

喀斯特高原峡谷区不同恢复模式的土壤生态效应

鲍乾¹, 杨瑞¹, 李万红¹, 聂朝俊², 陆发俊¹

(1. 贵州大学林学院, 贵阳 550025; 2. 贵州省林业厅, 贵阳 550003)

摘要: 通过野外调查和室内试验分析,以荒草地作为对照,选取贵州省西南部喀斯特高原花江峡谷地区6种不同的生态恢复模式作为研究对象,对其林下土壤的理化性质、抗侵蚀特征、渗透性能及其与土壤养分之间的关系进行分析,探讨该地区不同恢复模式对土壤产生的生态效应及作用过程。结果表明:(1)相较于荒草地,不同恢复模式对土壤容重、总孔隙度等物理特性指标和抗冲性系数、抗蚀性指数均有显著的改善作用($p < 0.05$)。其中,不同恢复模式总孔隙度与非毛细管孔隙度均值分别较荒草地提高了2.62%,6.45%;土壤紧实度、容重均值分别较荒草地降低了19.95%,3.98%,趋于稳定的不同恢复模式抗冲性系数均值为荒草地的1.79倍,流失的干土重均值仅为荒草地的45.42%;不同恢复模式趋于稳定的抗蚀指数均值较荒草地高27.53%。(2)不同恢复模式土壤初渗率(2 min)、稳渗率、平均渗率、渗透总量4个指标的均值依次为荒草地的1.6倍,1.0倍,1.2倍和1.3倍;土壤渗透性能的主成分综合评价模型 $Z = 0.9689 \times F_1$ 结果表明不同恢复模式渗透性平均得分(0.186 0)比荒草地(-1.115 8)高,这反映出不同恢复模式渗透性能较好。(3)土壤养分中碱解氮、速效磷、速效钾、有机质与渗透总量、抗冲性系数和抗蚀性指数普遍存在极显著的相关关系($p < 0.01$),土壤抗侵蚀特性和渗透能力与土壤养分关系紧密。综上所述,不同恢复模式对该地区的林下土壤物理性质、土壤抗侵蚀特性和渗透能力有显著的改善作用,而这些生态功能的改善对土壤养分的赋存和流失具有很大关联。

关键词: 不同恢复模式; 喀斯特高原峡谷区; 土壤物理性质; 土壤抗侵蚀特性; 生态效应

中图分类号: S157.1

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2017)03-0154-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2017.03.027

Soil Ecological Effects of Different Restoration Models in the Karst Plateau Gorge Region

BAO Qian¹, YANG Rui¹, LI Wanhong¹, NIE Chaojun², LU Fajun¹

(1. College of Forestry, Guizhou University, Guiyang 550025; 2. Forestry Department of Guizhou Province, Guiyang 550003)

Abstract: To study the soil ecological effects of different restoration models in the karst gorge of the Karst Plateau, six typical ecological restoration models were selected as the research objects to analyze the soil physical-chemical properties, anti-erosion characteristics, infiltration properties, and the relationship between soil nutrients and the above-mentioned properties, taking an abandoned grassland as the control. Field survey, sample collection, and lab analysis were carried out. The results indicated that: (1) Compared with the abandoned grassland, the restoration models significantly improved soil physical properties such as bulk density, and total porosity, as well as anti-scourability coefficient and anti-erodibility index ($p < 0.05$). The mean value of total porosity and non-capillary porosity was increased by 2.62% and 6.45% by different restoration models, respectively. And the mean value of soil compactness and bulk density was decreased by 19.95% and 3.98%, respectively. The mean value of anti-scourability coefficient of different restoration models was 1.79 times of that of the abandoned grassland, the average dry soil loss was only 45.42% of that of the abandoned grassland, and the average value of anti-erodibility index was 27.53% higher than that of the abandoned grassland. (2) Infiltration experiments showed that the average initial infiltration rate (2 min), stable infiltration rate, average infiltration rate, and total infiltration of the six restoration models was 1.6, 1.0, 1.2, and 1.3 times of that of the abandoned grassland, respectively. Comprehensive evaluation model of soil permeability based on principal component analysis ($Z = 0.9689 \times F_1$) showed that the aver-

收稿日期: 2016-12-28

资助项目: 贵州省科技重大专项(黔科合JZ字[2014]200211); 贵州省社发攻关项目(黔科合SY字[2013]3165号); 黔科合重大专项(字[2016]3022号)

第一作者: 鲍乾(1992—), 男, 硕士研究生, 主要从事林业生态与可持续发展研究。E-mail: 1505523145@qq.com

通信作者: 杨瑞(1979—), 男, 副教授, 主要从事森林经营与森林生态研究。E-mail: yr553017@163.com

age soil permeability score of the restoration models (0.186 0) was higher than that of the abandoned grassland (-1.115 8), indicating that the permeability of the ecological restoration models was stronger than that of the abandoned grassland. (3) Correlation analysis showed that there was a highly significant correlation ($p < 0.01$) between available nitrogen, available phosphorus, available potassium, organic matter and total infiltration, the anti-scourability coefficient, anti-erodibility index, respectively. Soil anti-erosion characteristics and infiltration ability had important effects on soil nutrients. In conclusion, compared with the abandoned grassland, the restoration models significantly improved soil physical properties, anti-erosion characteristics, and infiltration properties, which had a great connection with the occurrence and loss of soil nutrient.

Keywords: different restoration models; the karst plateau gorge region; soil physical properties; anti-erosion characteristics; ecological effect

贵州西南的高原地区地处我国西南喀斯特生态脆弱带,该区地表裸露、生态脆弱,不合理的土地利用造成了水土流失,土地生产力下降等制约当地经济发展的石漠化问题^[1]。为制定符合该地区生态环境的石漠化治理对策,研究人员通过石漠化综合治理工程,建立了鸭池、红枫湖、花江喀斯特石漠化综合治理区^[2]。水土保持生态经济型植被恢复模式是依据当地自然经济条件,选择的既能发挥植物的生态功能又能生产经济产品,从而达到生态治理与经济发展并举的植物类型^[3]。为达到石漠化治理的可持续发展,研究人员根据花江喀斯特石漠化综合治理区所处的峡谷环境、地形特征筛选了几种适应于当地生态环境条件的生态经济型植物来进行石漠化的治理^[4]。水土流失是石漠化过程中的关键环节,土地生产力下降是石漠化治理的重要内容;因而,对石漠化治理过程中恢复治理模式是否具有改善土壤结构,减缓水土流失等土壤生态作用的研究具有重要意义^[5]。

对于喀斯特区土壤的研究中,宋同清等^[6]以土壤物理性质、土壤矿质特征、土壤微生物性状作为研究内容对喀斯特洼地土壤进行了研究,发现林地恢复模式显著的提高了矿质养分含量与微生物种群数量。任伟等^[7]研究认为喀斯特区植被恢复的动态过程中,土壤水分状况应该作为喀斯特区土壤生态研究的重要内容。唐成等^[8]、陈洪云等^[9]在研究喀斯特石漠化治理过程中恢复模式的土壤生态作用时,认为土壤养分特征、土壤抗侵蚀特征应作为反映土壤生态作用的重要指标。王佩将等^[10]、李会等^[11]则对喀斯特区不同恢复植被的土壤抗侵蚀性能进行了研究,结果表明荒草地和坡耕地的土壤抗蚀性显著低于植被恢复的林灌木阶段;秦华军等^[12]对喀斯特区经济型恢复模式的土壤水分中的渗透性进行了研究,发现林地经济恢复模式能够较对照的草地显著的提高土壤的渗透性能。土壤养分是土壤肥力的重要组分,在人为干预和自然循环的过程中对生境发挥着重要的生态功能,是植物生长的基础和植被恢复的关键^[13]。李昌兰

等^[14]发现喀斯特二元的水文结构使得土壤养分不仅随表层土壤与径流而流失,还会淋溶在土壤水中随地下暗流系统流失。因此,在喀斯特区土壤生态的研究中需要着重考虑土壤养分与土壤水分运动的关系^[15]。西南喀斯特高原峡谷区水土流失严重,经济发展滞后,生态经济型恢复模式是该区域发展农业的重要方式,对区域的土地生产力恢复,石漠化治理,区域可持续发展具有重大影响^[16]。然而,有关结合土壤物理因子、土壤抗侵蚀特性、土壤渗透特征及养分特征,从水分运动与土壤养分恢复方面对植被恢复模式发挥土壤生态效应作用机制方面的研究较少。本研究以荒草地为对照,选择贵州省花江石漠化综合治理区中6种典型的生态经济型恢复模式作为研究对象,研究了其林下土壤物理特性、抗冲抗蚀性和渗透性能,及其与土壤养分的关系,探讨了不同恢复模式对土壤改良的作用,为喀斯特石漠化综合治理中植被恢复模式的运用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验地点位于黔西南花江喀斯特石漠化综合治理示范区,属于我国西南典型的喀斯特高原峡谷地貌。该地区主要分布在安顺市贞丰县与关岭县交接处的花江峡谷两岸,地理位置处于东经105°36'30"—105°46'30",北纬25°39'13"—25°41'00"。研究区属于典型的喀斯特高原峡谷地貌,峡谷两岸地表破碎,岩石裸露,植被稀疏,喀斯特分布面积为88.07%,海拔处于600~1 200 m,相对高差达600 m。峡谷两岸裸露的岩石以碳酸盐岩为主,为典型的岩溶峰丛类型。区内气候为半亚热带季风湿润气候,冬春温暖干旱,夏秋湿热,年均温18.4℃,年均极端最高气温为32.4℃,年均极端最低气温为6.6℃,年总积温达6 542.9℃,年均降雨量1 100 mm,且时空分布不均,降水主要分布在5—10月,占全年总降水量的83%;河谷低地地区冬季受花江暖湿气流影响,气温较高,以致终年无霜。该区土壤以石灰岩、泥灰岩为成土母质的石灰土为主,生长的植物主要有顶

坛花椒、仙人掌、核桃、金银花、香椿、构树、朴树、余甘子、小叶榕、砂仁等。

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集 2015 年 8—10 月在贵州省花江喀斯特高原峡谷石漠化综合治理示范区,以荒草地(自然演替)为对照,选择种植有花椒纯林、金银花纯林、构树纯林、火龙果纯林、砂仁纯林、金银花—花椒混交林 6 种该区域典型的生态治理模式,各模式种植前均为荒草地,种植时间为 2011—2013 年。在峡谷区相同坡位且临近的不同典型模式中设置样地,调查土壤类型、坡度、盖度、枯落物厚度、利用历史、群落特征和管理措施等样地基本情况(表 1)。在每种模式

中选择 3 块样地作为野外重复,在每块样地中布设 3 个 5 m×20 m 的样方,每一样方中从左到右按“S”形法选取 5 个样点。土壤物理性质土样在每个样点的 0—20 cm 内使用 200 cm³ 环刀取样,抗冲性试验土样在每个样点的 0—20 cm 内用长、宽、高为 15 cm×8 cm×7 cm 的取样器取样。为研究土壤下层的渗漏特征,渗透性土样使用 200 cm³ 环刀在每个样点上按 0—10,10—20,20—30 cm 分 3 层采样;土壤养分和抗蚀性土样在每个样点的 0—20 cm 内,用取样袋取 500 g 土样带回实验室。用于测定土壤物理性质、抗冲性、渗透性的土样带回后用水浸泡,用于测定土壤养分和抗蚀性的土样自然风干。

表 1 各样地基本信息

类型	土壤 类型	坡向/ 坡度(°)	海拔/ m	坡位	盖度/ %	枯落物 厚度/cm	利用 历史	群落 特征	管理 措施
花椒	石灰土	东北/31	625	坡中部	25	<0.5	荒地,2012 年种植	以花椒为主,伴生草本植物有狗尾草、苣荬草等	种植密度为 2 m×2 m,未施肥,无翻耕
火龙果	石灰土	东北/29	623	坡中部	15	<0.2	荒地,2011 年种植	火龙果为主,伴有狗尾草、看麦娘等	种植密度为 4 m×2 m,覆盖有枯萎杂草,每年 1 次,无翻耕
金银花	石灰土	东北/33	631	坡中部	70	<0.4	荒地,2011 年种植	金银花匍匐生长,其他植物鲜见	密植,未施肥,无翻耕
混交林	石灰土	东北/34	627	坡中部	78	<1.2		花椒与金银花混交,伴有苣荬草等	花椒种植密度为 2 m×2 m,金银花密植,未施肥,无翻耕
砂仁	石灰土	东北/37	629	坡中部	82	<0.1	荒地,2012 年种植	主要为砂仁,其他植物鲜见	密植,未施肥,无翻耕
构树	石灰土	东北/37	623	坡中部	62	<1.2		构树为主,伴有苣荬草、狗尾草等	种植密度为 5 m×5 m,未施肥,无翻耕
荒草地	石灰土	东北/36	626	坡中部	70	<0.2	2011 年撂荒至今	以马唐、竹叶草、狗尾草、苣荬草等为主	未施肥,无翻耕

1.2.2 测定方法

(1)土壤物理因子测定:采用环刀法(LY/T1210—1275—1999)测定。用 200 cm³ 环刀在平底盆吸水 12 h 后晾干,测定容重与孔隙度指标。

(2)土壤抗冲性测定:采用蒋定生设计的原状土冲刷水槽法测定^[17]。用长、宽、高为 15 cm×8 cm×7 cm 的取样器取土样,吸水 12 h 后放干重力水并统一设置坡度为 30°,采用年平均降水量换算的 2 L/min 的水流速度进行冲刷,冲刷时间为 10 min,每隔 1 min 用纱布网过滤取土。抗冲性系数计算公式为: $C=(Q \cdot t)/W$ 。式中: C 为土壤抗冲系数(L·min/g); Q 为每冲走 1 g 干土所需的水量(L); t 为时间(min); W 为冲走的干土重(g)。

(3)土壤抗蚀性测定:采用静水崩解法测定^[18]。用 7 mm 与 10 mm 土壤筛层叠过滤出需要土粒,每个样地取 50 颗,放置在 5 mm 的土壤筛中并置于平板上开始缓慢加水,水从筛网下进入,直到淹没土粒。浸水试验时间为 10 min,每隔 1 min 记录崩解的土粒数,以土粒开始产生裂缝而分散为记录标准。抗蚀性指数=(总土粒—崩解土粒数)/土粒总数。

(4)土壤渗透性测定:采用双环环刀法测定^[19]。本研究取前 2 min 为初始渗透速率时间段,稳定渗透

速率为单位时间内的渗透量趋于稳定时的渗透速率, $\text{平均渗透速率}=\text{达稳渗时的渗透总量}/\text{达稳渗时的时间}$,因预试验时,前 60 min 内已到达渗透稳定状态,故渗透总量取前 60 min 内的渗透水量。

(5)土壤养分测定:碱解氮采用碱解扩散法测定;有效磷采用碳酸氢钠浸提,钼锑抗比色法测定;速效钾采用中性乙酸铵提取,火焰光度计法测定;有机质采用浓硫酸—重铬酸钾外加加热法测定^[20]。

1.2.3 数据处理与方法 本试验采用 Excel 2007、SPSS 19、SigmaPlot 12.5 软件对数据进行分析处理。显著性分析采用 LSD 方法($\alpha=0.05$),相关分析采用 Pearson 法研究土壤抗侵蚀特性、渗透性与土壤养分的关系,数据检验过程中对于偏离程度较大的数据进行部分剔除,表中数据为平均值±标准误。

2 结果与分析

2.1 不同恢复模式土壤物理性质与抗侵蚀特性

由表 2 可知,不同恢复模式的林下土壤紧实度、容重、非毛管孔隙度以及总孔隙度存在不同程度的显著差异($p<0.05$)。火龙果林地土壤容重(0.99 g/cm³)和紧实度(0.95 N/cm³)最小,总孔隙度(61.28%)以及非毛管孔隙度(12.32%)都显著高于其他恢复模式,这可能是由于其他林地土壤表层覆盖有枯草,从而改

善了其土壤温湿条件,水土运动过程,促进了土壤结构的改善。砂仁林地中土壤容重(1.35 g/cm^3)和紧实度(2.82 N/cm^3)显著高于其他类型,总孔隙度(49.40%)最小,主要是砂仁为常绿阔叶林,林下较为阴凉干燥,枯落物与其他伴生植物都少,因而土壤质地较差。土壤非毛管孔隙中,最小的则为花椒林地(5.58%),且显著低于其他类型。土壤抗侵蚀指标显示,不同模式间的土壤抗冲性系数与抗蚀性指数也存在不同程度的显著差异($p<0.05$)。金银花林地土壤抗冲性系数最大($1.39\text{ L}\cdot\text{min/g}$),且显著高于其他类型;荒草地($0.28\text{ L}\cdot\text{min/g}$)最小,火龙果($0.32\text{ L}\cdot\text{min/g}$)次之,两者显著低于其他类型。土壤抗蚀性指数中枸树林地(37.25%)最高,花椒林地(16.33%)最小。这可能是由于金银花为落叶匍匐植

物,与地表接触紧密且根系发达,地表覆盖率也高等因素使其抗侵蚀性能较好;枸树冠幅较宽,叶面积较大,落叶硬度较高,因而其林地中枯落物厚度最高,对表层土的风化和结构破坏起到了保护作用。

分析中还发现,土壤紧实度和容重较小的模式土壤抗冲性系数和抗蚀性系数都较大,而土壤紧实度和容重最小的火龙果林地在抗冲性系数和抗蚀性指标上都较低,原因可能为火龙果园地虽覆盖有枯草以改善土壤物理性质,但植物自身对土壤的影响则较小,不能提高土壤抗侵蚀性能。但 6 种恢复模式的抗冲性系数、抗蚀性指数、非毛管孔隙度与总孔隙度均值分别较荒草地提高了 186.31% , 27.53% , 6.45% , 2.62% ;土壤紧实度、容重分别较荒草地降低了 19.95% , 3.98% 。

表 2 不同恢复模式的土壤物理因子及抗侵蚀指标

类型	抗冲性系数/ ($\text{L}\cdot\text{min}\cdot\text{g}^{-1}$)	抗蚀性指数/ %	紧实度/ ($\text{N}\cdot\text{cm}^{-3}$)	容重/ ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	非毛管 孔隙度/%	总孔隙度/ %
花椒	$0.43\pm0.01\text{e}$	$16.33\pm3.18\text{d}$	$2.47\pm0.03\text{b}$	$1.09\pm0.02\text{bc}$	$7.58\pm0.34\text{e}$	$57.98\pm0.72\text{bc}$
枸树	$1.11\pm0.02\text{b}$	$35.00\pm2.04\text{ab}$	$1.86\pm0.06\text{d}$	$1.01\pm0.03\text{c}$	$11.09\pm0.75\text{ab}$	$60.62\pm0.95\text{ab}$
砂仁	$0.61\pm0.02\text{d}$	$20.50\pm3.40\text{c}$	$2.82\pm0.06\text{a}$	$1.35\pm0.03\text{a}$	$9.69\pm0.74\text{d}$	$49.40\pm0.93\text{d}$
金银花	$1.39\pm0.03\text{a}$	$33.00\pm2.67\text{b}$	$2.06\pm0.07\text{c}$	$1.02\pm0.04\text{c}$	$10.28\pm0.77\text{bc}$	$60.29\pm0.63\text{ab}$
火龙果	$0.32\pm0.01\text{f}$	$26.25\pm3.21\text{bc}$	$0.95\pm0.11\text{e}$	$0.99\pm0.03\text{c}$	$12.32\pm0.56\text{a}$	$61.28\pm0.84\text{a}$
混交林	$0.95\pm0.06\text{c}$	$37.25\pm3.21\text{a}$	$2.04\pm0.08\text{c}$	$1.05\pm0.02\text{c}$	$10.74\pm0.35\text{b}$	$59.30\pm0.79\text{b}$
荒草地	$0.28\pm0.01\text{f}$	$22.00\pm2.91\text{c}$	$2.54\pm0.04\text{b}$	$1.13\pm0.04\text{b}$	$9.66\pm0.60\text{d}$	$56.66\pm0.56\text{c}$

注:同列中不同的小写字母表示各类型间的差异显著性(5%水平)。下同。

2.2 不同恢复模式土壤抗冲性变化特征

对不同模式样地的土壤冲刷过程进行模拟,探究土壤抗冲性特征(图 1)。在第 1 min 内所有经济型模式的径流含沙量都达到最大,其中径流含沙量最大的为荒草地(7.25 g/L),最小为枸树林地(2.17 g/L)。到第 2 min,降幅最大的为金银花(63%),最小的为荒草地(24%)。从第 3 min 开始,各类型的径流含沙量开始趋向稳定,到第 4 min 时则达到稳定水平,降幅最大的为金银花林地(73%),其次为混交林林地(72%),最小的为花椒林地(48%)。从第 4 min 起,在 2 L/min 的流速下除荒草地外,其余各模式泥沙流失量都处于稳定的水平状态。从整个模拟试验过程中的径流泥沙量来看,金银花、混交林、枸树林地中泥沙流失都较少,荒草地和火龙果流失泥沙较多。与径流含沙量相对应,绘制抗冲性系

数图(图 1)。同时,对各模式抗冲试验过程进行线性拟合,发现二项式拟合最优,最适宜表现土壤径流泥沙流失的动态过程(表 3)。抗冲性系数图表明,随着时间的增加,各类型土壤抗冲性系数逐渐增大,金银花林地增长速率最快,而荒草地、火龙果、花椒、砂仁林则变化幅度较小,且它们之间差异也较小。另一方面,随着冲刷时间的延长,各模式抗冲性系数趋于了稳定,但 6 种恢复模式的均值为荒草地的 1.79 倍。

从 10 min 内冲刷流失的泥沙干重总量来看,金银花林、枸树林、混交林地中流失的土壤干泥沙总量显著低于其他各类型($p<0.05$)。金银花林地在 2 L/min 的流速下流失干泥沙总量最少,10 min 共流失 14.42 g ;枸树林地(18.08 g)次之,而荒草地(71.32 g)最多。

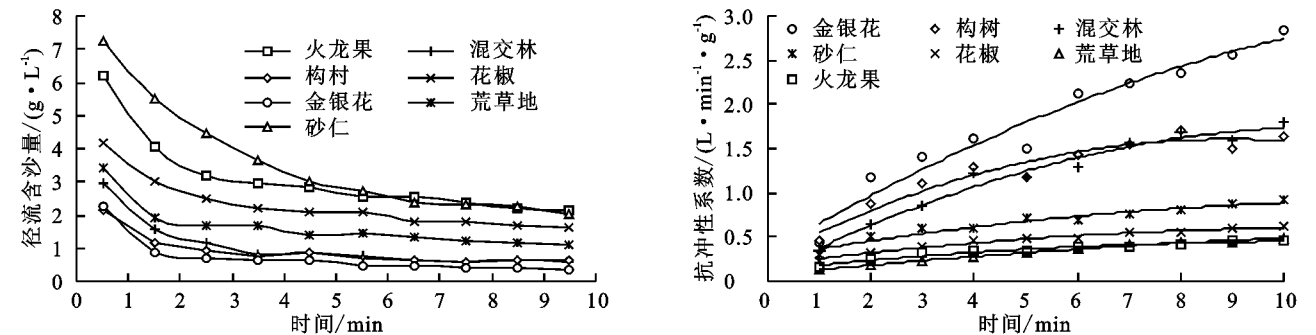


图 1 不同恢复模式土壤抗冲性变化过程

表 3 土壤泥沙流失过程拟合曲线

类型	冲刷泥沙干重/g	抗冲性系数与时间关系	F 值	P 值	校正 R ²	样点数
砂仁	32.73±0.91d	$y=0.07x^2-1.18x+6.89$	14.04	0	0.77	21
火龙果	62.07±1.75b	$y=0.15x^2-2.26x+13.06$	25.81	0	0.85	21
混交林	21.07±1.27e	$y=0.10x^2-1.44x+6.32$	25.17	0	0.84	21
构树	18.08±1.38ef	$y=0.06x^2-0.93x+4.49$	16.32	0	0.77	21
花椒	45.98±1.22c	$y=0.09x^2-1.41x+9.01$	45.57	0	0.91	21
金银花	14.42±1.23f	$y=0.07x^2-1.06x+4.53$	11.05	0	0.69	21
荒草地	71.32±1.83a	$y=0.18x^2-2.96x+16.66$	236.66	0	0.98	21

2.3 不同恢复模式土壤抗蚀性变化特征

在相同的粒径和浸水深度下,不同恢复模式的土壤抗蚀性指数随时间表现出了不同的变化特点(图 2)。在第 1 min,各模式的土粒迅速崩解,成为整个试验中崩解数量最多的阶段,本阶段中荒草地崩解数最多,金银花崩解数最少。到第 7 min 时,土粒崩解数趋于稳定,处于 0~2 之间。从图 2 可以看出,混交林、金银花、构树林地中土壤抗蚀性指数在整个试验过程中较高,土粒在浸水作用下裂解和分散较少。

从图 2 可以看出,在第 1 min 内荒草地土粒迅速崩解,到第 2 min 抗蚀性指数从 66%降到 38.67%,在第 4 min 时,抗蚀性指数逐渐趋于稳定,但到第 8 min 时则降到了22%的稳定水平。6 种经济型恢复模式中,除砂仁在第 4~5 min 内降到了比荒草地更低的水平,并

一直处于各类型的最低水平外,其他模式均较荒地高。随着土粒浸水时间的增加,到第 10 min 时,各类型的土壤抗蚀性指数虽逐步降低,但最终趋于了稳定状态,处于 20%~40%的变化区间。从第 10 min 的稳定抗蚀指数来看,各类型顺序为混交林>构树>金银花>火龙果>荒草地>砂仁>花椒,且 6 种恢复模式均值较荒地高 27.53%。混交林抗蚀性指数较高,这可能是由于花椒与金银花混交提高了林地的盖度与土壤根系的分布密度而产生的改善作用。花椒林地抗蚀性较荒地差,主要是由于花椒在种植多年后由于其根系分泌物的积累,部分花椒树出现了病死现象,林地中部分土壤开始暴露在太阳下,土壤团粒结构因而可能发生了改变,土壤也由此开始出现了退化。

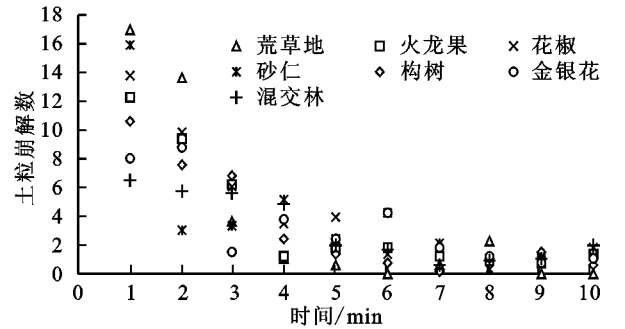
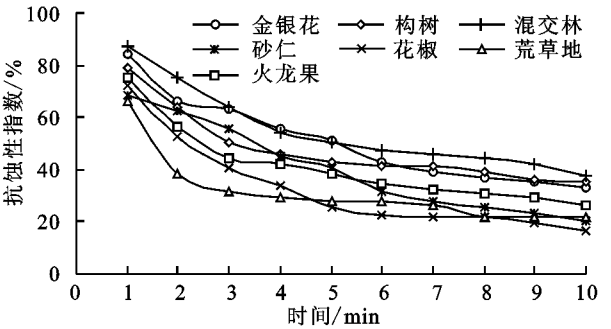


图 2 不同恢复模式土壤抗蚀性变化过程

2.4 不同恢复模式土壤渗透性差异特征

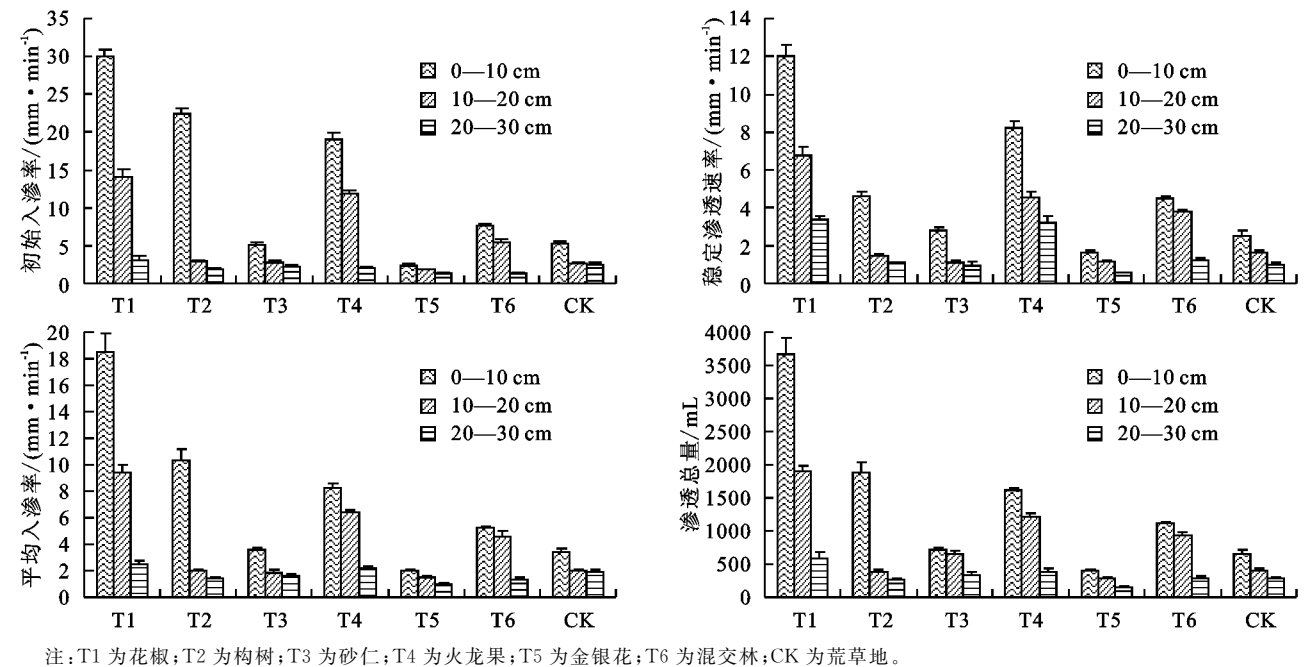
采用土壤初始入渗速率(2 min)、稳定渗透速率、平均渗透速率、渗透总量 4 个指标对不同恢复模式的土壤渗透性能进行研究。

从图 3 中可以看出,4 个渗透性指标在土层深度和模式之间都存在较大差异,具体表现为各渗透性指标值均随土层深度增加而降低,不同模式各指标在同一土层深度内也存在较大差异。以 0—10 cm 层为例,各模式初始入渗速率($F=29.29, F_{0.05}=2.79$)、稳定渗透速率($F=3.98, F_{0.05}=2.79$)、平均渗透速率($F=5.50, F_{0.05}=2.79$)、渗透总量($F=5.28, F_{0.05}=2.79$)经方差分析可得出差异显著的结果。从 0—30 cm 土壤各指标均值来看,初始入渗速率、平均渗透速率、渗透总量表现为相同排序:花椒林地>火龙果林地>构树林地>混交林地>砂仁林



地>荒草地>金银花林地;而稳定渗透速率表现为混交林地(3.16 mm/min)最高,砂仁林地(1.63 mm/min)最低;其次,6 种恢复模式初始入渗速率、稳定渗透速率、平均渗透速率、渗透总量 4 个指标的均值分别为荒草地的 1.6 倍、1.0 倍、1.2 倍和 1.3 倍,这说明不同恢复模式相较于对照的荒草地具有更好的土壤渗透性能。

为综合比较不同模式的土壤渗透性能差异,以土壤初始入渗速率(X_1)、稳定渗透速率(X_2)、平均渗透速率(X_3)、渗透总量(X_4)为评定指标进行主成分分析(表 4)。分析表明,第 1 主成分方差累计贡献率达到 96.89%,几乎解释了整个总方差,信息量损失很小。因子负荷量表明,第 1 主成分所有变量均为正且各载荷量差异较小,但以前 60 min 内的渗透总量最大(0.994),可以用以表征渗透能力总的度量。



注: T1 为花椒; T2 为构树; T3 为砂仁; T4 为火龙果; T5 为金银花; T6 为混交林; CK 为荒草地。

图 3 不同恢复模式土壤渗透性特征

根据因子载荷量和特征值的平方根计算出其主成分函数表达式为 $F_1 = 0.4976X_1 + 0.4939X_2 + 0.5046X_3 + 0.5037X_4$ (X_i 为各指标标准化数据)。最后, 得出综合主成分值 $Z = r_1 \times F_1 = 0.9689 \times F_1 = 0.4647X_1 + 0.4785X_2 + 0.4889X_3 + 0.4880X_4$ (r_1 是主成分 $P1$ 的主成分贡献率; X_i 为各指标标准化数据)。根据综合主成分值(渗透能力)方程计算各类型模式的渗透性能得分, 并进行得分排序(表 5)。由表 5 可知, 不同土层厚度与模式间的渗透性能都表现出较大差异, 表层土壤的渗透性能得分都高于下层土壤, 各模式 3 个土层渗透性能的平均得分排序为花椒林地>构树林地>火龙果林地>混交林地>砂仁林地>荒草地>金银花林地。除金银花(−1.225 9)低

于荒草地(−0.560 6)外, 各恢复型模式都高于荒草地。其次, 6 种恢复模式渗透性平均得分(0.186 0)比荒草地(−1.115 8)高, 表明恢复模式渗透性能较荒草地强。

表 4 各经济型模式土壤渗透性主成分分析				
参数	主成分			
	P1	P2	P3	P4
X_1	0.980	−0.142	0.141	0.011
X_2	0.972	0.226	0.056	−0.003
X_3	0.992	−0.057	−0.078	−0.059
X_4	0.994	−0.024	−0.116	0.052
特征值	3.876	0.075	0.043	0.006
贡献率/%	96.894	1.881	1.066	0.158
累计贡献率/%	96.894	98.775	99.842	100.000

表 5 各不同恢复模式土壤渗透性能得分排序								
植物类型	0—10 cm 土层		10—20 cm 土层		20—30 cm 土层		平均得分	总排序
	得分	排序	得分	排序	得分	排序		
荒草地	−0.5606	6	−1.2136	4	−1.5732	6	−1.1158	6
花椒	6.3932	1	2.2099	1	0.2571	1	2.9534	1
构树	2.4520	2	−1.2357	5	−1.5015	5	−0.0951	3
砂仁	−0.4622	5	−1.3548	6	−1.2120	3	−1.0097	5
火龙果	2.4478	3	0.9078	2	−0.0487	2	1.1023	2
金银花	−1.2259	7	−1.4687	7	−1.7233	7	−1.4726	7
混交林	0.4294	4	−0.0244	3	−1.4923	4	−0.3624	4

2.5 土壤抗侵蚀性、渗透性与土壤养分关系研究

为研究不同模式水土流失与土壤养分的关系, 本研究将植物能够有效利用的碱解氮、速效磷、速效钾以及分解产生三者的有机质与反映土壤抗侵蚀能力的抗冲性系数、抗蚀性指数和主成分分析中发现能够反映渗透能力总的度量的总渗透量进行了相关分析(表 6)。结果

表明, 土壤有机质与土壤渗透总量($r=0.981, p=0.00$)和土壤抗冲性系数($r=0.832, p=0.00$)呈极显著正相关, 与土壤抗蚀性指数($r=0.534, p=0.02$)呈显著正相关; 碱解氮、速效磷分别与渗透总量、抗冲性系数和抗蚀性指数均呈极显著正相关; 速效钾与渗透总量不存在显著关系($r=0.378, p=0.09$), 但与土壤抗冲性系

数、抗蚀性指数呈极显著正相关。

表 6 土壤养分与抗侵蚀性、渗透性相关关系矩阵

土壤养分	渗透总量	抗冲性系数	抗蚀性指数
有机质	0.981**	0.832**	0.534*
碱解氮	0.816**	0.953**	0.669**
速效磷	0.733**	0.930**	0.645**
速效钾	0.378	0.613**	0.674**

注: * 表示显著相关($p < 0.05$); ** 表示极显著相关($p < 0.01$)。

3 讨论

在贵州西南部的典型喀斯特高原峡谷区,石漠化是该地区最严重的生态环境问题^[21]。水土流失是石漠化形成的主要原因,而人为因素所造成的植被破坏则是水土流失最直接的原因^[22]。开展人工植被恢复措施能够促进植被恢复,遏制水土流失,减缓石漠化的进程^[23-24]。本研究表明,相较于荒草地,种植花椒—金银花混交林、火龙果、构树、金银花等恢复模式使土壤容重减小,紧实度有所降低,土壤孔隙度有所提高,显著的改善了土壤的物理特性。分析其原因,可能为恢复模式的种植增加了土壤的枯落物数量、盖度和根系密度,通过植物与土壤形成的互作机制促进了土壤物理结构的改善,从而为植被恢复的多样性目标提供了有利条件^[25]。

土壤抗蚀性是评价水土流失可能性的重要指标,也直接影响到了土壤抗冲性能^[26]。土壤抗蚀性指数高,表明在雨水淋湿和浸泡过程中,土粒不易分散和崩解,从而不会被径流带走^[11]。浸水试验结果显示,除花椒林地外,各恢复模式在抗蚀性指数在达到稳定后都普遍高于对照的荒草地;6 种恢复模式抗蚀性指数均值较荒草地高了 27.53%,说明其多数模式的土粒在水中不易崩散,具有较强的抗侵蚀能力,能够改善荒草地的抗蚀状况,这与王佩将等^[10]、白秀梅等^[27]的研究结果相一致。另一方面,各模式抗蚀性指数比赵洋毅等^[18]对云南不同植被的研究较高。分析其原因,可能是恢复模式的种植增多了土壤团聚体,降低了土壤结构破坏率^[28]。从抗蚀性过程来看,荒草地中土粒在前 2 min 内迅速崩解,抗蚀性指数迅速下降,说明在降雨时节,荒草地中会形成潜在的流失土壤,地表一旦形成径流,土壤就会快速流失;恢复模式在 4 min 后逐渐达到较高的稳定水平,表明间歇性小雨对其林下土壤的崩解影响有限。

土壤抗冲性反映了土壤抵抗径流的机械破坏和搬运作用的能力,是衡量土壤抗侵蚀能力的重要指标^[18]。抗冲性系数越大,表明单位时间内径流带走的泥沙越小,该类用地中土壤抵抗径流分离和搬运的作用就越强。本研究中,各模式第 1 min 内土壤崩解的颗粒最多,径流含沙量最大,抗冲性系数也最小;抗冲系数和抗蚀指数在第 4 min 时均趋于稳定,到第 10 min 时,崩解的土壤颗粒最少,径流含沙量也最小,表明在整个试验过程中,土壤抗冲性和抗蚀性特征一致的反映出了土壤的

抗侵蚀能力^[29-30]。另一方面,相较于荒草地,本研究中恢复模式趋于稳定的土壤抗冲性系数为其 1.79 倍,经济型恢复模式的种植提高了该区的土壤抗侵蚀能力,这与李会等^[11]、何淑勤等^[26]的研究结论相一致。抗侵蚀特征指标表明,恢复模式土壤较高的土壤抗蚀性指数和抗冲性系数能够有效地减弱因土粒分解所带来的土壤流失,从而达到固持土壤的作用。

土壤渗透性是反映土壤水分运动,评价土壤水分调节能力的重要指标。土壤渗透能力决定了降雨过程中的水分再分配,从而对地表径流和地下产流产生影响。为综合比较不同模式的土壤渗透性能差异,李建兴等^[12]、秦华军等^[19]都以土壤初始入渗速率(X_1)、稳定渗透速率(X_2)、平均渗透速率(X_3)、渗透总量(X_4)为评定指标进行了主成分分析,用综合主成分得分值来综合评价土壤渗透性能。本研究运用相同方法对各模式土壤渗透性进行研究,表土层渗透性能优于下层,这与赵洋毅等^[31]研究结论一致。本研究中,6 种恢复模式的综合渗透性平均得分(0.186 0)比荒草地(-1.115 8)高,渗透性能较荒草地好;这可能是因为恢复模式的种植增加了林地凋落物的回落,促使有机质增多($r = 0.460$, $p < 0.05$),从而加速了土壤养分熟化和形成,土壤的物理性质得以改善,从而提高了渗透性能^[32]。在喀斯特石漠化地区,由于地下(孔)裂隙的存在,促使渗透到地下土层的水能够通过地下暗流系统流走^[33]。在这个过程中,土壤养分淋溶在水流中并通过非毛管孔隙以及地下(孔)裂隙流失,造成了土壤养分的流失和地力贫瘠^[14]。本研究中 0—10 cm 层 6 种恢复模式的土壤渗透性优于荒草地,而 20—30 cm 层 6 种恢复模式各指标与荒草地差异不大。这说明恢复模式对土壤渗透性能的改善作用集中在表层土壤,在下雨时,雨水能够较多、较快的渗入表层土壤^[12],而在 20—30 cm 层土壤中恢复模式植物根系分布密集,穿插于土壤孔隙和岩石孔裂隙中^[34],因而相较荒草地不会产生更多地下细流,相对减弱了土壤水量的流失。

在植物与土壤发生作用的过程中,土壤表层环境与土层内部理化性质均会发生改变,从而对反映水土运动状况的土壤抗冲性、土壤抗蚀性和渗透性指标产生影响^[31,35]。相关性分析发现,可以供植物利用的碱解氮、速效磷、速效钾以及分解产生三者的有机质与反映土壤抗侵蚀能力的抗冲性系数、抗蚀性指数和反映渗透能力总的度量的总渗透量普遍存在极显著的正相关。综上,本研究认为种植经济型恢复模式能够使地表枯落物、伴生植物、植被盖度等有所增加,使土壤的理化性质得到改善,继而提高土壤的抗冲性、抗蚀性和渗透性性能。恢复模式林下土壤物理性质,

抗冲性和抗蚀性能普遍优于荒草地,其表层土壤不易流失,有利于赋存在表土的养分得到有效蓄存;表层土壤渗透性能优于荒草地,而与岩缝裂隙接触的下层土壤与荒草地差异不大,从而有利于减少淋溶在土壤水分中的养分流失。因此,赋存在表层土壤以及淋溶在地表径流和地下细流的有效养分的流失得到了有效控制,从而促进了土地的生产力的缓慢恢复,表现出了良好的土壤生态改良作用。

4 结论

(1)土壤物理性质指标表明,相对于荒草地,6种恢复模式的非毛管孔隙度与总孔隙度均值分别较荒草地提高了6.45%,2.62%;土壤紧实度、容重分别较荒草地降低了19.95%,3.98%。方差分析表明,恢复模式对土壤容重、孔隙度等物理性质指标均有显著的改善作用。

(2)抗冲性试验中,趋于稳定的不同恢复模式抗冲性系数均值为荒草地的1.79倍,而流失的干土重均值仅为荒草地的45.42%。抗蚀性试验中,土粒崩解数趋于稳定时,各模式的土壤抗蚀性指数降低至了20%~40%的变化区间,不同恢复模式的抗蚀性指数均值较荒草地高27.53%。

(3)渗透试验表明,6种恢复模式0—30 cm间的土壤初渗率、稳渗率、平均渗率、渗透总量均值依次为荒草地的1.6倍、1.0倍、1.2倍和1.3倍。土壤渗透性能的综合评价模型 $Z=0.9689 \times F_1$ 表明,除金银花综合主成分值低于荒草地外,各种恢复模式都高于荒草地;且6种恢复模式渗透性平均得分比荒草地高,表明不同恢复模式渗透性能较荒草地强。

(4)相关性分析表明,土壤有机质与土壤渗透总量和土壤抗冲性呈极显著正相关,与土壤抗蚀性呈极显著正相关;碱解氮、速效磷与渗透总量、抗冲性系数和抗蚀性指数均呈极显著正相关;速效钾与渗透总量不存在显著关系,但与土壤抗冲性系数、抗蚀性指数呈极显著正相关。

(5)研究还表明,种植不同经济型恢复模式显著的改善了土壤生态效用,但不同恢复模式间也存在着差异。火龙果、金银花、构树林地土壤物理特性改善作用普遍优于混交林、砂仁林和花椒林,而混交林、金银花、构树林地土壤抗侵蚀能力则普遍优于火龙果、砂仁林和花椒林。综合分析后,本研究认为金银花、构树是该区域发挥土壤生态效应较优的恢复模式,应在本研究区得到重视和推广利用。

参考文献:

[1] 张信宝,王世杰,曹建华,等.西南喀斯特山地水土流失特点及有关石漠化的几个科学问题[J].中国岩溶,2010,29(3):274-279.

[2] 熊康宁,李晋,龙明忠.典型喀斯特石漠化治理区水土流失特征与关键问题[J].地理学报,2012,67(7):878-888.

[3] 杨宁,彭晚霞,邹冬生,等.贵州喀斯特土石山区水土保持生态经济型植被恢复模式[J].中国人口资源与环境,2011,21(3):474-477.

[4] 王钰,杨少杰.贵州喀斯特峡谷地区花椒林地土壤物理性质研究[J].中国水土保持,2007(11):48-49,55.

[5] 唐益群,余恬钰,张晓晖,等.贵州石漠化地区降雨条件下红粘土剪切强度特性随含水量变化关系探讨[J].工程地质学报,2009,17(2):249-252.

[6] 宋同清,彭晚霞,曾馥平,等.喀斯特峰丛洼地退耕还林还草的土壤生态效应[J].土壤学报,2011,48(6):1219-1226.

[7] 任伟,谢世友,谢德体.喀斯特山地典型植被恢复过程中的土壤水分生态效应[J].水土保持学报,2009,23(5):128-132.

[8] 唐成,杜虎,宋同清,等.喀斯特峰丛坡地不同土地利用方式下土壤N、P空间变异特征[J].生态学杂志,2013,32(7):1683-1689.

[9] 陈洪云,熊康宁,兰安军,等.喀斯特峡谷地区不同等级石漠化治理的生态效应:以贵州省花江石漠化生态综合治理示范区为例[J].中国水土保持科学,2007,5(6):31-37.

[10] 王佩将,戴全厚,丁贵杰,等.退化喀斯特植被恢复过程中的土壤抗蚀性变化[J].土壤学报,2014,51(4):806-815.

[11] 李会,周运超,刘娟,等.喀斯特土壤抗蚀性对不同土地利用方式的响应[J].中国水土保持科学,2015,13(5):16-23.

[12] 秦华军,何丙辉,赵旋池,等.西南喀斯特山地林下经济模式对土壤渗透性的影响[J].中国生态农业学报,2013,21(11):1386-1394.

[13] Zhang W, Zhao J, Pan F, et al. Changes in nitrogen and phosphorus limitation during secondary succession in a karst region in southwest China[J]. Plant Soil, 2015, 391(1): 77-91.

[14] 李昌兰,戴全厚,彭旭东,等.喀斯特裸坡地地下孔(裂隙)流养分流失特征研究[J].水土保持学报,2016,30(3):19-23.

[15] 张喜,薛建辉,生原喜久雄,等.黔中山地喀斯特森林的水文学过程和养分动态[J].植物生态学报,2007,31(5):757-768.

[16] 梁亮,刘志霄,张代贵,等.喀斯特地区石漠化治理的理论模式探讨[J].应用生态学报,2007,18(3):595-600.

[17] 蒋定生.黄土高原水土流失与治理模式[M].北京:中国水利水电出版社,1997:45-67.

[18] 赵洋毅,舒树森.滇中水源区典型林地土壤结构分形特征及其对土壤抗蚀、抗冲性的影响[J].水土保持学报,2014,28(5):6-11.

[19] 李建兴,何丙辉,梅雪梅,等.紫色土区坡耕地不同种植模式对土壤渗透性的影响[J].应用生态学报,2013,24(3):725-731.