植物群落特征和土壤性质,了解滑坡迹地的植物群落和土壤恢复情况;并基于模糊数学模型,结合主成分分析,定量评价地震滑坡迹地的植物群落与土壤综合恢复效果,分析栽植乔木树种和整地方式(水平阶整地、穴状整地)对地震滑坡迹地综合恢复率的影响。为震后区域生态系统的快速恢复以及地震滑坡迹地生态恢复措施的完善提供理论依据,对区域生态建设具有重要的现实指导意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

四川龙门山位于成都平原西北方向,是川西高原与四川盆地的天然分界线,其地理位置为 102.80°—106.22°E,30.62°—33.38°N。龙门山后山断裂(茂县—汶川断裂)、中央断裂(北川—映秀断裂)和前山断裂(安县—都江堰断裂)构成了龙门山断裂带,频繁的构造运动使得该区域的地质条件、岩性等变得脆弱,呈现出高山和深谷相间的地貌格局,在龙门山东西向约 70—150 km 的水平距离内,垂直高差达 4000 m 左右,地形陡峻。以龙门山脉为界,东坡为亚热带湿润季风气候,多年平均年降水量 1000—2200 mm,年均温 15.0℃左右;西坡主要为岷江干旱河谷区,多年平均年降水量 500—800 mm,年均温 12.0℃左右。龙门山东坡的植被类型随着海拔的增加依次为常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林和亚高山针叶林;西坡的植被类型沿着海拔梯度依次为干旱河谷灌丛、针阔混交林、亚高山针叶林。龙门山东坡的土壤类型主要为黄壤、山地黄棕壤和灰棕壤;西坡土壤类型主要为燥褐土、石灰性褐土、棕壤,河谷褐土发育,土壤结构松散。龙门山东西坡的人口分布明显不均衡,东坡人口密度较大,人居环境更为重要,需密切关注地震灾区的生态恢复情况^[17]。

1.2 试验设计

在龙门山东坡选择 4 个样区,每个样区选取海拔、坡度、坡向等基本一致的人工恢复地震滑坡迹地(A)、自然恢复地震滑坡迹地(N)和邻近未受损区(C)(图 1)。所选取的地震滑坡迹地均是由 5·12 汶川地震产生的完整碎石滑坡,且未发生二次滑坡。各样区的经度、纬度、海拔、坡度、坡向等基本信息见表 1。2018 年 4 月,采集土壤样品,在每个样区按 S 形布置 9 个采样点,每个样点采 0—20 cm 的表层土壤约 1 kg,并用 100 cm³ 的环刀采集土样用于测定土壤物理性质,将一部分鲜土放入 4℃ 冰箱保存用于测定土壤生物性质。2018 年 9 月,进行植物群落调查,在每个样区的坡上、坡中、坡下分别随机布设 1 个 10 m×10 m 的样地调查乔木群落,记录乔木层的植物名称、树高(m)、胸径(cm)、郁闭度(%)、物候等;按 S 形设置 9 个 2 m×2 m 的灌木样方(与土壤采样点相对应),记录灌木层的植物名称、株高(cm)、基径(mm)、层盖度(%)、物候等;在每个灌木样方内随机布设 1 个 1 m×1 m 的草本样方,记录草本层的植物名称、株高(cm)、株数、层盖度(%)、物候等;并在每个灌木样方随机布设 1 个 50 cm×50 cm 的小样方,将草本层的地上植物全部收获,用于测定草本层的地上生物量。

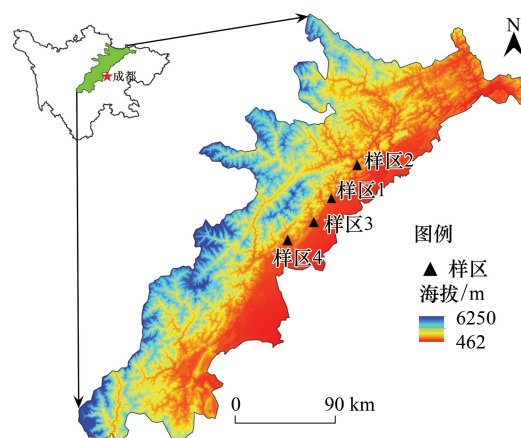


图 1 龙门山区及采样区分布示意图

Fig.1 Distributions of Longmen Mountain and sample areas

表 1 样区基本信息
Table 1 General situation of sample areas

样区 Sample areas		经度 Longitude	纬度 Latitude	海拔 Elevation/m	坡度 Slope/(°)	坡向 Slope aspect	备注 Remark
样区 1 Sample area 1	1—A	104°9'29"	31°27'45"	745	40	东北	2008 年滑坡,2011 年水平阶整地,栽植桉木
	1—N	104°9'29"	31°27'45"	740	42	东北	2008 年滑坡,自然恢复
	1—C	104°9'36"	31°27'36"	737	35	东北	未受损
样区 2 Sample area 2	2—A	104°25'12"	31°46'12"	873	35	东北	2008 年滑坡,2011 年水平阶整地,栽植刺槐
	2—N	104°24'30"	31°46'48"	850	40	东北	2008 年滑坡,自然恢复
	2—C	104°25'12"	31°46'12"	892	30	东北	未受损
样区 3 Sample area 3	3—A	104°3'36"	31°21'00"	1056	32	东南	2008 年滑坡,2011 年穴状整地,栽植刺槐
	3—N	104°3'36"	31°21'00"	1056	30	东南	2008 年滑坡,自然恢复
	3—C	104°3'36"	31°21'10"	1111	37	东南	未受损
样区 4 Sample area 4	4—A	103°51'00"	31°17'24"	1232	32	东南	2008 年滑坡,2011 年穴状整地,栽植柳杉
	4—N	103°51'00"	31°17'24"	1214	32	东南	2008 年滑坡,自然恢复
	4—C	103°51'00"	31°17'24"	1281	40	东南	未受损

A:人工恢复地震滑坡迹地;N:自然恢复地震滑坡迹地;C:邻近未受损区

1.3 测定方法

土壤机械组成用马尔文激光粒度仪测定,土壤粒级根据国际制划分标准,土壤黏粒(0, 0.002] mm、粉粒(0.002, 0.02] mm、砂粒(0.02, 2] mm;土壤容重和孔隙度用环刀法测定;土壤 pH 值采用电位法测定;土壤有机质含量采用重铬酸钾容量法-外加热法测定;全氮含量采用开氏蒸馏法测定;全磷含量采用 NaOH 熔融-钼锑抗比色法测定;全钾含量采用 NaOH 熔融-火焰光度法测定;碱解氮含量采用碱解扩散法测定;有效磷含量采用 NaHCO₃浸提-钼锑抗比色法测定;速效钾含量采用 NH₄OAc 浸提-火焰光度法测定;土壤阳离子交换量采用盖德洛依茨法测定;土壤微生物生物量碳采用氯仿熏蒸-重铬酸钾容量法-外加热法测定;土壤微生物生物量氮采用氯仿熏蒸-开氏蒸馏法测定;土壤脱氢酶活性采用 TTC 还原法测定;蛋白酶活性采用茆三酮比色法测定;脲酶活性采用靛酚蓝比色法测定;磷酸酶活性采用磷酸苯二钠比色法测定;蔗糖酶活性采用磷酸铜比色法测定^[18]。

植物样品先在 105℃下杀青 30 min,然后在 75℃下烘至恒重,用于测定草本层的地上生物量。

1.4 数据分析

1.4.1 植物群落 α 多样性指数

Margalef 丰富度指数 D_m ^[19]

$$D_m = \frac{M - 1}{\ln N}$$

式中, M 为群落中的物种数, N 为总的个体数。

Simpson 优势度指数 D_s ^[20]

$$D_s = 1 - \sum \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

式中, n_i 为第 i 个种的个体数, N 为总的个体数。

Shannon-Wiener 多样性指数 H ^[21]

$$H = - \sum_{i=1}^M P_i \ln P_i$$

式中, M 为群落中的物种数, P_i 为第 i 个种的个体数占所有种个体数的比例。

Pielou 均匀度指数 J ^[22]

$$J = \frac{H}{\ln M}$$

式中, M 为群落中的物种数, H 为 Shannon-Wiener 多样性指数。

1.4.2 恢复率

用 ΔR 表示综合得分的变化率, 以更好地解释与自然恢复相比, 人工恢复地震滑坡迹地植物群落与土壤的综合恢复率。

$$\Delta R = \frac{S_A - S_N}{S_N}$$

式中, S_A 是人工恢复地震滑坡迹地的综合得分, S_N 是自然恢复滑坡迹地的综合得分。

1.4.3 统计分析

本文数据运用 IBM SPSS Statistics 22 进行分析, 对采取不同人工措施的地震滑坡迹地的植物群落与土壤的综合恢复率进行 t 检验; 对人工恢复、自然恢复地震滑坡迹地和未受损区的植物群落特征和土壤性质, 乔木层、灌木层和草本层的 α 多样性指数, 以及土壤机械组成的差异做单因素方差分析 (One-way ANOVA), 并采用 Tukey 方法进行显著性检验。所有数据均用平均值 $\pm$ 标准误表示。统计结果使用软件 SigmaPlot 10.0 制图。

1.5 综合恢复效果评价

1.5.1 构建评价指标

综合考虑植物群落特征和土壤性质, 本研究选取了 37 个候选指标, 分别是: 乔木层郁闭度 (C_t)、乔木层 Margalef 丰富度指数 (D_{mt})、乔木层 Simpson 优势度指数 (D_{st})、乔木层 Shannon-Wiener 多样性指数 (H_t)、乔木层 Pielou 均匀度指数 (J_t)、灌木层盖度 (C_s)、灌木层 Margalef 丰富度指数 (D_{ms})、灌木层 Simpson 优势度指数 (D_{ss})、灌木层 Shannon-Wiener 多样性指数 (H_s)、灌木层 Pielou 均匀度指数 (J_s)、草本层盖度 (C_h)、草本层 Margalef 丰富度指数 (D_{mh})、草本层 Simpson 优势度指数 (D_{sh})、草本层 Shannon-Wiener 多样性指数 (H_h)、草本层 Pielou 均匀度指数 (J_h)、草本层地上生物量 (B_h)、土壤黏粒含量 (Clay)、粉粒含量 (Silt)、砂粒含量 (Sand)、容重 (BD)、孔隙度 (P)、pH 值 (pH)、有机质含量 (SOM)、全氮含量 (TN)、全磷含量 (TP)、全钾含量 (TK)、碱解氮含量 (AN)、有效磷含量 (AP)、速效钾含量 (AK)、阳离子交换量 (CEC)、微生物生物量碳 (MBC)、微生物生物量氮 (MBN)、脱氢酶活性 (DA)、蛋白酶活性 (ProA)、脲酶活性 (UA)、磷酸酶活性 (PhoA) 和蔗糖酶活性 (SA)。

运用主成分分析, 首先, 根据特征值不小于 1 和累积方差贡献率不小于 85%, 提取主成分。然后, 在每个主成分中, 选出不小于最大载荷值 90% 的指标, 对其进行 Pearson 相关分析, 将相关系数之和最大的指标作为评价指标; 若相关系数之和最大的指标不止一个, 则选取载荷值较大的指标; 若不小于最大载荷值 90% 的指标只有一个, 则该指标直接作为评价指标^[23]。

1.5.2 指标权重

根据主成分分析得到所选取指标的公因子方差, 计算各指标的权重 W_i 。

$$W_i = \frac{C_i}{\sum_{i=1}^n C_i}$$

式中, n 是综合评价的指标个数, C_i 是第 i 个指标的公因子方差。

1.5.3 综合评价模型

基于模糊数学模型, 计算植物群落与土壤性质的综合得分 S 。 S 值越大, 表示地震滑坡迹地的植物群落与土壤综合恢复效果越好, 反之则越差。

$$S = \sum_{i=1}^n W_i \times F_i$$

式中, n 是综合评价的指标个数, W_i 是指标 i 的权重, F_i 是指标 i 离差标准化后的值。

2 结果与分析

2.1 不同恢复方式的植物群落特征

2.1.1 物种组成

地震滑坡迹地除人工栽植的桤木 (*Alnus cremastogyne*)、刺槐 (*Robinia pseudoacacia*)、柳杉 (*Cryptomeria fortunei*) 外,还主要有山槐 (*Albizia kalkora*)、盐肤木 (*Rhus chinensis*) 等乔木。灌木层和草本层均具有明显优势种,灌木层以蜡莲绣球 (*Hydrangea strigosa*)、火棘 (*Pyracantha fortuneana*)、川莓 (*Rubus setchuenensis*)、粉花绣线菊 (*Spiraea japonica*) 等为主;草本层以阴地蒿 (*Artemisia sylvatica*)、荩草 (*Arthraxon hispidus*)、芒 (*Miscanthus sinensis*)、打破碗花花 (*Anemone hupehensis*)、问荆 (*Equisetum arvense*) 等为主。样区 1 地震滑坡迹地和未受损区的共有种是蜡莲绣球、阴地蒿、打破碗花花、求米草、显子草、黄鹌菜等,样区 2 的共有种为桤木、阴地蒿、打破碗花花等,样区 3 的共有种有川莓、粉花绣线菊、空心泡、荩草、糯米团、序叶苎麻、薄叶新耳草、软刺蹄盖蕨等,样区 4 的共有种为柳杉、杉木等(表 2)。

表 2 各样区的共有种和非共有种
Table 2 Common species and different species of sample areas

样区 Sample areas	共有种 Common species	非共有种 Different species
1-A	蜡莲绣球、阴地蒿、打破碗花花、	构树、高粱炮、豪猪刺、竹叶花椒、金丝桃、百两斤、紫麻、千里光、单花红丝线等
1-N	求米草、显子草、黄鹌菜等	女贞、雀儿舌头、川莓、鬼针草、小舌紫菀、蛇莓、茜草、小飞蓬等
1-C		银杏、核桃、棕榈、喜树、序叶苎麻、长柄山蚂蝗、牛膝、长鬃蓼、毛轴假蹄盖蕨、过路黄、伏地卷柏、凤尾蕨、楼梯草、马兰、七星莲、鸭儿芹等
2-A	桤木、阴地蒿、打破碗花花等	刺槐、大叶冬青、构树、水麻、序叶苎麻、荩草、千里光、野菊、风轮菜、蛇莓、一年蓬、求米草、中华苦蕒菜、龙葵、拉拉藤、酢浆草、爵床、小花琉璃草等
2-N		山槐、川黄檗、水红木、芒、金星蕨、蜂斗菜等
2-C		柳杉、枫杨、南酸枣、高粱泡、插田泡、野扇花、火棘、豪猪刺、臭牡丹、铁仔、金丝梅、亮叶忍冬、狭叶花椒、长蕊万寿竹、龙牙草、麦冬等
3-A	川莓、粉花绣线菊、空心泡、	刺槐、小飞蓬、千里光、车前、一年蓬、蓟、过路黄、蔓出卷柏等
3-N	荩草、糯米团、序叶苎麻、	马桑、多须公、木贼、尼泊尔老鹳草、灯芯草、渐尖毛蕨、七星莲、毛茛等
3-C	薄叶新耳草、软刺蹄盖蕨等	柳杉、灯台树、八角枫、盐肤木、槲木、喜树、常山、高粱泡、木香花、异叶榕、寒梅、牛膝、蕨、垂序商陆、尖头蹄盖蕨、尼泊尔蓼、辣蓼、野苘蒿等
4-A	柳杉、杉木等	大叶柳、桑树、马唐、尼泊尔老鹳草、鞭打绣球、石松、攀倒甌、黄鹌菜、小飞蓬等
4-N		桤木、灯台树、盐肤木、中华旌节花、茅莓、墓回头、香青、过路黄、风轮菜、酢浆草等
4-C		栗、山鸡椒、砚壳花椒、中华青蕒叶、掌叶悬钩子、茶、乌泡子、楮头红、稀羽鳞毛蕨、麦冬、天门冬、黄水枝、蔓出卷柏等

2.1.2 数量特征

人工恢复和自然恢复地震滑坡迹地的乔木层平均高度和平均胸径显著小于邻近未受损区 ($P<0.05$, 图 2); 人工恢复与自然恢复的乔木层平均高度和平均胸径均差异不显著 ($P>0.05$, 图 2)。

人工恢复地震滑坡迹地的灌木层平均基径与邻近未受损区无显著性差异 ($P>0.05$, 表 3), 自然恢复滑坡迹地的灌木层平均基径、盖度与邻近未受损区差异不显著 ($P>0.05$, 表 3)。栽植不同树种的地震滑坡迹地的灌木层平均高度、基径和盖度存在一定差异。样区 1-A 的灌木层平均盖度显著大于未受损区, 而样区 2-A 显著小于未受损区 ($P<0.05$, 表 3); 样区 3-A 的灌木层平均高度大于未受损区 ($P>0.05$, 表 3), 而样区 4-A 显著小于未受损区 ($P<0.05$, 表 3)。样区 1-A 的灌木层平均高度、基径和盖度大于自然恢复, 而样区 2-A 小于自然恢复 ($P>0.05$, 表 3), 平均盖度的差异显著 ($P<0.05$, 表 3); 样区 3-A 的灌木层平均基径显著小于自然恢复 ($P<0.05$, 表 3), 而样区 4-A 大于自然恢复 ($P>0.05$, 表 3)。

栽植不同树种的地震滑坡迹地的草本层平均高度和盖度存在一定差异。样区 1-A 的草本层平均盖度显著小于未受损区,而样区 2-A 显著大于未受损区 ($P<0.05$,表 3),样区 1-A 和 2-A 的草本层平均高度均大于未受损区,无显著性差异($P>0.05$,表 3);样区 3-A 的草本层平均高度小于未受损区($P>0.05$,表 3),而样区 4-A 显著大于未受损区($P<0.05$,表 3),样区 3-A 和 4-A 的草本层平均盖度均显著大于未受损区($P<0.05$,表 3)。自然恢复滑坡迹地的草本层平均高度和盖度均大于邻近未受损区。样区 1-A 的草本层平均盖度显著小于自然恢复($P<0.05$,表 3),而样区 2-A 显著大于自然恢复($P<0.05$,表 3);样区 3 和 4 的人工恢复滑坡迹地的草本层平均高度和盖度与自然恢复无显著性差异($P>0.05$,表 3)。采取不同整地方式的地震滑坡迹地的草本层地上生物量存在一定差异。样区 1-A 和 2-A 的草本层地上生物量小于邻近未受损区,而样区 3-A 和 4-A 的草本层地上生物量大于未受损区($P>0.05$,表 3)。样区 1-A 和 2-A 的草本层地上生物量大于自然恢复,而样区 3-A 和 4-A 小于自然恢复($P>0.05$,表 3)。

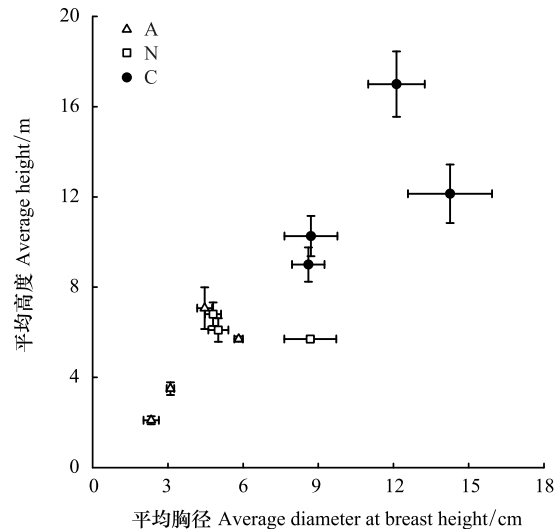


图 2 各样区乔木层的平均高度和平均胸径
Fig.2 The average height and DBH of trees in the sample areas
A: 人工恢复地震滑坡迹地 Earthquake landslide by artificial restoration; N: 自然恢复地震滑坡迹地 Earthquake landslide by natural recovery; C: 邻近未受损区 Adjacent undamaged area

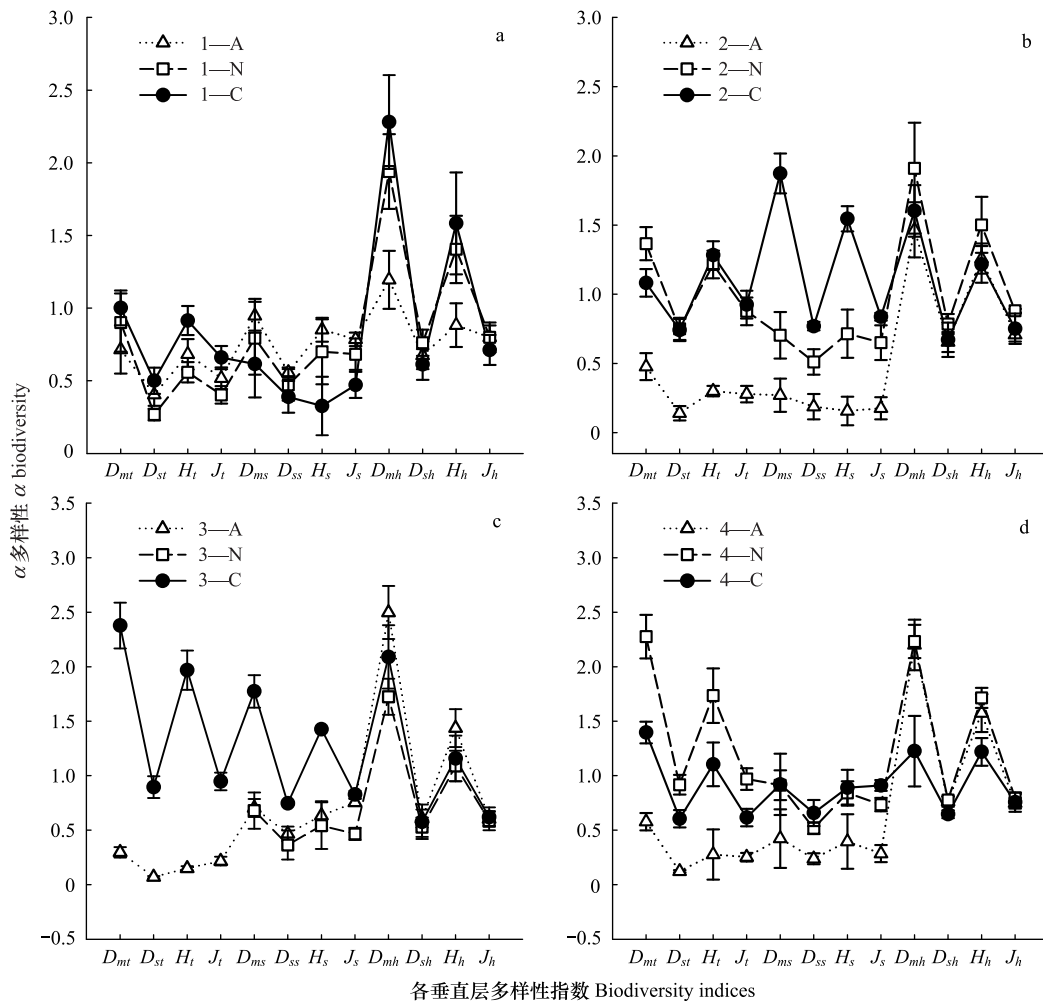
表 3 各样区灌木层和草本层的数量特征

Table 3 Quantitative characters of shrubs and herbs in the sample areas						
样区 Sample areas	灌木层 Shrubs			草本层 Herbs		
	平均高度 Average height/cm	平均基径 Average basal diameter/cm	平均盖度 Average coverage/%	平均高度 Average height/cm	地上生物量 Above-ground biomass/(kg/m ²)	平均盖度 Average coverage/%
1-A	185.85±9.47A	15.08±1.61A	37.5±5.59A	61.88±8.29A	0.07±0.02A	15.6±4.99B
1-N	129.59±15.22A	11.13±1.80A	11.7±3.33B	43.60±6.01A	0.07±0.03A	40.0±12.58A
1-C	59.10±7.97B	3.92±0.45A	3.3±2.33B	24.68±2.08A	0.11±0.03A	37.7±10.74A
2-A	162.61±25.47A	16.76±2.20A	6.7±2.19B	38.71±2.24AB	0.09±0.02A	37.7±5.41A
2-N	240.47±21.93A	20.98±2.39A	41.7±6.67A	59.85±8.77A	0.06±0.01A	23.7±9.84B
2-C	135.33±14.68A	6.19±0.17A	38.3±3.33A	17.87±1.34B	0.14±0.01A	3.3±1.20C
3-A	151.70±14.38AB	7.39±0.61B	29.0±5.86A	35.76±2.74A	0.18±0.02A	78.7±8.51A
3-N	250.80±14.86A	13.29±0.75A	47.8±9.33A	61.77±3.79A	0.27±0.05A	76.2±14.20A
3-C	95.95±10.73B	8.37±0.81AB	28.3±6.01A	59.03±3.08A	0.13±0.03A	56.7±12.29B
4-A	65.45±5.04B	9.89±0.86A	18.3±7.03A	34.92±1.47A	0.10±0.02A	55.8±14.34A
4-N	138.56±5.24AB	8.54±0.54A	32.5±9.81A	51.68±2.29A	0.17±0.06A	45.2±14.28A
4-C	182.15±28.88A	8.77±0.96A	38.3±10.93A	16.02±1.77B	0.06±0.02A	8.3±1.67B

表中显示的是平均值±标准误。不同大写字母表示某一指标在同样样区 A、N、C 的差异 ($P<0.05$)

2.1.3 多样性

各样区垂直层的 Margalef 丰富度指数、Simpson 优势度指数、Shannon-Wiener 多样性指数和 Pielou 均匀度指数计算结果显示,地震滑坡迹地的草本层 α 多样性与邻近未受损区无显著性差异 ($P>0.05$,图 3);人工恢复地震滑坡迹地的乔木层 α 多样性小于邻近未受损区;自然恢复地震滑坡迹地的灌木层 Simpson 优势度指数和 Pielou 均匀度指数与未受损区差异不显著 ($P>0.05$,图 3)。人工恢复与自然恢复滑坡迹地的灌草层 α 多样性均无显著性差异 ($P>0.05$,图 3)。人工恢复滑坡迹地的 α 多样性呈现出草本层大于乔木层,自然恢复的草本层 α 多样性大于灌木层。

图3 各样区垂直层的 α 多样性Fig.3 α biodiversity of the vertical beds in the sample areas

D_{mt} : 乔木层 Margalef 丰富度指数 Tree Margalef index; D_{st} : 乔木层 Simpson 优势度指数 Tree Simpson index; H_t : 乔木层 Shannon-Wiener 多样性指数 Tree Shannon-Wiener index; J_t : 乔木层 Pielou 均匀度指数 Tree Pielou index; D_{ms} : 灌木层 Margalef 丰富度指数 Shrub Margalef index; D_{ss} : 灌木层 Simpson 优势度指数 Shrub Simpson index; H_s : 灌木层 Shannon-Wiener 多样性指数 Shrub Shannon-Wiener index; J_s : 灌木层 Pielou 均匀度指数 Shrub Pielou index; D_{mh} : 草本层 Margalef 丰富度指数 Herb Margalef index; D_{sh} : 草本层 Simpson 优势度指数 Herb Simpson index; H_h : 草本层 Shannon-Wiener 多样性指数 Herb Shannon-Wiener index; J_h : 草本层 Pielou 均匀度指数 Herb Pielou index

2.2 不同恢复方式的土壤性质

各样区的土壤黏粒含量均显著小于粉粒含量和砂粒含量 ($P < 0.05$, 表 4)。除样区 1-N 外, 地震滑坡迹地的土壤容重显著大于邻近未受损区 ($P < 0.05$, 表 4), 土壤孔隙度显著小于未受损区 ($P < 0.05$, 表 4)。人工恢复与自然恢复地震滑坡迹地的土壤容重和孔隙度均无显著性差异, 样区 1-A 和 4-A 的土壤容重大于自然恢复 ($P > 0.05$, 表 4), 土壤孔隙度小于自然恢复 ($P > 0.05$, 表 4); 样区 2-A 和 3-A 的土壤容重小于自然恢复 ($P > 0.05$, 表 4), 土壤孔隙度大于自然恢复, 无显著性差异 ($P > 0.05$, 表 4)。

人工恢复地震滑坡迹地的土壤有机质、全氮和碱解氮含量显著小于邻近未受损区 ($P < 0.05$, 表 4); 自然恢复滑坡迹地的土壤全磷、碱解氮和有效磷含量显著小于未受损区 ($P < 0.05$, 表 4); 地震滑坡迹地的土壤 pH 值和阳离子交换量与未受损区差异显著, 样区 1、2 和 3 的显著大于未受损区, 样区 4 的显著小于未受损区 ($P < 0.05$, 表 4)。栽植不同树种的地震滑坡迹地的土壤化学性质存在一定差异。样区 1-A 的土壤全磷含量显著小

Table 4 Soil properties in the sample areas

样区	Sample areas											
	1-A	1-N	1-C	2-A	2-N	2-C	3-A	3-N	3-C	4-A	4-N	4-C
Clay/%	6.53±0.21Ab	4.30±0.22Bc	1.72±0.05Cc	2.43±0.23Bc	3.05±0.22ABc	3.28±0.45Ac	3.91±0.19Ab	2.43±0.16Bc	1.66±0.08Cb	1.85±0.07Ac	1.24±0.10Bc	1.50±0.07Bc
Silt/%	45.51±1.13Aa	41.88±1.19Bb	43.66±0.53ABb	36.77±0.69Bb	41.72±0.78Ab	39.51±1.40ABb	49.48±1.32Aa	46.51±1.19Ab	48.51±1.65Aa	33.26±1.23Bb	27.22±1.23Cb	39.62±0.52Ab
Sand/%	47.96±1.32Ba	53.81±1.37Aa	54.62±0.57Aa	60.80±0.72Aa	55.23±0.67Ba	57.21±1.80Ba	46.61±1.47Aa	51.06±1.16Aa	49.83±1.73Aa	64.90±1.30Ba	71.54±1.32Aa	58.88±0.52Ca
BD/(g/cm ³)	1.27±0.04A	1.08±0.05A	0.99±0.02B	1.24±0.03A	1.26±0.03A	1.21±0.01B	1.36±0.04A	1.37±0.03A	1.24±0.04B	1.15±0.04A	1.13±0.10A	0.93±0.06B
P/%	51.89±1.48A	59.30±1.73A	62.54±0.75A	53.09±1.26B	52.28±1.14B	54.45±0.38A	48.70±1.48B	48.36±0.99B	53.21±1.37A	56.68±1.35B	57.44±3.65B	64.87±2.15A
pH	8.14±0.07A	8.05±0.05A	7.19±0.13B	8.27±0.04A	8.30±0.08A	7.53±0.31B	8.20±0.08A	7.70±0.15B	5.21±0.09C	5.92±0.12B	5.62±0.05B	7.62±0.09A
SOM/(g/kg)	25.46±1.06B	37.58±2.05A	39.87±4.60A	15.76±1.03B	12.77±0.80B	21.89±2.49A	38.88±0.41C	46.84±1.34B	52.75±1.64A	18.48±0.41B	28.36±5.52B	59.17±1.21A
TN/(g/kg)	0.74±0.04B	1.10±0.06A	1.12±0.14A	0.41±0.04B	0.32±0.03B	0.65±0.09A	1.14±0.01C	1.37±0.04B	1.65±0.08A	0.66±0.07B	0.80±0.16B	1.72±0.02A
TP/(g/kg)	0.59±0.01C	0.79±0.02B	1.11±0.06A	0.39±0.01A	0.29±0.02B	0.37±0.03A	0.64±0.01B	0.63±0.01B	0.72±0.01A	0.77±0.02B	0.59±0.08B	1.04±0.03A
TK/(g/kg)	12.64±0.12B	10.67±0.21C	13.51±0.11A	9.56±0.30C	11.20±0.38B	14.94±0.21A	15.22±0.34A	14.30±0.18B	15.29±0.16A	19.92±0.43A	21.04±1.11A	17.55±0.71A
AN/(mg/kg)	104.17±2.17C	140.44±4.50B	157.57±4.05A	75.96±6.83B	60.92±4.80B	98.62±6.54A	135.65±1.00C	164.31±2.17B	203.19±6.26A	71.74±2.39B	48.48±1.97C	166.03±2.71A
AP/(mg/kg)	17.45±0.42B	19.42±0.47A	20.39±0.42A	14.98±1.68AB	12.67±1.88B	20.28±0.40A	20.85±1.14A	19.23±0.42A	21.80±0.78A	7.86±0.23B	7.39±0.49B	20.26±0.42A
AK/(mg/kg)	77.25±0.47B	88.65±4.65A	83.80±0.88AB	82.10±6.31A	83.35±5.70A	78.06±4.28A	84.45±1.10A	78.36±4.73A	86.88±0.60A	78.03±3.48B	61.17±1.51C	92.76±2.33A
CEC/(cmol(+/kg)	44.27±0.29A	43.97±0.16A	40.42±0.74B	44.79±0.15A	44.99±0.31A	42.48±1.14B	44.58±0.29A	42.12±0.84B	30.92±0.49C	35.90±0.35B	35.12±0.18B	42.34±0.47A
MBIC/(mg/kg)	289.30±4.97B	331.38±17.29AB	343.16±10.40A	236.05±6.62AB	218.03±10.49B	272.48±14.75A	306.85±4.99B	344.91±6.17AB	383.45±13.99A	243.71±12.22B	232.54±12.15B	404.52±10.05A
MBN/(mg/kg)	42.96±0.87B	51.35±2.64A	53.22±1.35A	36.65±1.31B	32.92±2.11B	41.41±2.53A	47.44±1.73B	53.51±1.34AB	57.85±2.04A	37.25±1.95B	32.88±2.63B	64.24±0.97A
DA/(μg/g)	0.13±0.00B	0.21±0.00A	0.23±0.01A	0.11±0.01AB	0.10±0.01B	0.13±0.00A	0.22±0.00C	0.26±0.00B	0.31±0.01A	0.11±0.00B	0.08±0.00C	0.27±0.00A
ProA/(mg/g)	0.20±0.00B	0.28±0.00A	0.29±0.01A	0.19±0.00A	0.16±0.01B	0.20±0.01A	0.28±0.00C	0.30±0.00B	0.34±0.01A	0.17±0.00B	0.14±0.00C	0.31±0.00A
UA/(mg/g)	10.03±0.24B	12.07±0.26A	12.66±0.32A	7.37±0.35B	6.59±0.23B	8.89±0.54A	12.35±0.19B	13.52±0.22B	16.16±0.83A	7.08±0.13B	6.15±0.11C	13.4

Clay; 土壤黏粒含量 Soil clay content; Silt; 土壤粉粒含量 Soil silt content; Sand; 土壤砂粒含量 Soil sand content; BD; 土壤容重 Soil bulk density; P; 土壤孔隙度 Soil porosity; pH; 土壤 pH value; SOM; 土壤有机质含量 Soil organic matter; TN; 土壤全氮含量 Soil total nitrogen; TP; 土壤全磷含量 Soil total phosphorus; TK; 土壤全钾含量 Soil total potassium; AN; 土壤碱解氮含量 Soil alkaline nitrogen; AP; 土壤有效磷含量 Soil available phosphorus; AK; 土壤速效钾含量 Soil available potassium; CEC; 土壤阳离子交换量 Soil cation exchange capacity; MBC; 土壤微生物生物量碳 Soil microbial biomass carbon; MBN; 土壤微生物生物量氮 Soil microbial biomass nitrogen; DA; 土壤脱氢酶活性 Soil dehydrogenase activity; ProA; 土壤蛋白酶活性 Soil protease activity; U; 土壤脲酶活性 Soil urease activity; PhoA; 土壤磷酸酶活性 Soil phosphatase activity; SA; 土壤蔗糖酶活性 Soil sucrose activity; 表中显示的是平均值 $\pm$ 标准误; 不同大写字母表示某一指标在同一样区 A、N、C 的差异, 不同小写字母表示同一样区的土壤机械组成的差异 ($P<0.05$)

于 1-N,而样区 2-A 的土壤全磷含量显著大于 2-N($P<0.05$,表 4);样区 1-A 的土壤全磷含量显著大于 1-N,而样区 2-A 的土壤全磷含量显著小于 2-N($P<0.05$,表 4);样区 3-A 的土壤碱解氮含量显著小于 3-N,而样区 4-A 的土壤碱解氮含量显著大于 4-N($P<0.05$,表 4)。采取不同整地方式的地震滑坡迹地的土壤全钾含量差异显著,样区 2-A 的土壤全钾含量显著小于 2-N,而样区 3-A 的土壤全钾含量显著大于 3-N($P<0.05$,表 4)。

地震滑坡迹地的土壤微生物生物量碳、微生物生物量氮以及脱氢酶、蛋白酶、脲酶、磷酸酶和蔗糖酶活性小于邻近未受损区。样区 1-A 和 3-A 的土壤微生物生物量碳、微生物生物量氮以及脱氢酶、蛋白酶、脲酶、磷酸酶和蔗糖酶活性小于自然恢复,而样区 2-A 和 4-A 的大于自然恢复。

2.3 综合恢复效果

通过主成分分析,提取了 7 个主成分,累计贡献率达 86%。第 1 主成分中的主要影响因子有 SOM、TN、AN、MBC、MBN、DA、ProA、UA、SA;第 2 主成分中的主要影响因子有 D_{mt} 、 D_{st} 、 H_t 、 J_t ;第 3 主成分中 Clay 为主要影响因子;第 4 主成分中的主要影响因子有 C_t 、BD 和 P;第 5 主成分中 H_h 为主要影响因子;第 6 主成分中的主要影响因子有 C_s 、 J_s 、 J_h 、TK;第 7 主成分中 D_{sh} 为主要影响因子。结合相关分析,选取了 7 个评价指标,分别是:ProA、 H_t 、Clay、P、 H_h 、 J_s 和 D_{sh} (表 5)。

根据所选取评价指标的权重和标准化值(表 5),构建出植物群落特征与土壤性质的综合评价模型:

$$S = 0.16 \times F(\text{ProA}) + 0.16 \times F(H_t) + 0.12 \times F(\text{Clay}) + 0.15 \times F(P) + 0.14 \times F(H_h) + 0.15 \times F(J_s) + 0.13 \times F(D_{sh})$$

综合评价模型的分析结果显示,地震滑坡迹地的植物群落特征与土壤性质综合得分小于邻近未受损区。其中,人工恢复和自然恢复滑坡迹地的土壤蛋白酶活性、乔木层 Shannon-Wiener 指数、土壤孔隙度和灌木层 Pielou 指数得分均小于邻近未受损区(图 4)。人工恢复地震滑坡迹地的综合得分小于自然恢复,其中,人工恢复滑坡迹地的土壤蛋白酶活性、乔木层 Shannon-Wiener 指数、草本层 Shannon-Wiener 指数和灌木层 Pielou 指数得分均小于自然恢复,土壤黏粒含量得分大于自然恢复滑坡迹地(图 4)。

表 5 综合评价指标及其权重

Table 5 Comprehensive evaluation indices and weights

指标 Indices	土壤蛋白 酶活性 ProA	乔木层 Shannon- Wiener 指数 H_t	土壤黏 粒含量 Clay	土壤孔隙度 P	草本层 Shannon- Wiener 指数 H_h	灌木层 Pielou 指数 J_s	草本层 Simpson 指数 D_{sh}
公因子方差 Community	0.99	0.98	0.70	0.89	0.83	0.88	0.76
权重 Weight	0.16	0.16	0.12	0.15	0.14	0.15	0.13

与自然恢复相比,样区 3-A 的植物群落与土壤综合恢复率大于 0,样区 1-A、2-A 和 4-A 的综合恢复率均小于 0。样区 1-A 的综合恢复率高于 2-A,差异不显著($P>0.05$,图 5),样区 3-A 的综合恢复率显著高于样区 2-A 和 4-A($P<0.05$,图 5)。地震滑坡迹地在进行水平阶整地后栽植不同树种,其植物群落与土壤的综合恢复率无显著性差异;而进行穴状整地后,栽植刺槐滑坡迹地的综合恢复率显著高于栽植柳杉滑坡迹地;进行穴状整地的综合恢复率显著高于水平阶整地的滑坡迹地。

3 讨论与结论

植物群落的物种组成、数量特征和多样性是衡量群落结构与功能复杂性的重要指标,反映着受损生态系统的植被恢复程度^[24]。本研究结果表明,地震滑坡迹地的植物除人工栽植的桉木、刺槐、柳杉等外,还主要生长有山槐、盐肤木等耐贫瘠、生长迅速的乔木;乔木层的平均高度和胸径显著小于未受损区,这与前人研究结果相似,主要是由于滑坡对植被造成极大损毁^[25-26]。人工恢复地震滑坡迹地的乔木层 α 多样性小于邻近未受损区,这可能与人工恢复时栽植单一乔木树种有很大关系。自然恢复地震滑坡迹地的乔木层 α 多样性与未受损区无显著性差异;样区 3-N 的乔木层缺失,这可能与土壤种子库有很大关系^[27]。目前,地震滑坡迹地

的灌木层和草本层均有明显优势种,自然恢复滑坡迹地的灌木层平均基径和盖度与未受损区无显著性差异,草本层平均高度和盖度大于未受损区,这与前人研究结果相似,说明随着自然演替,植物正逐渐由草本群落向灌木和乔木群落过渡^[28]。人工恢复与自然恢复滑坡迹地的灌草层 α 多样性无显著性差异,这与前人研究结果不一致,汶川震后 2—5 年人工恢复与自然恢复滑坡迹地的植物群落 α 多样性的 Meta 分析结果表明^[29],人工恢复地震滑坡迹地的灌木层 α 多样性指数显著大于自然恢复,草本层 α 多样性指数显著小于自然恢复。可见,随着植物演替,人工恢复与自然恢复地震滑坡迹地的灌草层 α 多样性的差异逐渐减小。

土壤性质影响着区域生态恢复的途径和方向^[30]。地震滑坡迹地的土壤容重大于邻近未受损区,土壤孔隙度小于未受损区,说明目前龙门山东坡地震滑坡迹地的土壤紧实度仍高于未受损区,这与前人研究结果相似,可能是地震造成的土体挤压和滑坡等地质灾害导致土

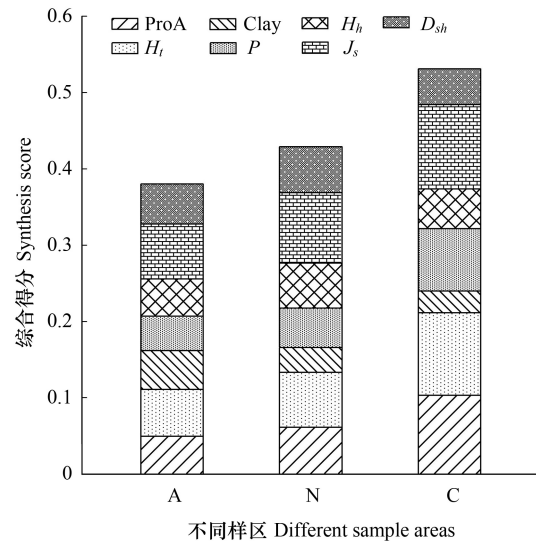


图 4 各样区的植物群落特征与土壤性质综合得分
Fig. 4 Synthesis scores of plant community characteristics and soil properties in the sample areas

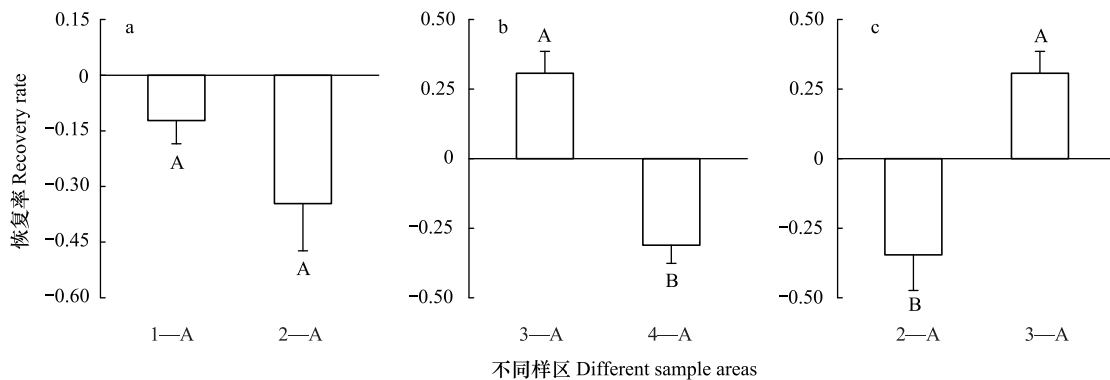


图 5 与自然恢复相比,人工恢复滑坡迹地的植物群落与土壤综合恢复率

Fig. 5 Compared with natural recovery, the synthesis recovery rates of plant community and soil in the earthquake landslides by artificial restoration

a: 采取水平阶整地后栽植不同树种滑坡迹地的综合恢复率; b: 采取穴状整地后栽植不同树种滑坡迹地的综合恢复率; c: 采取不同整地方式、栽植相同树种的滑坡迹地的综合恢复率; 不同大写字母表示不同样区综合恢复率的差异 ($P < 0.05$)

壤容重增大,总孔隙度降低^[31];也可能由于植物根系的生长和枯枝落叶的分解,改善了土壤结构^[32-33]。样区 1、2、3 地震滑坡迹地的土壤偏碱性,土壤 pH 值显著大于未受损区,这可能因为滑坡等地质灾害的发生改变了土壤剖面结构,造成深层碳酸盐上翻到表层,从而使受损区的土壤 pH 值升高;而样区 4 地震滑坡迹地的土壤偏酸性,土壤 pH 值显著小于未受损区,这可能由于样区 4 靠近河流,且由于降水较多,在滑坡体上形成很多河流冲刷沟,小气候较湿润,盐基饱和度较低,故土壤偏酸性^[34]。土壤阳离子交换量和 pH 值变化趋势相同,这主要由于土壤酸碱度是影响土壤胶体可变电荷数量的重要因素,随着土壤 pH 值升高,土壤胶体可变电荷数量增加,阳离子交换量也增加^[35]。地震滑坡迹地的土壤有机质含量小于未受损区,这与前人研究结果相似,可能是地震干扰及其引发的地质灾害使表层大量成熟土壤损失,减少了地表碳储量,并且地震滑坡迹地的土壤粗颗粒增多,细颗粒减少,降低了土壤的碳储存能力^[36-37]。地震滑坡迹地的土壤碱解氮和有效磷含量小于邻近未受损区,这主要是由于地震滑坡迹地的微生物组成和酶活性的改变影响了总量的矿化^[38-39]。地震

滑坡迹地的土壤微生物指标均小于未受损区,这与秦纪洪等^[40]研究结果相似,说明目前地震滑坡迹地的土壤微生物活性仍低于未受损区;但与骆翔宇等^[41]对土壤蛋白酶和磷酸酶活性的研究结果不同,这主要是由于其部分土样采自农作物和工程植被栽植区,可能受到施加氮肥、磷肥等因素影响。

植物与土壤是相互影响、相互依存的统一系统,共同决定着地震滑坡迹地的生态恢复^[42]。本研究中,地震滑坡迹地的植物群落与土壤综合得分小于邻近未受损区,说明目前龙门山东坡地震滑坡迹地的植物群落与土壤还未恢复到未受损区水平。自然恢复滑坡迹地的综合得分大于人工恢复,但采取不同人工措施滑坡迹地的综合恢复效果不同。地震滑坡迹地在进行水平阶整地后栽植乔木,其植物群落与土壤的综合恢复效果不如自然恢复,且栽植不同树种对其恢复率无显著影响。但是,地震滑坡迹地在进行穴状整地后栽植不同树种,其综合恢复率存在显著性差异,栽植刺槐滑坡迹地的综合恢复效果优于自然恢复,而栽植柳杉的不如自然恢复,这主要由于刺槐耐贫瘠、生长迅速,加快了滑坡迹地的植被恢复;并有研究表明,在进行穴状整地后,栽植刺槐滑坡迹地的灌草层 α 多样性均高于自然恢复,而栽植柳杉的灌草层 α 多样性均低于自然恢复^[43]。地震滑坡迹地在采取不同整地方式后栽植相同树种,其植物群落与土壤的综合恢复率存在显著性差异,进行穴状整地的综合恢复率显著高于水平阶整地。这主要由于地震滑坡迹地在进行穴状整地后栽植乔木的灌木层 α 多样性的恢复率显著高于水平阶整地的滑坡迹地,草本层盖度和 α 多样性的恢复率也高于水平阶整地的滑坡迹地;并且,植物根系的生长和凋落物的分解,改善了土壤结构,提高土壤保肥能力,使得土壤细颗粒增多,土壤阳离子交换量的恢复率显著高于水平阶整地的滑坡迹地^[44]。

随着自然演替,地震滑坡迹地的植物群落正逐渐由草本向灌木和乔木过渡,人工恢复的灌草层 α 多样性与自然恢复的差异逐渐减小,滑坡迹地恢复十年的土壤肥力仍低于未受损区,植物-土壤系统还未恢复到未受损区水平,通过穴状整地并栽植适宜树种可在一定程度上提高地震滑坡迹地的综合恢复率。

参考文献 (References):

- [1] 吴宁, 卢涛, 罗鹏, 朱单. 地震对山地生态系统的影响——以 5·12 汶川大地震为例. 生态学报, 2008, 28(12): 5810-5819.
- [2] 张铎, 吴中海, 李家存, 蒋瑶. 国内外地震滑坡研究综述. 地质力学学报, 2013, 19(3): 225-241.
- [3] Lin W T, Lin C Y, Tsai J S, Huang P H. Eco-environmental changes assessment at the Chiufenershan landslide area caused by catastrophic earthquake in Central Taiwan. Ecological Engineering, 2008, 33(3/4): 220-232.
- [4] 于文金. 地震灾害对四川省区域生态系统危害及损失评价. 生态学报, 2008, 28(12): 5785-5794.
- [5] Roback K, Clark M K, West A J, Zekkos D, Li G, Gallen S F, Chamlagain D, Godt J W. The size, distribution, and mobility of landslides caused by the 2015 M_w 7.8 Gorkha earthquake, Nepal. Geomorphology, 2018, 301: 121-138.
- [6] Sidle R C, Gomi T, Akasaka M, Koyanagi K. Ecosystem changes following the 2016 Kumamoto earthquakes in Japan: future perspectives. Ambio, 2018, 47(6): 721-734.
- [7] Yamagishi H, Yamazaki F. Landslides by the 2018 Hokkaido Iburi-Tobu Earthquake on September 6. Landslides, 2018, 15(12): 2521-2524.
- [8] Chen L Q, Wu F Z, Yang W Q, Zhang J. A comparison on ecosystem services before/after "5.12" Wenchuan earthquake. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(5): 271-273.
- [9] Cao C X, Yang B, Xu M, Li X W, Singh R P, Zhao X J, Chen W. Evaluation and analysis of post-seismic restoration of ecological security in Wenchuan using remote sensing and GIS. Geomatics, Natural Hazards and Risk, 2016, 7(6): 1919-1936.
- [10] 戈峰. 现代生态学(第二版). 北京: 科学出版社, 2008: 533-541.
- [11] 王雅飞, 杨敏, 林琦, 李伟, 赵敏, 廖运洪, 喻晓钢, 唐礼贵. 日本山体治理技术在四川灾后植被恢复中的应用. 林业科技开发, 2013, 27(2): 105-108.
- [12] Zhang J D, Hull V, Huang J Y, Yang W, Zhou S Q, Xu W H, Huang Y, Ouyang Z Y, Zhang H M, Liu J G. Natural recovery and restoration in giant panda habitat after the Wenchuan earthquake. Forest Ecology and Management, 2014, 319: 1-9.
- [13] Lin Y M, Deng H J, Du K, Li J, Lin H, Chen C, Fisher L, Wu C Z, Hong T, Zhang G S. Soil quality assessment in different climate zones of China's Wenchuan earthquake affected region. Soil and Tillage Research, 2017, 165: 315-324.
- [14] Sun L Q, Chen J, Li T J. A MODIS-based method for detecting large-scale vegetation disturbance due to natural hazards: a case study of Wenchuan earthquake stricken regions in China. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 2016, 30(8): 2243-2254.
- [15] Xu B, Wang J N, Shi F S, Wu N. Relationships between plant colonization and soil characteristics in the natural recovery of an earthquake-triggered debris flow gully in the Wanglang National Natural Reserve, China. Journal of Mountain Science, 2016, 13(1): 59-68.
- [16] 孙丽文. 5.12 地震后北川不同滑坡治理措施效果研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2016.
- [17] 吴聪, 王金牛, 卢涛, 吴彦, 吴宁. 汶川地震对龙门山地区山地土壤理化性质的影响. 应用与环境生物学报, 2012, 18(6): 911-916.

- [18] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版). 北京: 中国农业出版社, 2008.
- [19] Margalef R. Information theory in ecology. *International Journal of General Systems*, 1958, 3: 36-71.
- [20] Greenberg J H. The measurement of linguistic diversity. *Language*, 1956, 32(1): 109-115.
- [21] Magurran A E. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton: Princeton University Press, 1988.
- [22] Pielou E C. *Ecological Diversity*. New York: Wiley, 1975.
- [23] Liu J, Wu L C, Chen D, Yu Z G, Wei C J. Development of a soil quality index for *Camellia oleifera* forestland yield under three different parent materials in Southern China. *Soil and Tillage Research*, 2018, 176: 45-50.
- [24] 刘守江, 张斌, 杨清伟, 胡翠华, 舒成强. 汶川地震非规范滑坡体上植被的自然恢复能力研究——以彭州银厂沟谢家店子滑坡体为例. *山地学报*, 2010, 28(3): 373-378.
- [25] Cheng S, Yang G, Yu H, Li J Y, Zhang L. Impacts of Wenchuan Earthquake-induced landslides on soil physical properties and tree growth. *Ecological Indicators*, 2012, 15(1): 263-270.
- [26] Qiu S, Xu M, Zheng Y P, Li R Q, Wong M H G, Zhang L Y, Liu L X, Lai C H, Zhang W. Impacts of the Wenchuan earthquake on tree mortality and biomass carbon stock. *Natural Hazards*, 2015, 77(2): 1261-1274.
- [27] Haight J D, Reed S C, Faist A M. Seed bank community and soil texture relationships in a cold desert. *Journal of Arid Environments*, 2019, 164: 46-52.
- [28] 时连俊. 谢家店地震滑坡体植物群落恢复研究[D]. 南充: 西华师范大学, 2016.
- [29] 李晟之. 四川生态建设报告//段晨松, 韩燕, 张远彬. “5·12”汶川地震受损区植被恢复效果的 Meta 分析. 北京: 社会科学文献出版社, 2018: 85-99.
- [30] 王长庭, 王根绪, 刘伟, 王启兰. 施肥梯度对高寒草甸群落结构、功能和土壤质量的影响. *生态学报*, 2013, 33(10): 3103-3113.
- [31] Wang J, Sun G, Shi F, Lu T, Wang Q, Wu Y, Wu N, Oli K P. Runoff and soil loss in a typical subtropical evergreen forest stricken by the Wenchuan earthquake: Their relationships with rainfall, slope inclination, and vegetation cover. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2014, 69(1): 65-74.
- [32] Schuster R L, Highland L M. Overview of the effects of mass wasting on the natural environment. *Environmental and Engineering Geoscience*, 2007, 13(1): 25-44.
- [33] Bienes R, Marques M J, Sastre B, García-Díaz A, Ruiz-Colmenero M. Eleven years after shrub revegetation in semiarid eroded soils. Influence in soil properties. *Geoderma*, 2016, 273: 106-114.
- [34] Ji C J, Yang Y H, Han W X, He Y F, Smith J, Smith P. Climatic and edaphic controls on soil pH in alpine grasslands on the Tibetan plateau, China: a quantitative analysis. *Pedosphere*, 2014, 24(1): 39-44.
- [35] Gruba P, Mulder J. Tree species affect Cation Exchange Capacity (CEC) and cation binding properties of organic matter in acid forest soils. *Science of the Total Environment*, 2015, 511: 655-662.
- [36] 田佳倩, 周志勇, 包彬, 孙建新. 农牧交错区草地利用方式导致的土壤颗粒组分变化及其对土壤碳氮含量的影响. *植物生态学报*, 2008, 32(3): 601-610.
- [37] 段晨松, 韩燕, 张远彬. 不同恢复方式地震受损区的土壤理化性质的 Meta 分析. *山地学报*, 2018, 36(6): 857-866.
- [38] Chen D D, Zhang S H, Dong S K, Wang X T, Du G Z. Effect of land-use on soil nutrients and microbial biomass of an alpine region on the northeastern Tibetan plateau, China. *Land Degradation & Development*, 2010, 21(5): 446-452.
- [39] Wu G L, Liu Z H, Zhang L, Hu T M, Chen J M. Effects of artificial grassland establishment on soil nutrients and carbon properties in a black-soil-type degraded grassland. *Plant and Soil*, 2010, 333(1/2): 469-479.
- [40] 秦纪洪, 武艳镯, 孙辉, 王琴. 彭州市龙门山不同地震裸地次生演替初期土壤酶活性研究. *水土保持研究*, 2013, 20(3): 55-59.
- [41] 骆翔宇, 吴敬陈, 晋雨漪, 王越, 辜彬. 四川省北川县震后边坡土壤状况与植被恢复效果. *水土保持通报*, 2017, 37(1): 274-280.
- [42] Birkás M, Stingli A, Szemök A, Kalmár T, Bottlik L. Soil condition and plant interrelations in dry years. *Cereal Research Communications*, 2008, 36: 15-18.
- [43] Li G Q, Xu G H, Guo K, Du S. Mapping the global potential geographical distribution of black locust (*Robinia Pseudoacacia* L.) using herbarium data and a maximum entropy model. *Forests*, 2014, 5(11): 2773-2792.
- [44] Fu B, Qi Y B, Chang Q R. Impacts of revegetation management modes on soil properties and vegetation ecological restoration in degraded sandy grassland in farming-pastoral ecotone. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 2015, 8(1): 26-34.