

文章编号: 1008-2786-(2019)6-828-11

DOI:10.16089/j.cnki.1008-2786.000473

北方土石山区石堰梯田的水土保持作用

米琦^{1,2}, 詹天宇^{1,2}, 何楷迪², 孙建^{2*}, 罗璐¹

(1. 成都理工大学 旅游与城乡规划学院, 成都 610059; 2. 中国科学院 地理科学与资源研究所, 北京 100101)

摘 要: 北方土石山区的石堰梯田土地管理模式被认为能够有效地保持水土、提升土壤地力、增加农田生产力, 但是该模式的具体水土保持效益以及生态学机制尚不清楚。因此, 本文以河北涉县旱作石堰梯田为研究区, 利用 GIS 和 RS 技术, 以及修正的通用土壤流失方程 (RUSLE) 估算了研究区 2000—2005 年、2006—2011 年和 2012—2017 年三个阶段的石堰梯田土壤侵蚀量和保持量, 得到了研究区土壤侵蚀量的空间分布特征, 并通过原位观测实验对研究区石堰梯田的水土保持措施因子 P 进行校正。结果表明: 石堰梯田区的水土保持能力良好, 相较自然条件 (无耕作措施), 可减少泥沙流失量 91.5% 左右。此外, 石堰梯田系统的土壤侵蚀量低于林地和草地的土壤侵蚀量。就区域尺度而言, 2000—2005 年、2006—2011 年和 2012—2017 年三个时期的年均土壤侵蚀模数分别为 14 925、9495 和 82 783 $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$ 。根据土壤侵蚀的分类分级标准 (SL19090), 石堰梯田系统基本为微度或轻度侵蚀。由于石堰梯田耦合了花椒树边际种植模式, 其土壤保持量也远高于其他土地利用方式。研究成果将为雨养农业生产和山区生态环境保护提供参考。

关键词: 土壤侵蚀; 土壤流失方程; 水土保持; 石堰梯田

中图分类号: S157

文献标志码: A

水土流失作为全球性环境问题之一, 被持续、广泛和深入地研究和讨论^[1-5]。在长时期的生产实践中, 北方土石山区形成的石堰梯田土地管理模式被认为能够有效地保持水土、提升土壤地力、增加农田生产力。因此, 深入探讨该土地管理模式下的水土保持作用机制, 能够有效防治区域水土流失, 加强区域生态安全保护。

相关研究表明, 相比于其他基于过程的土壤侵蚀估算模型, 如欧洲土壤侵蚀预报模型 (EUROSEM) 和水蚀预报模型 (WEPP) 等, 修正的通用土壤侵蚀模型 (Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE) 对参数的要求低, 易获取并且精度高, 且在全球范围

内得到广泛的应用^[6]。中国学者也运用该模型做了大量研究, 针对不同水土保持措施对水土保持能力的影响, 特别是不同治理条件下的景观特征对水土保持进行了系统的研究^[7]。就 RUSLE 模型本身的影响, 学者们对 RUSLE 中的坡长因子^[8], 和水土保持因子 P 的选择和确定进行了研究^[9], 还有一些学者就同一地区不同水土保持措施的 P 值进行了比对^[10]。这些研究都说明了不同水土保持措施导致的水土保持能力大为迥异, 尤其 RUSLE 模型中 P 值的确定尤为重要。然而, 目前对于北方土石山区石堰梯田的水土保持能力尚未有研究涉及。

北方土石山区降雨主要集中在 6 月—9 月, 多

收稿日期 (Received date): 2019-07-13; 改回日期 (Accepted date): 2019-10-28

基金项目 (Foundation item): 中国科学院科技服务网络计划 (STS 计划) (KFJ-STIS-ZDTP-036)。[Science and Technology Service Network Initiative (KFJ-STIS-ZDTP-036)]

作者简介 (Biography): 米琦 (1995-), 男, 四川广安人, 硕士生, 研究方向为高原生态学及土壤侵蚀。[MI Qi (1995-), male, born in Guang'an, Sichuan province, M. Sc. candidate, research on plateau ecology and erosion] E-mail: MQYX1995@163.com

* 通讯作者 (Corresponding author): 孙建 (1980-), 男, 内蒙古锡林郭勒盟人, 副研究员, 博士, 研究方向为高原生物地理学。[SUN Jian (1980-), male, born in Xilingol League, Inner Mongolia, associate professor, Ph. D., research on plateau biogeography] E-mail: sunjian@igsrr.ac.cn

暴雨,成土母质多为石灰岩和片麻岩,而且地形破碎,坡度大,沟壑密度大,极易发生土壤侵蚀。区内地表土石混杂,石多土少,地面常见沙砾化和石化^[11]。地表土层薄,如永定河流域土层一般在20~60 cm,淮河流域有接近一半的地区土层厚度不到50 cm^[12]。长期的水土流失导致土地生产能力的降低,加剧洪涝灾害且阻碍当地社会经济的发展^[13]。

河北省涉县旱作梯田区域,属于典型的北方土石山区的水蚀类型。在长时期的生产实践中,形成石堰与植被耦合的土地管理模式,该保护型农业生产能有效减少水土流失^[14],但是该模式的具体水保效益以及生态学机制尚不清楚。因此,本文利用RUSLE模型,通过区域尺度对河北涉县旱作石堰梯田的水土保持作用进行评估,并通过原位模拟实验修正 P 因子,对区域评估数据进行验证,以提高研究结果精度,并对其中的生态学机制进行剖析,以期当地的农业生产和生态环境保护提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本文以河北省邯郸市涉县境内的更乐、关防和井店三个乡镇为研究区(图1)。涉县旱作梯田总面积178.75 km²,石堰梯田呈现大小不一、土层厚薄不一,分布层叠的特征,主要种植作物为谷子、玉米、大豆和小麦等。该区域属太行山系,土壤以褐土为主,土质松散,易流失。地势自西北向东南倾斜,最高点海拔1562.9 m,相对高差1359.9 m,地形陡峭破碎,坡降比1/43。区内流域属太行山海河流域漳卫河区域,年平均降雨556 mm,年均温12.4℃,6月—9月期间降雨总量可达全年的85%~90%,而汛期降雨又主要集中在7月和8月的1~2次降雨过程,日降雨量超过150 mm。

研究区内林地按林种分类可划分五个级别:用材林、水源林、水保林、经济林和风景林。水保林优势树种为原生树木皂荚(*Gleditsia sinensis* Lam)、天然灌木荆条(*Vitex negundo* L. var. *heterophylla* (Franch.) Rehd)和人工种植花椒(*Zanthoxylum bungeanum* Maxim)等。

1.2 野外调查

研究区内选择坡向和坡度一致的三个地块作为

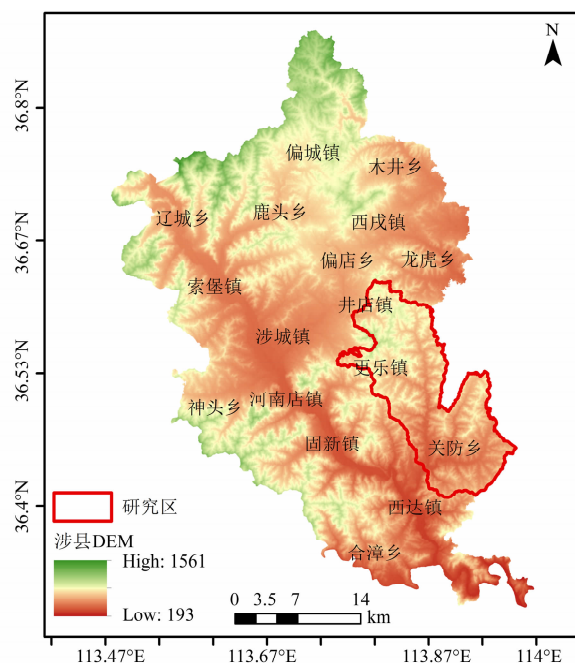


图1 研究区地理位置

Fig. 1 Location map of study area

径流小区。其中:1号小区属于无水土保持措施的自然坡地;2号小区为石堰梯田,修筑石堰的农耕梯田;3号小区花椒生物埂石堰梯田,即在石堰梯田的堰边栽种花椒树,形成花椒生物埂石堰梯田复合系统。小区面积为200 cm × 100 cm,小区下端开口设置地表径流集流桶,承接地表径流,观察径流量,每500 ml记录一次。雨强设置为15~35 mm,3次重复。采用人工模拟降雨,持续向小区中喷洒,径流产生后继续模拟降雨30分钟。人工模拟的降雨装置,由供水系统、过滤器、供水管和喷头组成,并由支架固定。通过供水速度和喷头开关控制雨强和雨量。收集的泥沙和产流量在实验室称重并记录,用以计算水土保持措施因子 P 值。

1.3 其他数据来源

数字高程模型(Digital Elevation Model, DEM)来自地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn/>),空间分辨率为30 m。NDVI和土地利用数据均来自NASA的Landsat5(<https://earthexplorer.usgs.gov/>),土地利用数据采用目视解译。降雨数据采用涉县气象站点2000—2017年的逐日降雨数据。

1.4 土壤侵蚀量计算模型

采用修正的通用土壤流失方程(Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE)模拟河北涉县地区石堰梯田年均土壤侵蚀模数,其数学表达式为:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

式中, A 为土壤侵蚀模数; R 为降雨侵蚀因子 ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})^{-1}$); K 为土壤可蚀性因子 ($\text{t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)^{-1}$); LS 为坡长坡度因子; C 表示地表覆盖与管理因子; P 表示水土保持措施因子。 C 和 P 是水土流失的阻碍因子, 均为无量纲因子, 取值在 0~1 之间, 0 表示没有土壤侵蚀现象发生, 取值越高土壤侵蚀量越大。

估算地表植被和水土保持措施对水土流失的保持量 A_2 由式(2)预测:

$$A_2 = R \times K \times LS \times (1 - C \times P) \quad (2)$$

降雨因子 R 的经典计算公式为 $R = EI_{30}$, E 是降雨总动能, I_{30} 是最大 30 min 雨强。因其雨强的数据获取难度大, 本研究采用各月和各年平均降雨量计算降雨的侵蚀力。已有学者针对太行山区海河流域的气候和地貌特点提出了利用降雨量数据估算 R 因子的计算公式^[15]:

$$R = 1.2157 \sum_{i=1}^{12} 10^{(1.51 \log_{10}(\frac{P_i^2}{AMP}) - 0.08188)} \quad (3)$$

式中, P_i 为月均降雨量 (mm); AMP 为年均降雨量 (mm); R 为降雨侵蚀力因子。公式(3)与经典计算公式 $R = EI_{30}$ 在对应点上的估算结果相关系数显著相关 ($r = 0.887$)。

研究区内降雨主要集中在 6 月—9 月 (图 2), 2016 年 7 月发生特大洪灾, 降雨量 (325.6 mm) 为近 20 年的最高峰。由于研究区面积较小, 只有一个气象站点, 降雨分布空间异质性不强, 因此采用统一的 R 值。2000—2005 年、2006—2011 年和 2012—2017 年的年均降雨量分别为 576.93、511.79 和 558.93 mm。2000—2005 年、2006—2011 年和

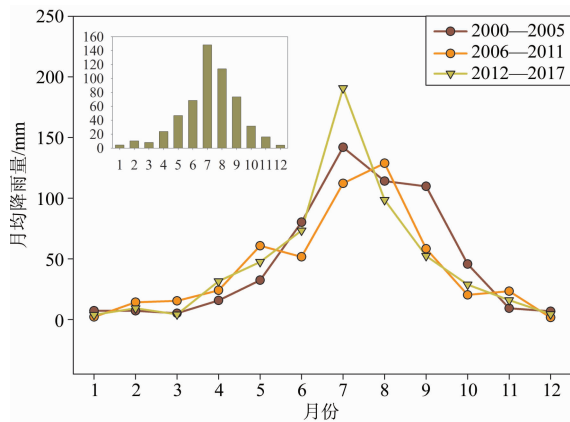


图 2 2000—2017 年降雨逐月分布图

Fig. 2 Monthly rainfall from 2000 to 2017

2012—2017 年的年均 R 因子分别为 176、109 和 894 $\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})^{-1}$ 。

本文土壤 K 值采用前人的研究成果, 河北省褐土 K 值为 0.32 $\text{t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)^{-1}$ [16]。

借助 ArcGIS 中的 Spatial Analyst—slope 模块提取分辨率为 30 m 的 DEM 的坡度与坡长。参考刘宝元和 Mccool 等^[17-18]修正公式计算 LS 因子图层 (图 3):

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.1} \right)^m \quad (4)$$

$$m = \begin{cases} 0.2, \theta \leq 1^\circ \\ 0.3, 1^\circ < \theta \leq 3^\circ \\ 0.4, 3^\circ < \theta \leq 5^\circ \\ 0.5, \theta > 5^\circ \end{cases} \quad (5)$$

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.036, \theta < 5^\circ \\ 16.8 \sin \theta - 0.5, 5^\circ \leq \theta < 10^\circ \\ 21.9 \sin \theta - 0.96, \theta \geq 10^\circ \end{cases} \quad (6)$$

式中, λ 为坡长 (m); θ 为坡度 ($^\circ$); L 为坡长因子; m 为坡长因子公式指数; S 为坡度因子。

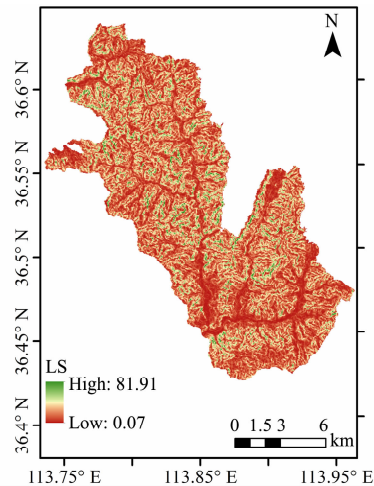


图 3 研究区 LS (坡长坡度) 因子

Fig. 3 Slope length and slope steepness (LS) of the study area

植被覆盖与管理因子是短时期内对土壤侵蚀敏感度最高的因子。流域内的土壤侵蚀 LS 因子与 K 值因子基本由地貌地形和成土母质决定, 一定时期内两者不会发生变化。本研究以 6 月—9 月作物生长季的植被覆盖度计算 C 因子值^[19] (图 4):

$$C_g = e^{-0.0418(V-0.05)}, V \leq 0.05, C = 1 \quad (7)$$

$$C_f = e^{-0.0085(V-0.05)^{1.5}}, V \leq 0.05, C = 1 \quad (8)$$

$$C_c = 0.221 - 0.595 \log_{10} V \quad (9)$$

$$V = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \quad (10)$$

式中, V 表示植被覆盖度; $NDVI$ 表示归一化的植被指数; C_g 、 C_f 和 C_c 分别表示草地、林地和农田的 C 因子值。

土地利用数据由 landsat 影像目视解译。NDVI 数据源选取 2000—2017 年 6 月—9 月的 landsat5 影像, 采用最大值合成法, 计算各年的 NDVI 值。每六年为一阶段估算年均 NDVI 值(图 5)。

水土保持措施因子是指采取水土保持措施后的土壤流失量与顺坡种植的土壤流失量的比值。水土保持措施可分为生物和工程两类, 生物措施通过植树造林, 退耕还草等增加植被覆盖度、涵养水源和减

少水土流失, 而工程措施则通过改变地形减少径流。研究区内水保措施以人工种植林为主, 截至 2017 年, 林地面积占研究区总面积的 60%, 草地面积占总面积的 19%。以皂荚为主林地面积占林地总面积 40%, 以花椒为主林地面积占林地总面积 22%, 皂荚盖度最大为 67%。皂荚林冠可截持水率 23.1%, 折合土层厚度 0.29 mm, 枯落物最大持水量 $15.9 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2}$, 有效调蓄量 $11.09 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2}$; 侵蚀模数为 $3.05 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ [20]。参考前人的研究成果[21-23], 结合研究区内实际情况, 将各类土地利用类型赋值(表 1)。

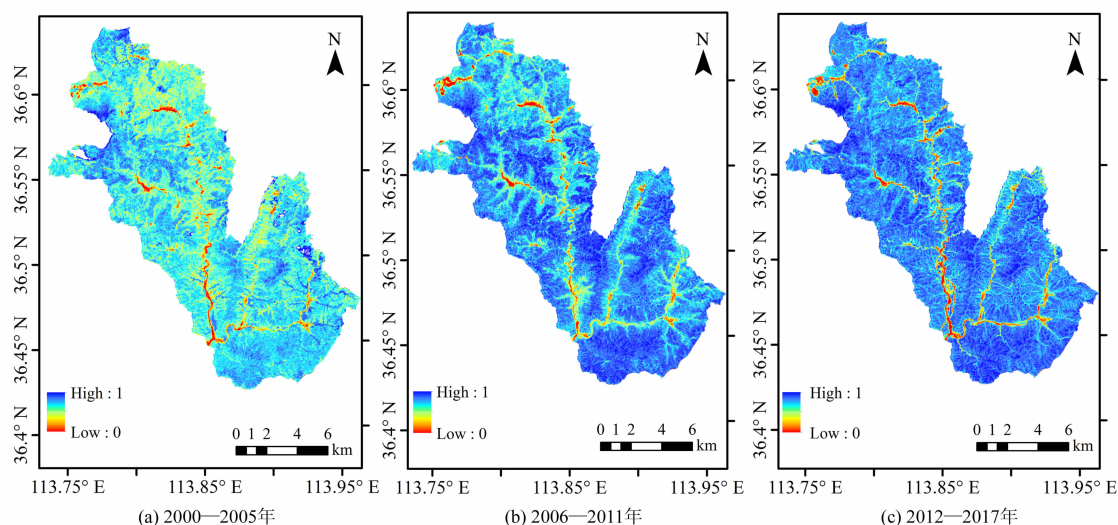


图 4 研究区地表覆盖与管理因子 C (2000—2017 年)

Fig. 4 Distribution of surface coverage and practice factor value C from 2000 to 2017

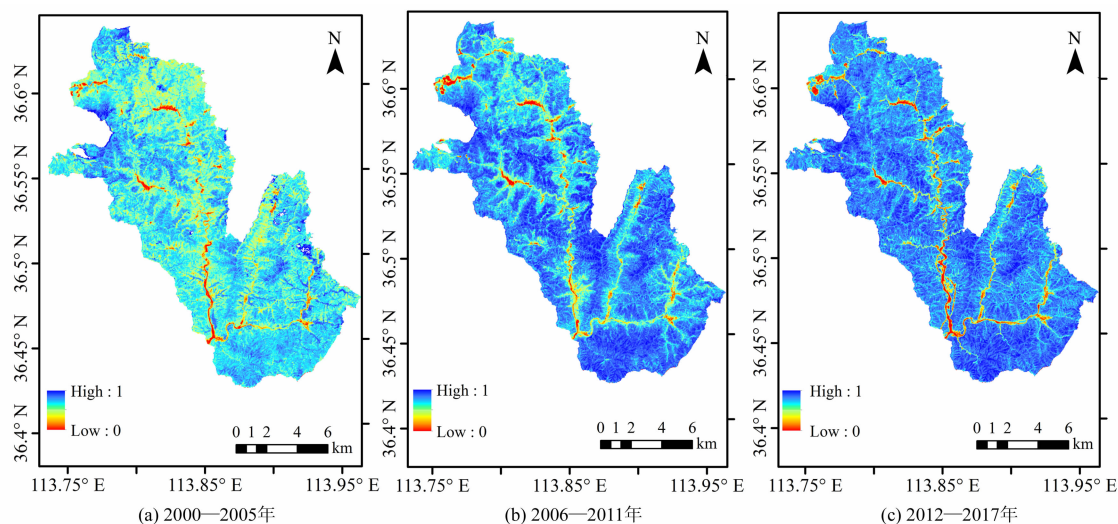


图 5 研究区 NDVI 空间分布 (2000—2017 年)

Fig. 5 Distribution of NDVI from 2000 to 2017

表 1 不同土地利用类型 P 因子值
Tab.1 P values of different land use types

土地利用类型	P 值
林地	0.90
草地	0.95
河滩地	1
居民点	1

石堰梯田是结合工程措施和生物措施的传统农耕系统,其水土保持作用主要体现在三个方面:(1)外高内低的反坡梯田可最大限度地利用降水资源;(2)应用石堰建造技术的梯田减少径流的能力明显高于传统的土坡梯田;(3)田埂种植的花椒树,套作的黑枣和核桃等植被可以拦截降雨、根固土壤、并增强土壤的抗剪程度。石堰梯田 P 值采用实测方式获取,计算公式如下:

$$P_c = \frac{A_c}{A_s} \tag{11}$$

式中, P_c 为石堰梯田的实测 P 值; A_c 为石堰梯田下的水土流失量($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$); A_s 为自然坡地的水土流失量($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$)。

2 结果与分析

2.1 石堰梯田的水土保持作用

野外实测的观察值(图 6)表明,同等条件下石堰梯田可减沙 88%,花椒生物埂石堰梯田复合系统可减沙 95%。随着模拟降雨量的不断增加,自然坡地地表径流的含沙量明显高于石堰梯田系统。花椒生物埂石堰梯田系统的减沙效益比石堰梯田高 7%。从图 6 可以看出,在模拟降雨达到 15 mm 时,自然状态下的坡地产沙量几乎是石堰梯田系统的 20 倍;模拟降雨持续达到 35 mm 时,自然状态下的坡地产沙量已达到 $1125 t \cdot km^{-2}$,石堰梯田产沙量为 $118 t \cdot km^{-2}$,花椒生物埂石堰梯田系统的产沙量为 $60.8 t \cdot km^{-2}$,是石堰梯田系统产沙量的一半。依据式(11)得到石堰梯田系统的 $P_{c1} = 0.1$,花椒生物埂石堰梯田的 $P_{c2} = 0.054$ 。考虑到研究区并非所有梯田种植花椒树,实际 $P_c = 0.077$,实际减沙 91.5%。通过对西南山区和黄土高原地区水平梯田相关文献的梳理^[9,24],得到了四川、陕西、山西、贵州和云南等地的梯田减沙效益与 P 值(表 2)。从表 2 可以看出石堰梯田的水土保持效益高于其

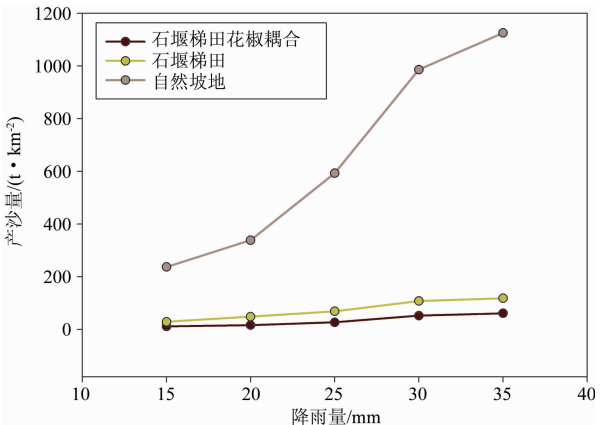


图 6 石堰梯田水土保持效益
Fig.6 The benefits of soil and water conservation in stone-dam terrace

他地区绝大多数的梯田水平,减沙量高于平均水平 4.74%。

表 2 不同区域梯田减沙效益^[9,24]
Tab.2 The benefits of reducing sediment of terraces in the different study areas

实验站点	减沙效益/%	P 值
贵州毕节	71.21	0.287
湖北秭归	98.40	0.016
江西德安	91.20	0.088
江西泰和	85.60	0.144
陕西汉中	81.50	0.185
陕西镇巴	95.00	0.050
四川安居	65.01	0.349
四川简阳	82.13	0.178
四川遂宁	83.53	0.164
四川宣汉	94.22	0.057
四川资阳	70.01	0.300
云南沾益	85.85	0.141
云南昭通	96.84	0.031
重庆合川	85.84	0.141
重庆开县	86.86	0.131
重庆潼南	96.30	0.037
重庆渝北	98.92	0.010
甘肃西峰	98.40	0.016
山西绥德	88.70	0.113
山西离石	71.30	0.287
陕西延安	91.60	0.084
陕西耀县	74.60	0.254
陕西彬县	94.90	0.051
陕西淳化	94.50	0.055
平均	86.76	0.130

2.2 土壤流失量

土壤侵蚀是地形、气候、土壤和人为影响等多因素综合作用的产物。利用 RUSLE 模型估算得到研究区水土流失模数空间分布图,研究区内侵蚀等级依据《土壤侵蚀分类分级标准》划分,多数地区属于侵蚀模数 $>1.5 \times 10^4 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 的剧烈侵蚀等级。为了直观的分辨侵蚀强度,在此基础上将剧烈侵蚀划分为微度剧烈侵蚀($1.5 \times 10^4 \sim 3 \times 10^4 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)、中度剧烈侵蚀($3 \times 10^4 \sim 6 \times 10^4 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)、强度剧烈侵蚀($6 \times 10^4 \sim 1.2 \times 10^5 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)和极强剧烈侵蚀($>1.2 \times 10^5 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)四个等级。

表 3 土壤侵蚀划分标准

Tab. 3 Grading standards of soil erosion

侵蚀等级	侵蚀范围/($\text{t} \cdot \text{km}^{-2}$)
微度侵蚀	$<0.2 \times 10^3$
轻度侵蚀	$0.2 \times 10^3 \sim 2.5 \times 10^3$
中度侵蚀	$2.5 \times 10^3 \sim 5 \times 10^3$
强烈侵蚀	$5 \times 10^3 \sim 8 \times 10^3$
极强烈侵蚀	$8 \times 10^3 \sim 1.5 \times 10^4$
剧烈侵蚀	微度 $1.5 \times 10^4 \sim 3 \times 10^4$
	中度 $3 \times 10^4 \sim 6 \times 10^4$
	强度 $6 \times 10^4 \sim 1.2 \times 10^5$
	极强 $>1.2 \times 10^5$

资料来源:土壤侵蚀分类分级标准表(SL19090)。

图 7 展示了研究区三个不同时间段的土壤侵蚀模数空间分布特征。表 4 显示了研究区各侵蚀强度

所占面积及百分比。2000—2005 年的年平均土壤侵蚀模数为 $14925 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,微度侵蚀地区占研究区总面积的 17.78%,极强烈侵蚀地区、微度剧烈侵蚀地区和中度剧烈侵蚀地区分别占研究区总面积的 15.12%、22.45% 和 17.1%。2006—2011 年年均侵蚀模数为 $9495 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,微度侵蚀面积占研究区总面积 18.61%;极强烈侵蚀地区和微度剧烈侵蚀地区分别占研究区总面积的 20.66%、19.58%。2012—2017 年受洪灾影响,年均侵蚀模数 $82783 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,剧烈侵蚀地区达到研究区总面积的 76%。其中,微度剧烈侵蚀地区、中度剧烈侵蚀地区、强度剧烈侵蚀地区、极强烈侵蚀地区分别占研究区总面积的 8.35%、16.02%、24.62%、27.03%。从图 7 中可以看出,分布在河谷两侧的石堰梯田区侵蚀强度在三个不同时间段均低于梯田以外的区域。

2.3 土壤保持量

若假设研究内 C 和 P 因子值都为 1,则估算的研究区土壤侵蚀结果无任何生物或工程水土保持措施下的土壤侵蚀量。应用式(2)得到研究区修建梯田和种植水土保持林等措施后的土壤保持量空间分布(图 8)。研究区内主要土地利用类型为林地、草地和石堰梯田。从表 5 可知,2000—2005 年石堰梯田土壤保持两平均值为 $12049.57 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$;同时期林地和草地的土壤保持量平均值为 2991.76 和 $2848.22 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,林地和草地的土壤保持效益是石堰梯田的

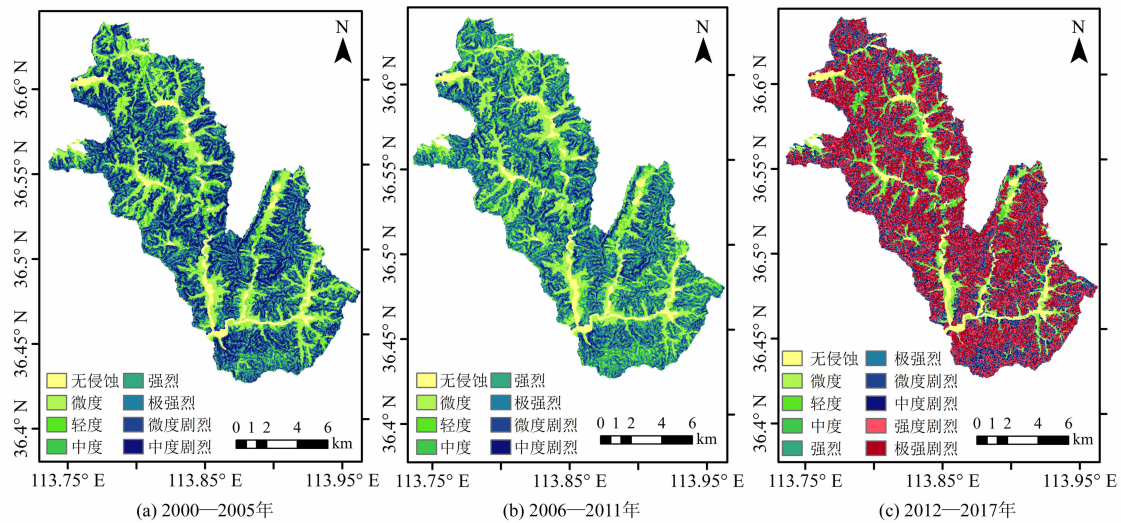


图 7 研究区土壤侵蚀强度分布(2000—2017 年)

Fig. 7 Distribution of soil erosion intensity in the study area from 2000 to 2017

表 4 研究区土壤侵蚀强度分级及响应面积
Tab.4 Soil erosion intensity grades and areas in the study area

土壤侵蚀强度	侵蚀面积/km ²			百分比/%		
	2000—2005 年	2006—2011 年	2012—2017 年	2000—2005 年	2006—2011 年	2012—2017 年
无侵蚀	8.50	8.62	8.40	4.21	4.27	4.16
微度侵蚀	35.92	37.62	13.20	17.78	18.61	6.53
轻度侵蚀	17.06	18.96	9.34	8.44	9.38	4.63
中度侵蚀	15.24	22.44	6.24	7.54	11.11	3.09
强烈侵蚀	14.86	23.07	3.65	7.35	11.42	1.81
极强烈侵蚀	30.57	41.76	7.61	15.12	20.66	3.77
微度剧烈侵蚀	45.37	39.58	16.87	22.45	19.58	8.35
中度剧烈侵蚀	34.56	10.04	32.38	17.10	4.97	16.02
强度剧烈侵蚀	—	—	49.75	—	—	24.62
极强剧烈侵蚀	—	—	54.63	—	—	27.03

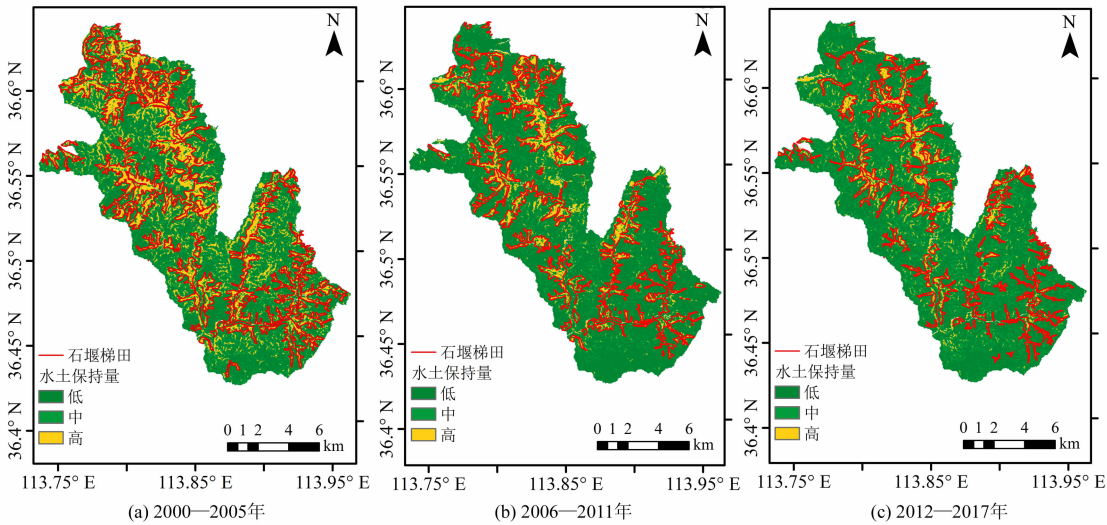


图 8 研究区土壤保持强度分布(2000—2017 年)
Fig.8 Distribution of soil conservation intensity from 2000 to 2017

表 5 研究区不同土地利用方式土壤保持量
Tab.5 Soil conservation of different land use modes in the study area

年份	土地利用方式	土壤保持量 / (t · km ⁻² · a ⁻¹)			面积/km ²	保持总量/t
		平均值	最大值	最小值		
2000—2005	梯田	12 049.57	98 210.99	15.71	48.44	583 650.00
	林地	2991.76	84 439.48	11.85	116.74	349 254.71
	草地	2848.22	74 578.98	8.87	33.28	94 798.39
2006—2011	梯田	7864.22	60 823.86	9.78	36.11	284 008.45
	林地	1821.76	56 029.92	7.34	138.91	253 063.66
	草地	1633.16	49 033.70	5.00	21.58	35 247.40
2011—2017	梯田	55 496.26	490 398.34	80.17	27.64	1 533 916.72
	林地	12 970.36	430 879.81	59.43	158.30	2 053 162.54
	草地	6958.28	470 655.66	54.29	9.37	65 231.13

24.82%和23.63%。2006—2011年间石堰梯田土壤保持量平均值为 $7864.22 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$;同时期林地和草地的土壤保持量平均值为1821.76和 $1633.16 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,土壤保持效益只有石堰梯田的23.16%和20.76%。2012—2017年石堰梯田土壤保持量平均值为 $55496.26 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$;林地和草地的土壤保持平均值分别为12970.36和 $6958.28 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,土壤保持效益只有石堰梯田23.37%和12.53%。由此可知,林地和草地在三个不同时间段的土壤保持效益均低于石堰梯田土壤保持效益。石堰梯田相对于其他土地利用方式,土壤保持效果显著,相对保持效益较高的地区基本全部集中在梯田区内。

3 讨论

降雨是研究区水土流失的主要驱动因素。2000—2005年、2006—2011年和2012—2017年的每六年雨季中,最大月均降雨量分别为142 mm、112.21 mm和190.38 mm,因此2012—2017年的土壤侵蚀模数最高为 $82783 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,2006—2011年土壤侵蚀模数最低只有 $9495 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。石堰梯田减沙减流作用明显高于其他地区的梯田系统,平均可减沙88%~95%,水土保持措施因子值为0.077,高于土坡梯田。且石堰梯田的保土效益高于林地和草地,水土保持高的区域普遍集中在梯田区内。究其原因,在于梯田能够有效减少地表径流量,减少降雨产生的径流对地表土壤的冲刷,对水土流失起到很大的阻缓作用,能够增加土壤的抗冲性。同时,由于地表径流路径的改变,其水分可以通过蒸发和入渗等方式进入大气或者渗入地下水,进一步参与到区域的水循环过程^[25]。

石堰梯田区种植的植物即花椒,也是其水土保持作用效果显著的另一原因。花椒树的根系可以锚固到更深的基岩层,其作用程度与根的分布形态、根径和长度密切相关^[26]。河北石质山区的花椒树根系在垂直梯度上主要集中在0~40 cm土层,该层根系密集,且细根集中,而土壤抗侵蚀性与直径<1 mm的细根密度关系最为密切,因此种植在石堰梯田区的花椒的众多细根增加了土壤抗侵蚀性^[27]。此外,花椒的根系扎进土层中,对上部的土层起到支撑作用^[28],固持表层的土粒,增加地表粗糙度,加大

了土壤渗透性。根系对土体的固定作用必须穿过边坡的可能滑移面,最理想的情形是根系可以深入岩层的缝隙之中,才能起到锚固作用,将土体的剪切能力转移到植被根系的拉伸作用^[29]。并且植物根系能将土壤单粒团聚起来,形成具有空隙结构的不易破碎的团聚体,而团聚体的形成使得土壤的透水性增强,使得地表径流不易将土壤冲走,同时形成团聚体的土壤表面相对粗糙,能够阻缓地表径流的流速,在一定程度上阻止了地表径流的集中^[25]。石堰梯田恰好具备这一特征。

进一步而言,花椒增加了农田的植被覆盖度,减少土层的吸水与蒸发。冠层叶片阻挡雨滴,降低雨滴的溅蚀能力^[30]。根系吸收土壤中的水分,降低土壤空隙中的水压力,加强土壤吸力,稳定土体^[31]。花椒的枯枝落叶层能够阻缓地表径流的流速,增加土壤入渗时间,使得部分地表径流转化为土内径流。在农作物全部覆盖时,保土作用系数最高可达到0.8,而林地的覆盖度超过85%时,可能完全避免土壤侵蚀的发生,当林木覆盖度地域为30%,保土作用系数在0.4左右^[32]。石堰梯田套作花椒生物埂弥补了农田保土作用低于林地的缺陷。

黄土高原地区的土坡梯田是应用最广泛的水土保持措施^[33],多个实验站点的研究表明黄土高原土坡梯田的平均蓄水效益为86.7%,平均保土效益为87.7%;西南土石山区的水平梯田减沙效益为86.38%;江西地区梯田减沙效益81.09%^[9,34-36]。相比本研究结果,石堰梯田的减沙效益为91.5%,相对较高,因此,石堰与花椒耦合的水土保持技术具有明显的优势,并且适用于土石山区石多土少的土地利用模式。

有研究指出在杏河水文站集水流域测得2001—2010年平均输沙模数为 $6270.66 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,土壤侵蚀模数为 $5812.28 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[3],在晋北干线沿线地区测得其褐土在2010年的平均土壤侵蚀模数为 $4254.5 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[37]。与前人的研究成果相比,我们测得的土壤侵蚀模数相对更高,其原因可能是我们所测研究区处在高山上,土质松散,土壤侵蚀更为严重。

4 结论

本文基于RUSLE模型对涉县旱作石堰梯田土

壤保持量和侵蚀量进行估算,并通过与研究区林地和草地相比较,得出如下结论:

(1)石堰梯田水土保持功能优越。通过野外模拟降雨的土壤侵蚀观察发现,在同等条件下修建石堰梯田可减少泥沙流失 91.5%。关于梯田本身减沙减流作用的研究指出梯田可减少 80%~95% 减少径流 70%~90%。梳理其他地区梯田系统的研究文献后,可以明确石堰梯田的水保效益高于绝大部分地区。

(2)基于 RUSLE 土壤侵蚀模型的估算,石堰梯田系统区域的土壤侵蚀量低于林地和草地的土壤侵蚀量。2011—2017 年研究区多次发生特大暴雨,强度侵蚀以上的地区皆是在石堰梯田系统以外。2005 年、2011 年和 2017 年三个时期的土壤侵蚀量,石堰梯田系统所在区域基本保持微度侵蚀或者轻度侵蚀,因此,土壤保持量石堰梯田系统也远高于其他土地利用方式。

(3)石堰梯田与花椒种植耦合的土地利用模式能够有效地提升研究区的水土保持能力,因此,该模式对土石山区石多土少区域的农业生产实践和生态环境保护具有一定的参考价值。

致谢 感谢唐勇副教授对本文的修改工作提出的宝贵意见,感谢刘碧颖硕士对本文图件修改给予的帮助。

参考文献 (References)

- [1] BORRELLI P, ROBINSON D A, FLEISCHER L R, et al. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion [J]. *Nature Communications*, 2017, **8**: 2013. DOI:10.1038/s41467-017-02142-7.
- [2] ZHANG Fu, XING Zisheng, ZHAO Chuanyan, et al. Characterizing long-term soil and water erosion and their interactions with various conservation practices in the semi-arid Zulihe basin, Dingxi, Gansu, China [J]. *Ecological Engineering*, 2017, **106** (A): 458-470.
- [3] 李天宏,郑丽娜.基于 RUSLE 模型的延河流域 2001—2010 年土壤侵蚀动态变化[J]. *自然资源学报*, 2012, **27** (07): 1164-1175. [LI Tianhong, ZHENG Li'na. Soil erosion changes in the Yanhe Watershed from 2001 to 2010 based on RUSLE Model [J]. *Journal of Natural Resources*, 2012, **27** (07): 1164-1175]
- [4] VRIELING A, STERK G, VIGIAK O. Spatial evaluation of soil erosion risk in the West Usambara Mountains, Tanzania [J]. *Land Degradation & Development*, 2006, **17** (3): 301-319.
- [5] SCHIETTECATTE W, D'HONDT L, CORNELIS W M, et al. Influence of landuse on soil erosion risk in the Cuyaguajeje watershed (Cuba) [J]. *Catena*, 2008, **74**: 1-12.
- [6] RENARD K G, FOSTER G R, WEESIES G A, MCCOOL D K, YODER D C. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) [J]. *Agricultural Handbook*, 1997.
- [7] 魏建兵,肖笃宁,李秀珍,等.东北黑土区小流域农业景观结构与土壤侵蚀的关系[J]. *生态学报*, 2006, **26** (8): 2608-2615. [WEI Jianbing, XIAO Duning, LI Xiuzhen, et al. Relationship between landscape pattern and soil erosion of an agricultural watershed in the Mollisols region of northeastern China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, **26** (8): 2608-2615]
- [8] 秦伟,朱清科,张岩.基于 GIS 和 RUSLE 的黄土高原小流域土壤侵蚀评估[J]. *农业工程学报*, 2009, **25** (8): 157-163. [QIN Wei, ZHU Qingke, ZHANG Yan. Soil erosion assessment of small watershed in Loess Plateau based on GIS and RUSLE [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2009, **25** (8): 157-163]
- [9] 刘斌涛,宋春风,史展,等.西南土石山区水平梯田的水土保持措施因子[J]. *中国水土保持*, 2015 (4): 36-39. [LIU Bintao, SONG Chunfeng, SHI Zhan, et al. Water conservation measure factors of horizontal terraced fields in mountainous areas in southwest China [J]. *Soil and Water Conservation in China*, 2015 (4): 36-39]
- [10] 范建荣,王念忠,陈光,等.东北地区水土保持措施因子研究[J]. *中国水土保持科学*, 2011, **9** (3): 75-78. [FAN Jianrong, WANG Nianzhong, CHEN Guang, et al. Practice factor of soil and water conservation in Northeastern China [J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2011, **9** (3): 75-78]
- [11] 李秀彬,马志尊,姚孝友,等.北方土石山区水土流失现状与综合治理对策[J]. *中国水土保持科学*, 2008, **6** (1): 9-15. [LI Xiubin, MA Zhizun, YAO Xiaoyou, et al. Current status and comprehensive control strategies of soil erosion for rocky mountain areas in the Northern China [J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2008, **6** (1): 9-15]
- [12] 水利部.中国水土流失防治与生态安全,北方土石山区卷[M].北京:科学出版社,2010:197-202. [SHUI Libu. *Soil and water loss control and ecological safety in China* [M]. Beijing: Science Press, 2010: 197-202]
- [13] 夏积德,王稳江,仇文娟.永寿县“十二五”期间坡耕地综合治理成效和经验[J]. *中国水土保持*, 2019 (6): 48-50. [XIA Jide, WANG Wenjiang, QIU Wenjuan. Comprehensive control effect and experience of slope farmland in yongshou county during the 12th five-year plan period [J]. *Soil and Water Conservation in China*, 2019 (6): 48-50]
- [14] SEITZ S, GOEBES P, PUERTA V L, et al. Conservation tillage and organic farming reduce soil erosion [J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2019, **39**: 4. DOI: 10.1007/s13593-018-0545-z.
- [15] 马志尊.应用卫星影像估算通用土壤流失方程各因子值方法的

- 探讨[J]. 中国水土保持, 1989(3): 24-27. [MA Zhizun. Discussion on the method of estimating the factor value of Universal soil loss equation by satellite image [J]. Soil and Water Conservation in China, 1989(3): 24-27]
- [16] 曹祥会, 龙怀玉, 雷秋良, 等. 河北省表层土壤可侵蚀性 K 值评估与分析[J]. 土壤, 2015(6): 1192-1198. [CAO Xianghui, LONG Huaiyu, LEI Qiuliang, et al. Assessment and analysis of the topsoil erodibility K values in Hebei province [J]. Soils, 2015(6): 1192-1198]
- [17] LIU B Y, NEARING M A, SHI P J, et al. Slope length effects on soil loss for steep slopes [J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, **64**(5): 1759-1763.
- [18] MCCOOL D K, FOSTER G R, MUTCHLER C K, et al. Revised slope length factor for the universal soil loss equation [J]. Transactions of the ASAE, 1989, **32**(5): 1571-1576.
- [19] 冯强, 赵文武. USLE/RUSLE 中植被覆盖与管理因子研究进展[J]. 生态学报, 2014, **34**(16): 4461-4472. [FENG Qiang, ZHAO Wenwu. The study on cover-management factor in USLE and RUSLE: a review [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, **34**(16): 4461-4472]
- [20] 李新平. 太行山南部水土保持植物材料选择研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2006: 108-123. [LI Xinping. Selection of soil and water conservation plant materials in southern Taihang mountains [D]. Beijing: Beijing forestry university, 2006: 108-123]
- [21] CHEN Tao, NIU Ruiqing, LI Pingxiang, et al. Regional soil erosion risk mapping using RUSLE, GIS, and remote sensing: a case study in Miyun Watershed, North China [J]. Environmental Earth Sciences, 2011, **63**(3): 533-541.
- [22] 孙文义, 邵全琴, 刘纪远. 黄土高原不同生态系统水土保持服务功能评价[J]. 自然资源学报, 2014, **29**(3): 365-376. [SUN Wenyi, SHAO Quanqin, LIU Jiyuan. Assessment of Soil conservation function of the ecosystem services on the loess plateau [J]. Journal of Natural Resources, 2014, **29**(3): 365-376]
- [23] 王万忠, 焦菊英. 中国的土壤侵蚀因子定量评价研究[J]. 水土保持通报, 1996(5): 1-20. [WANG Wanzhong, JIAO Juying. Quantitative evaluation on factor influencing soil erosion in China [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 1996(5): 1-20]
- [24] 高海东, 李占斌, 李鹏, 等. 梯田建设和淤地坝淤积对土壤侵蚀影响的定量分析(英文)[J]. Journal of Geographical Sciences, 2012, **67**(5): 946-960. [GAO Haidong, LI Zhanbin, LI Peng, et al. Influences of terrace construction and check dam silting-up on Soil erosion [J]. Acta Geographica Sinica, 2012, **67**(5): 946-960]
- [25] 朱显谟. 黄土地区植被因素对于水土流失的影响[J]. 土壤学报, 1960(2): 110-121. [ZHU Xianmo. The influence of vegetation factors on soil erosion in loess area [J]. Acta Pedologica Sinica, 1960(2): 110-121]
- [26] 朱美秋, 马长明, 翟明普, 等. 河北石质山区花椒细根分布特征[J]. 林业科学, 2009, **45**(2): 131-135. [ZHU Meiqiu, MA Changming, ZHAI Mingpu, et al. Fine Roots distribution characteristics of *zanthoxylum bungeanum* in the Rocky mountainous area of Hebei [J]. Scientia Silvae Sinicae, 2009, **45**(2): 131-135]
- [27] 李勇, 徐晓琴, 朱显谟. 黄土高原植物根系提高土壤抗冲性机制初步研究[J]. 中国科学(B辑 化学 生命科学 地学), 1992(3): 254-259. [LI Yong, XU xiaoqin, ZHU xianmo. A preliminary study on the mechanism of improving soil anti-scour ability by plant roots in loess plateau [J]. Science in China Series B, 1992(3): 254-259]
- [28] LIU Zhixiong, MA Xiaoting. Spatial distribution of fine Roots and underground competition between Chinese prickly ash (*Zanthoxylum bungenum*) and weeds in Chinese prickly ash plantation [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2010, **32**(2): 86-91.
- [29] 王可钧, 李焯芬. 植物固坡的力学简析[J]. 岩石力学与工程学报, 1998, **17**(6): 687-687. [WANG Kejun, LI Chaofen. Brief mechanics analysis on bioengineering techniques for slope protection [J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 1998, **17**(6): 687-687]
- [30] LI Jianhong, ZHANG Shuihua, KONG Linghui. Research development of Chinese prickly ash [J]. China Condiment, 2009: 28-35.
- [31] 吴钦孝. 黄土高原植被建设与持续发展[M]. 北京: 科学出版社, 1998: 75-89. [WU Qinxiao. Vegetation construction and sustainable development in the loess plateau[M]. Beijing: Science Press, 1998: 75-89]
- [32] 刘秉正, 刘世海, 郑随定. 作物植被的保土作用及作用系数[J]. 水土保持研究, 1999, **6**(2): 33-37. [LIU Bingzheng, LIU Shihai, ZHENG Suiding. Soil conservation and coefficient of Soil conservation of crops [J]. Research of Soil and Water Conservation, 1999, **6**(2): 33-37]
- [33] 魏童, 谭军利, 马中昇. 黄土高原地区水土保持措施对土壤水分影响研究综述[J]. 节水灌溉, 2018(10): 97-99. [WEI Tong, TAN Junli, MA Zhongsheng. A review of researches on effect of soil and water conservation measures on soil moisture in the Loess Plateau [J]. Water Saving Irrigation, 2018(10): 97-99]
- [34] 张靖宇, 魏伟, 张聘, 等. 赣北红壤坡地不同类型梯田减流减沙效益研究[J]. 现代农业科技, 2014(22): 188-189. [ZHANG Jingyu, WEI Wei, ZHANG Dan, et al. Benefits of runoff and sediment reduction in different types of terraces on slope land of red Soil in northern Jiangxi province [J]. Contemporary agriculture science and technology, 2014(22): 188-189]
- [35] 吴发启, 张玉斌, 王健. 黄土高原水平梯田的蓄水保土效益分析[J]. 中国水土保持科学, 2004, **2**(1): 34-37. [WU Faqi, ZHANG Yubin, WANG Jian. Study on the benefits of level terrace on Soil and water conservation [J]. Science of Soil and Water Conservation, 2004, **2**(1): 34-37]
- [36] 刘晓燕, 王富贵, 杨胜天, 等. 黄土丘陵沟壑区水平梯田减沙作

- 用研究[J]. 水利学报, 2014, **45**(7): 793 – 800. [LIU Xiaoyan, WANG Fugui, YANG Shengtian, et al. Sediment reduction effect of level terrace in the hilly-gully region in the Loess Plateau [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2014, **45**(7): 793 – 800]
- [37] 郭子萍, 王乃昂, 屈志勇. 基于 RUSLE 的引黄入晋北干线沿线地区土壤侵蚀定量研究[J]. 水土保持通报, 2018, **38**(3): 180 – 186. [GUO Ziping, WANG Naiang, QU Zhiyong. Quantitative study on soil erosion along area of north main line of drawing water from yellow river to Shanxi province based on RUSLE [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2018, **38**(3): 180 – 186]

Soil and Water Conservation Capacity of Stone-dam Terrace Rocky Mountain Areas in Northern China Supported by RUSLE

MI Qi^{1,2}, ZHAN Tianyu^{1,2}, HE Kaidi², SUN Jian^{2*}, LUO Lu¹

(1. College of Tourism and Urban-Rural Planning, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China;

2. Institute of Geographic Sciences and Resources, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract: Terracing using stones is believed to be effective for water and soil conservation, improving the soil fertility and agricultural productivity in rocky slopes of northern China, but the ecological mechanisms for this land conservation practice to prevent soil and water loss remain unclear. In this study, the soil loss and soil conserved by stone-terraces for the period of 2000—2005, 2006—2011 and 2012—2017 at She Country of Hebei Province was estimated using the Revised Universal Soil Loss and Erosion model (RUSLE) together with RS and GIS technique. The soil and water conservation scalar in the RUSLE model was calibrated by our on-site experiment. Soil loss maps were made for the three periods. Results showed that the soil and water conservation capacity of terraced fields were much higher than those of natural condition (no-tillage measures), which can reduce the soil loss by 91.5%. The efficiency of stone-terracing was lower than grassland and woodland in terms of soil loss conservation. The erosion modulus was 14925, 9495 and 82 783 $\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ at 2000—2005, 2006—2011 and 2012—2017, respectively. The severity of soil loss for stone terraces can be categorized as trivial or slight according to Standards for Classification and Gradation of Soil Erosion (SL19090). The soil conserved by terraces was much higher than other water and soil conservation practices when economic tree species grow on the boundary of terraces. Our findings will provide reference and role model for the rain-fed agricultural production and environmental protection in this region.

Key words: soil erosion; Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE); soil and water conservation; rocky mountain areas; Northern China; stone-dam terrace