

黄土高原土壤可蚀性对退耕还林(草)的响应

黄琬云¹, 赵允格², 刘宝元¹, 王闪闪², 杨凯³, 孙会⁴, 谷康民³

(1.西北农林科技大学水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100; 2.中国科学院水利部水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100;
3.西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 4.西北农林科技大学林学院, 陕西 杨凌 712100)

摘要: 退耕还林(草)的实施显著影响黄土高原退耕地土壤理化属性, 进而可能影响土壤可蚀性。然而, 目前黄土高原全区土壤可蚀性对退耕方式的响应及其区域特征尚不明确。为此, 以耕地为对照, 以黄土高原 4 个降雨量带内(200~300, 300~400, 400~500, >500 mm)的 3 种退耕地(乔木林地、灌木地和草地)为对象, 通过野外调查和室内分析, 研究不同类型退耕地土壤理化性质, 采用 EPIC 模型估算土壤可蚀性, 分析不同退耕方式对黄土高原不同区域土壤可蚀性的影响。结果表明: 就整个黄土高原而言, 退耕地 0—20 cm 土壤有机碳含量增加 1.22~2.83 g/kg, 乔木林地、灌木地和草地的土壤有机碳含量分别平均增加 1.70, 1.72, 2.72 g/kg。黄土高原仅 200~300 mm 降雨量带内的草地与耕地的黏粒差异显著, 300~400, 400~500, >500 mm 降雨量带内的各类型退耕地间的黏粒、粉砂粒和砂粒差异不显著。相较于耕地, 退耕地土壤可蚀性呈现降低趋势, 由 0.012 4 (t·hm²·h)/(hm²·MJ·mm)降至 0.011 5 (t·hm²·h)/(hm²·MJ·mm), 但差异不显著, 乔木林地、灌木地、草地与耕地间土壤可蚀性亦无显著差异。总体表明, 退耕还林(草)虽显著提高土壤有机碳含量, 但并未显著影响颗粒组成和土壤可蚀性。研究结果可为预报黄土高原退耕后的土壤侵蚀提供科学依据。

关键词: 降雨量带; 退耕方式; 土壤有机碳; 土壤颗粒组成; 土壤可蚀性

中图分类号: S157.1

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2023)04-0094-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2023.04.013

Response of Soil Erodibility on the Loess Plateau to the Grain to Green Program

HUANG Wanyun¹, ZHAO Yunge², LIU Baoyuan¹,

WANG Shanshan², YANG Kai³, SUN Hui⁴, GU Kangmin³

(1. Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100;

2. Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources,

Yangling, Shaanxi 712100; 3. College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University,

Yangling, Shaanxi 712100; 4. College of Forestry, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100)

Abstract: The implementation of Grain to Green Program (GTGP) significantly affects the physicochemical properties of the soil on the Loess Plateau, which may influence the soil erodibility. However, the response of soil erodibility to GTGP and its regional characteristics across the Loess Plateau were still unclear. Accordingly, with cultivated land as the control, the soil physicochemical properties of three types of reclaimed farmland (forest, shrub land and grassland) in four rainfall zones (200~300, 300~400, 400~500, >500 mm) on the Loess Plateau were studied through field investigation and laboratory analysis. The EPIC model was used to estimate soil erodibility and analyze the effects of different conversion types on soil erodibility in different areas of the Loess Plateau. The results showed that in the whole Loess Plateau, the soil organic carbon content of 0—20 cm of GTGP increased by 1.22~2.83 g/kg, and the soil organic carbon content of forest, shrub, and grassland increased by 1.70, 1.72 and 2.72 g/kg, respectively. In the Loess Plateau, there were significant differences in the clay particles between grassland and farmland within the rainfall zone of 200~300 mm, but there were no significant differences in the clay particles, silt particles and sand particles among different types of converted farmland in the rainfall zone of 300~400, 400~500 and >500 mm. Soil

收稿日期: 2022-11-04

资助项目: 国家自然科学基金项目(41830758)

第一作者: 黄琬云(1995—), 女, 在读博士研究生, 主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。E-mail: wanyunhuang@nwfau.edu.cn

通信作者: 刘宝元(1958—), 男, 博士, 教授, 主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。E-mail: Baoyuan@bnu.edu.cn

erodibility before and after GTGP on the Loess Plateau showed a decreasing trend from 0.012 4 to 0.011 5 ($t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}) / (\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$, respectively, but the difference was not significant, and there was no significant difference in soil erodibility among forest, shrub, grassland and cultivated land. Overall, the GTGP greatly enhanced the soil organic carbon content, but had no effect on soil particle composition and soil erodibility. The results can provide a scientific basis for predicting soil erosion on the Loess Plateau after GTGP.

Keywords: rainfall zone; conversion types; soil organic carbon; soil particle composition; soil erodibility

土壤侵蚀是全球性的生态与环境问题^[1-2],全球有约 16.8% 的陆地受到不同程度侵蚀的危害^[2],合理估算和评价土壤侵蚀有助于科学治理水土流失问题。土壤可蚀性作为土壤侵蚀预报模型的重要参数,是评价土壤对侵蚀敏感程度和估算土壤侵蚀量的重要指标,通常采用以土壤有机碳和颗粒组成为主要参数的 EPIC 模型计算^[3-6]。有机碳作为土壤的“黏合剂”,可显著影响土壤可蚀性^[7-9]。有研究^[10-17]证明,当有机碳含量增加后,土壤团聚体稳定性增强,可蚀性降低。颗粒组成是重要的土壤物理性质之一,当土壤黏粒含量增加,其黏结性增加,团粒间胶结作用增强,有利于提高团聚体稳定性和降低土壤可蚀性^[14,18-20]。

黄土高原是我国,乃至全球土壤侵蚀最严重的区域之一^[1],1999 年起,为了控制该区严重的土壤侵蚀,该区启动了大面积的退耕还林(草)生态工程并取得显著成效^[21-22]。一直以来,已有研究主要从退耕年限^[7,12]、退耕方式^[10-11,13]、退耕模式^[14,19]、植被恢复^[8-9,11]和生物结皮发育^[23-24]等角度研究退耕还林(草)的生态效益以及对土壤可蚀性的影响。但是,多数研究多集中于坡面上或小流域内,缺乏对较大区域的土壤可蚀性系统性评价。张科利等^[6]描述了黄土高原东部离石、子洲一带土壤可蚀性分布特征,但是黄土高原其余地区土壤可蚀性分布情况却鲜有描述,尤其关于黄土高原全区土壤可蚀性的评价。

黄土高原降雨量有从东南向西北递减的趋势,以及土壤类型有由黄绵土向沙黄土过渡的特点,决定了该区域生态恢复程度的差异,进而导致不同类型退耕地土壤有机碳含量、颗粒组成以及土壤可蚀性产生较大的空间分异性。因此在全区域内分区域(不同降雨量带)、分退耕方式(土地利用类型)研究退耕还林(草)对土壤可蚀性的影响,对揭示退耕还林(草)工程对土壤可蚀性的影响具有重要意义。为此,参考黄土高原气候分区^[25],将黄土高原全区划分为 4 个降雨量带区,以乔木林地、灌木地和草地为研究对象,耕地为对照,通过野外调查和室内分析,研究不同区域内不同退耕方式下土壤有机碳含量及颗粒组成的变化特征,并采用 EPIC 模型估算土壤可蚀性,分析不同区域内不同类型退耕地对土壤可蚀性的影响,以期为预报黄土高原退耕后的土壤侵蚀提供科学依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

黄土高原南北跨度约 750 km,按照水热条件分成 5 个生物气候区^[25]:暖温带湿润半湿润森林区(500~650 mm)、暖温带半湿润半干旱森林草原区(400~500 mm)、中温带半干旱典型草原区(300~400 mm)、中温带干旱半干旱荒漠草原区(200~300 mm)及中温带干旱草原化荒漠区(<200 mm)。随降雨量递减,5 个生物气候区代表性的植被类型由辽东栎(*Quercus liaotungensis*)林、油松(*Pinus tabulaeformis*)过渡为白羊草(*Bothriochloa ischaemum*)、长芒草(*Stipa bungeana*)群落,再到红沙(*Reaumuria songorica*)、盐爪爪(*Kalidium foliatum*)^[26]。5 个生物气候区主要土壤类型分别为褐色土、黑垆土、栗钙土、灰钙土和漠灰钙土,土壤以黄土母质上发育来的黄绵土(钙质湿润锥形土)为主^[25-26]。黄土高原地形由高原和平原组成,由于长期水力侵蚀,地面被分割形成了沟壑交错其间的塬、梁、峁等地貌。

1.2 研究方法

1.2.1 样地选择 温带干旱草原化荒漠区(<200 mm)的气候条件决定该地区土地利用主要以草原为主体,且农耕活动较少^[27],因此,本文选取 200~300, 300~400, 400~500, >500 mm 4 个降雨量带为研究区域(表 1)。在 4 个降雨量带内共布设 12 个采样点(图 1),每个采样点内选定乔木林地、灌木地及草地为研究对象,耕地为对照,每种样地 3 个重复,共计 135 个。同一采样点内,样地选择在坡度、坡向、海拔、土壤类型等相似的地块,距离间隔小于 5 km。另外详细记录各样地的坡向、坡度、海拔、地貌部位,以及退耕年限等样地信息。

1.2.2 样品采集 在乔木林地、灌木地、草地和耕地样地内按照水平方向设置 3 个 5 m $\times$ 5 m 样方,将地面的枯枝落叶及腐殖质层轻轻去除掉后,用土钻按照“S”形对 0—20 cm 的土层进行 5 点采样,将其充分混匀后低温保存带回实验室。剔除土壤中的根系、石块及动植物残体后,风干后研磨,过 2 mm 筛后测定土壤颗粒组成,过 0.15 mm 筛后测定土壤有机碳,采用 EPIC 模型估算土壤可蚀性 K 值。采样于 2019 年 5—6 月进行,此时耕地尚未耕作,避免施肥对土壤有机碳的影响。

表 1 调查样地基本信息

降雨量/ mm	采样点	海拔/m	乔木林地			灌木地			草地		
			DS	VC/%	BC/%	DS	VC/%	BC/%	DS	VC/%	BC/%
200~300	宁夏红寺堡	1247~1465	槐树(<i>Sophora japonica</i>)、杨树(<i>Populus simonii</i>)、柳树(<i>Salix alfredi</i>)	60.6	27.6	柠条(<i>Caragana korshinskii</i>)	58.5	59.0	茵陈蒿(<i>Artemisia capillaris</i>)	35.4	65.9
	甘肃白银	1460~1520	槐树(<i>Sophora japonica</i>)	63.0	20.0	红砂(<i>Reaumuria songarica</i>)	47.5	71.5	未记录物种	41.3	69.7
	甘肃皋兰	1392~1770	槐树(<i>Sophora japonica</i>)	51.9	0	红砂(<i>Reaumuria songarica</i>)	43.0	81.0	小针茅(<i>Stipa capillata</i> L.)、猪毛草(<i>Scirpus wallichii</i>)	25.8	72.0
300~400	陕西杨井	1936~2110	杨树(<i>Populus simonii</i>)	39.8	46.7	柠条(<i>Caragana korshinskii</i>)	73.8	32.9	长芒草(<i>Stipa bungeana</i>)、早熟禾(<i>Poa annua</i>)	55.3	53.3
	甘肃定西	2135~2338	侧柏(<i>Platycladus orientalis</i>)、槐树(<i>Sophora japonica</i>)	75.0	8.3	柠条(<i>Caragana korshinskii</i>)	83.3	47.5	冰草(<i>Agropyron cristatum</i>)、苜蓿(<i>Medicago sativa</i>)	73.4	50.6
	陕西吴起	820~1358	油松(<i>Pinus tabulaeformis</i>)	100.0	25.8		100.0	3.2	长芒草(<i>Stipa bungeana</i>)	89.0	21.3
400~500	山西偏关	880~1616	杨树(<i>Populus simonii</i>)	86.0	17.8	柠条(<i>Caragana korshinskii</i>)	76.4	32.4	冰草(<i>Agropyron cristatum</i>)、小针茅(<i>Stipa capillata</i> L.)	59.3	45.4
	山西吕梁	1430~1530	槐树(<i>Sophora japonica</i>)	85.7	20.8	—	—	—	早熟禾(<i>Poa annua</i>)、铁杆蒿(<i>Artemisia sacrorum</i>)	70.3	52.8
	甘肃庆阳	1350~1430	苹果(<i>Malus pumila</i>)	90.0	32.2	—	—	—	长芒草(<i>Stipa bungeana</i>)、铁杆蒿(<i>Artemisia sacrorum</i>)	64.8	38.3
>500	甘肃天水	1251~1292	槐树(<i>Sophora japonica</i>)、樱桃(<i>Cerasus pseudocerasus</i>)	77.6	18.3	狼牙刺(<i>Sophora viciifolia</i>)	100.0	10.0	冰草(<i>Agropyron cristatum</i>)、长茅草(<i>Stipa bungeana</i>)	72.4	27.5
	陕西延长	1092~1280	槐树(<i>Sophora japonica</i>)	100.0	5.0	红柳(<i>Tamarix ramosissima</i>)、狼牙刺(<i>Sophora viciifolia</i>)	96.8	22.4	阿尔泰狗娃花(<i>Helorappus altaicus</i>)、达乌里胡枝子(<i>Lespedeza davurica</i>)	40.0	40.9
	山西隰县	784~860	杜梨(<i>Pyrus betulifolia</i>)	80.5	30.1	柠条(<i>Caragana korshinskii</i>)	84.5	59.4	长芒草(<i>Stipa bungeana</i>)、达乌里胡枝子(<i>Lespedeza davurica</i>)	74.3	29.3

注：—表示缺少该土地利用；DS 为优势种(dominant species)；VC 为植被盖度(vegation coverage)；BC 为生物结皮盖度(biocrust coverage)。

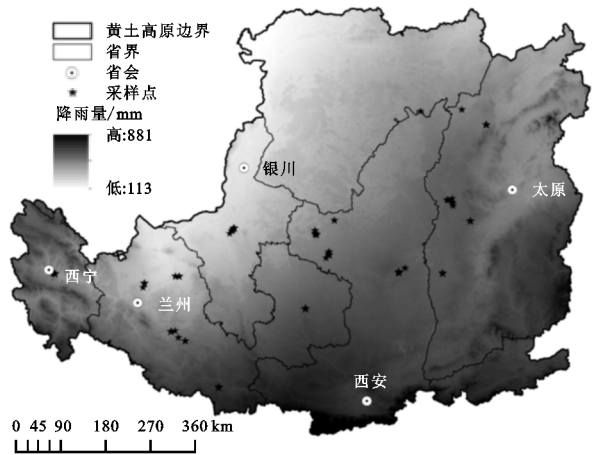


图 1 采样点分布

1.3 指标测定与方法

1.3.1 植被盖度与生物结皮盖度 目估乔木林地、灌木地、草地样方内植物群落盖度：4 人站在 5 m×5 m 样方的四角，1 人站在样方中心，同时各自目估乔木林地、灌木地及草地的植被群落盖度，以此重复 3 次，每次人员更换位置，取 5 人目估结果均值为最终结果。生物结皮盖度调查使用 25 样点法(25 cm×25 cm 小样方)：在 5 m×5 m 样方内按照梅花状布设 10 个小样方调查生物结皮种类和盖度，记录 10 个小样

方中生物结皮、裸土出现频率，以占调查总点数的百分数为其相应的覆盖度。

1.3.2 土壤理化属性 2019 年 9 月初测定土壤有机碳和土壤颗粒组成，土壤有机碳采用硫酸重铬酸钾外加热法，土壤颗粒组成采用马尔文激光粒度仪法，具体方法参照文献[28]。

1.4 土壤可蚀性

土壤可蚀性计算方法^[7]为：

$$K_{\text{epic}} = \left\{ 0.2 + 0.3 \times e \left[-0.256 \times Sa \left(1 - \frac{Si}{100} \right) \right] \left(\frac{Si}{Si + Cl} \right)^{0.3} \right\} \left[1 - \frac{0.25 \times C}{C + e^{3.72 - 2.95C}} \right] \left[1 - \frac{0.7 \times Sn}{Sn + e^{-5.51 + 22.9Sn}} \right] \quad (1)$$

式中：Sn=1-Sa/100；Sa、Si、Cl、C 分别为砂粒、粉粒、黏粒和有机碳含量(%)。计算所得 K 值的单位为美制 [(t·hm²·h)/(hm²·MJ·mm)]，乘以 0.131 7 后转为国际单位。

将 K_{epic} 带入修正公式^[6] 计算最终土壤可蚀性 K 值。

$$K = -0.01383 + 0.51575 K_{\text{epic}} (R = 0.613, p = 0.106) \quad (2)$$

1.5 数据处理

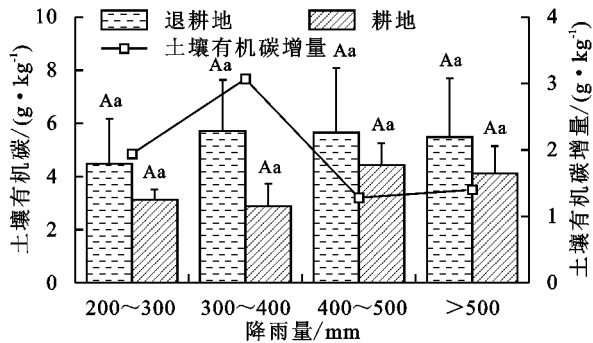
采用 SPSS 18.0 软件对不同降雨量带以及同降

雨量带内,退耕及退耕方式的土壤有机碳含量/增量、土壤颗粒组成和土壤可蚀性 K 值进行单因素方差分析(one-way ANOVA),并使用 LSD 法进行多重比较($p=0.05$)。图表中数据为平均值±标准差。

2 结果与分析

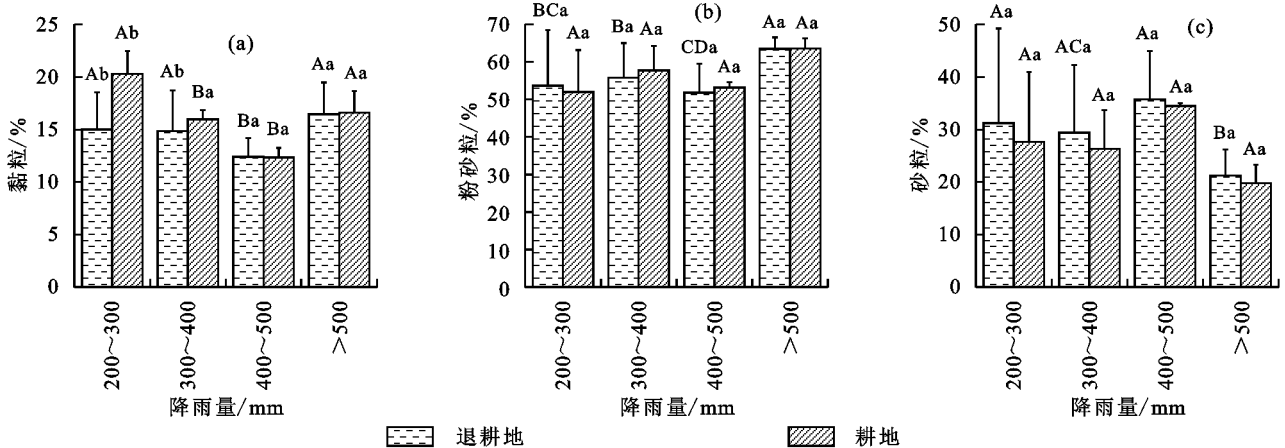
2.1 黄土高原不同降雨量带土壤有机碳变化特征

退耕还林(草)后土壤有机碳含量增加,增量 ΔC ($C_{\text{退耕地}} - C_{\text{耕地}}$) 为 1.22~2.83 g/kg,增幅为 37%~120%,不同降雨量带内退耕地土壤有机碳增幅不同,降雨量为 300~400 mm 的区域内增幅最大(图 2)。草地、灌木地和乔木林地较耕地分别增加 1.70,1.72,2.72 g/kg,退耕方式对土壤有机碳增量的影响随降雨量的增加差异性逐渐增强(图 3)。不同退耕方式下土壤有机碳增量对各降雨量带土壤有机碳增量的贡献不同。200~300 mm 范围内主要是草地、灌木地的影响,300~400 mm 降雨量带主要是灌木地的影响,400~500 mm 主要是草地、乔木林地的影响,>500 mm 主要是乔木林地的影响。总之,退耕还林(草)显著增加 0—20 cm 土壤有机碳含量。



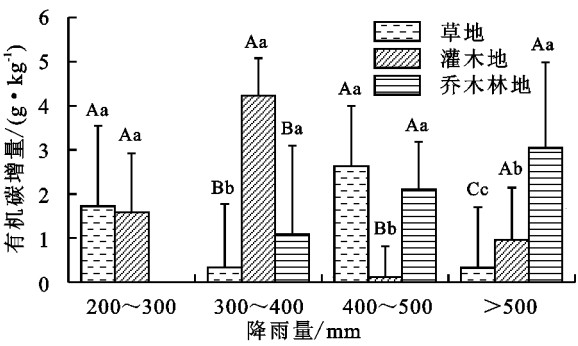
注:图柱上方不同小写字母表示同一降雨量带退耕与耕地间土壤有机碳含量差异显著($p<0.05$);不同大写字母表示同一土地利用方式下不同降雨量带间土壤有机碳含量差异显著($p<0.05$)。

图 2 不同降雨量带退耕地和耕地 0—20 cm 土层土壤有机碳含量



注:图柱上方不同小写字母表示同降雨量带下一粒径颗粒在退耕地与耕地间差异显著($p<0.05$);不同大写字母表示同一土地利用方式下不同降雨量带间同一粒径颗粒差异显著($p<0.05$);颗粒组成分级采用美国制。

图 4 不同降雨量带退耕地和耕地 0—20 cm 土层土壤颗粒组成



注:图柱上方不同小写字母表示同一降雨量带下不同退耕方式间土壤有机碳增量差异显著($p<0.05$);不同大写字母表示同一退耕方式下不同降雨量带间土壤有机碳增量差异显著($p<0.05$);200~300 mm 降雨量带内,无乔木林地数据。

图 3 不同降雨量带不同退耕方式 0—20 cm 土层土壤有机碳增量

2.2 黄土高原不同降雨量带土壤颗粒组成变化特征

黄土高原退耕地颗粒组成在各降雨量带间差异显著而耕地差异不显著。黄土高原土壤颗粒组成主要以粉砂粒为主,比重约为 57.4%,3 种退耕方式的粉砂粒在不同降雨量带差异性显著;砂粒比重次之,黏粒最小,分别为 27.7%,14.9%,灌木地、乔木林地的黏粒和砂粒在不同降雨量带差异显著,而草地的黏粒和砂粒差异不显著(图 4 和表 2)。同降雨带内,退耕地和耕地仅黏粒在 200~300 mm 范围内差异显著,主要是草地与耕地的黏粒的差异性(表 2)。300~400,400~500,>500 mm 降雨量带的黏粒、粉砂粒和砂砾均差异不显著。可见,本研究中退耕还林(草)以及退耕方式对土壤颗粒组成无显著影响。

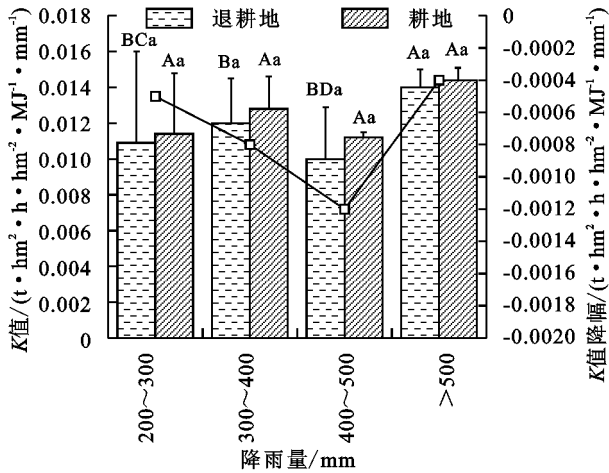
2.3 黄土高原不同降雨量带土壤可蚀性变化特征

由图 5 可知,黄土高原退耕地土壤可蚀性 K 值在 0.010 1~0.014 0 ($t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h})/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$,均值 0.011 5 ($t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h})/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$,在不同降雨带间差异显著。耕地土壤可蚀性 K 值在 0.011 2~0.014 4 ($t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h})/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$,均值 0.012 4 ($t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h})/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})$,在不同降雨带间无显著差异性。

表 2 不同降雨量带不同退耕方式 0—20 cm 土层土壤颗粒组成

降雨量/mm	土壤颗粒	草地颗粒组成/%	灌木的颗粒组成/%	乔木林地颗粒组成/%	耕地颗粒组成/%
200~300	黏粒	14.11±4.74Ab	15.29±1.47Aa		20.30±2.68Aa
300~400		15.25±3.30Aa	14.69±3.50Aa	14.22±7.34Aa	15.96±1.27Aa
400~500		13.17±1.60Aa	11.35±2.01Bb	12.45±1.68Ba	12.34±1.27Aa
>500		16.01±3.0Aa	15.36±2.99Aa	17.23±3.13Aa	16.59±2.55Aa
200~300	粉砂粒	49.96±19.52Ba	53.48±8.33Ba		52.04±14.64Aa
300~400		55.86±9.26Ba	57.23±8.18Aa	49.19±13.58Ba	57.77±9.23Aa
400~500		55.01±5.20Ba	48.49±9.02Ba	51.60±7.94Ba	53.18±2.07Aa
>500		63.20±3.24Aa	63.91±3.51Aa	63.71±2.89Aa	63.64±2.94Aa
200~300	砂粒	35.93±24.06Aa	31.23±8.96Ba		27.66±16.28Aa
300~400		28.89±12.47Aa	28.08±11.3Ba	36.59±20.93Aa	26.27±10.49Aa
400~500		31.82±6.62Aa	40.17±11.40Aa	35.95±8.94Aa	34.48±0.81Aa
>500		20.78±5.42Aa	20.73±6.22Ba	19.06±4.15Ba	19.77±3.99Aa

注：表中数据为平均值±标准差；同列不同小写字母表示同一降雨量带下一粒径颗粒在不同退耕方式间差异显著($p<0.05$)；不同大写字母表示同一退耕方式下的同一粒径颗粒在不同降雨量间差异显著($p<0.05$)；200~300 mm 降雨量带内，无乔木林地数据。



注：图柱上方不同小写字母表示同一降雨量带内退耕地与耕地间土壤可蚀性差异显著($p<0.05$)；不同大写字母表示同一土地利用方式下不同降雨量带间土壤可蚀性差异显著($p<0.05$)。

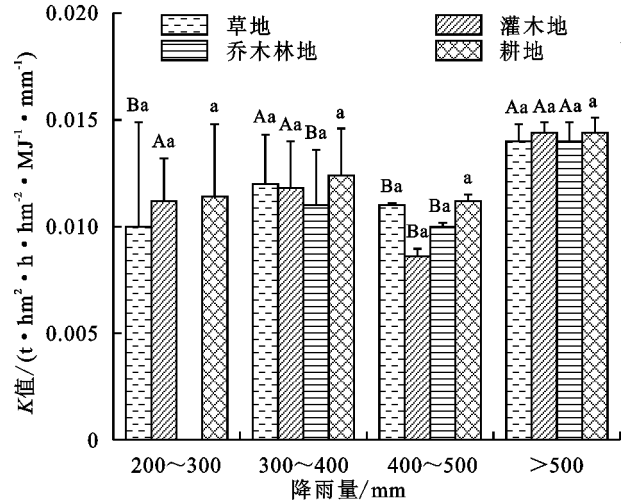
图 5 不同降雨量带退耕地和耕地 0—20 cm 土层土壤可蚀性 K 值

相比耕地，退耕地的土壤可蚀性有所降低，200~500 mm 降雨量带范围内，降幅 $\Delta K(K_{\text{退耕地}} - K_{\text{耕地}})$ 随降雨量的增加而增加，>500 mm 降幅最小，但二者差异不显著。草地、灌木地及乔木林地 K 值较耕地分别下降 1.2%~10.7%，8.0%~23.4% 和 4.8%~12.2%(图 6)，但是退耕方式间差异不显著。在 $p=0.05$ 显著性水平下，退耕还林(草)和退耕方式均不会影响土壤可蚀性 K 值。

3 讨论

黄土高原经过 20 多年的退耕休牧，地面覆盖显著恢复^[29]，土壤有机碳显著增加^[30]，土壤可蚀性从 0.012 4(t·hm²·h)/(hm²·MJ·mm)减少到

0.011 5(t·hm²·h)/(hm²·MJ·mm)，与耕地土壤可蚀性相比，4 个降雨量带内均为 $K_{\text{退耕地}} < K_{\text{耕地}}$ ，但二者土壤可蚀性无显著差异(图 5)。



注：图柱上方不同小写字母表示同一降雨量带下不同退耕方式间土壤可蚀性差异显著($p<0.05$)；不同大写字母表示同一退耕方式下不同降雨量带间土壤可蚀性差异显著($p<0.05$)；200~300 mm 降雨量带内，无乔木林地数据。

图 6 不同降雨量带不同退耕方式 0—20 cm 土层土壤可蚀性 K 值

整体而言，退耕虽未显著影响土壤可蚀性的差异性，但是不同降雨量带内土壤可蚀性降幅却有所差异，在 200~500 mm 降雨量带内，土壤可蚀性降幅随降雨量的增加而增加，在>500 mm 降雨量带内降幅最小(图 5)。此外，不同降雨量带内的土壤可蚀性降幅的差异与退耕方式有关；当降雨量较低时，草地与耕地的差值较大，随着降雨量的增加转变为林灌地与耕地的差值更大，但是当降雨量>500 mm

时,3种退耕方式的土壤可蚀性与耕地差值接近;但是在4个降雨量带内,不同退耕方式下的土壤可蚀性差异不显著(图6)。

黄土高原土壤可蚀性呈现降低趋势与有机碳显著增加密切相关。退耕还林(草)后,生物结皮与维管束植物成为黄土高原退耕地普遍存在的地被物,二者往往共同存在^[22-23],成为该区生态系统重要的碳源,显著影响土壤有机碳含量^[29,31-32],此外根系及根系分泌物、腐殖质对土壤有机碳也有贡献。值得注意的是,与其他降雨区相比,200~300 mm降雨量范围内地区退耕地土壤质地较差,土壤有机碳含量较低(图2),植被覆盖度低(34%),但该区土壤有机碳增量较高(图2),这种变化可能与高覆盖的生物结皮(盖度可达72%)较强的固碳作用有关。

另外,不同降雨量带内的土壤可蚀性降幅的差异与退耕方式有关,且退耕方式与土壤有机碳的增加幅度也密切相关(图3)。不同的退耕方式(土地利用方式差异)下的根量、枯落物量以及分泌物质的差异息息相关^[16]。不同的退耕方式下进入土壤植物残体的数量和性质有差异。本研究中,乔木林地、灌木地和草地较耕地土壤有机碳含量平均分别增加1.70,1.72,2.72 g/kg,许明祥^[12]研究表明,土壤有机碳含量排序为林地>天然、人工灌木林地>天然、人工草地>农地。

土壤颗粒组成是构成土壤结构的重要组成部分之一,在较长的时间内都保持相对稳定,退耕还林(草)未明显影响颗粒组成(图4和表2),0—20 cm土层颗粒组成的差异性与土壤类型及其母质差异性有关^[33]。

总体而言,本研究发现,退耕还林(草)并未引起土壤可蚀性显著降低,然而,有研究^[13-14,24]表明,无论是坡面上还是小流域内,林草的土壤可蚀性显著低于耕地,与本文结果明显不同,这可能是因为土壤可蚀性除与有机碳含量有关外,还与土壤颗粒组成差异性有关。在本研究中,退耕还林(草)仅增加了土壤有机碳含量,但未显著影响土壤颗粒组成,因此,本研究中,不同方式的退耕地土壤可蚀性较同区坡耕地仅呈现降低趋势。土壤可蚀性作为描述土壤抵抗侵蚀能力强弱的特征值,也是土壤特性的一种,刘宝元等^[5]、张科利等^[7]提出土壤可蚀性与降雨、坡度及土地利用(退耕方式)有一定的交互作用,但绝不随这类因素的变化而变化。此外,张科利等^[7]、徐加盼等^[33]研究发现,采用EPIC模型估算的K值适合用于估算黄土高原上的农业土壤,退耕地与耕地土壤可蚀性无显著差异进一

步佐证了现有的采用EPIC模型计算的土壤可蚀性K值不会影响土壤侵蚀预报模型的精度和准确度,也从土壤可蚀性角度认为,黄土高原土壤流失量显著的减少与土壤可蚀性变化的相关性较弱。

4 结论

退耕还林(草)显著改善土壤有机碳,显著增加1.22~2.83 g/kg,表现为乔木林地、灌木和草地平均分别增加71%,49%,46%;未显著影响土壤颗粒组成差异性。相较于同降雨带内耕地,退耕地土壤可蚀性呈现降低趋势,但二者土壤可蚀性差异不显著,乔木林地、灌木地、草地与耕地间土壤可蚀性亦无显著差异。总体表明,退耕还林(草)显著提高黄土高原0—20 cm土层土壤有机碳含量,未显著影响颗粒组成和土壤可蚀性。

参考文献:

- [1] 朱显谟,孙林夫,杨文治,等.黄土高原综合治理分区[J].中国科学院西北水土保持研究所集刊(黄土高原综合治理专集),1985(1):2-66.
- [2] Russell S H, William W D. Landscape erosion and evolution modeling[M]. New York: Kluwer Academic Publishers, 2011.
- [3] Williams J R, Sharpley A N. EPIC-Erosion/productivity impact calculator: 1. Model documentation, 2. User manual [R]. USDA Agriculture Research Service, 1990, 4(4): 206-207.
- [4] Olson T C, Wischmeier W H. Soil erodibility evaluations for soil on the runoff and erosion stations[J]. Soil Science Society of America Journal, 1963, 27(5): 590-592.
- [5] 刘宝元,张科利,焦菊英.土壤可蚀性及其在侵蚀预报中的应用[J].自然资源学报, 1999, 14(4): 345-350.
- [6] 张科利,彭文英,杨红丽.中国土壤可蚀性值及其估算[J].土壤学报, 2007, 44(1): 7-13.
- [7] 张科利,蔡永明,刘宝元,等.黄土高原地区土壤可蚀性及其应用研究[J].生态学报, 2001, 21(10): 1687-1695.
- [8] Zhang B J, Zhang G H, Yang H Y, et al. Soil resistance to flowing water erosion of seven typical plant communities on steep gully slopes on the Loess Plateau of China[J]. Catena, 2019, 173: 375-383.
- [9] 孙龙,张光辉,王兵,等.黄土高原不同退耕年限刺槐林地土壤侵蚀阻力[J].农业工程学报, 2017, 33(10): 191-197.
- [10] 常海涛,赵娟,刘佳楠,等.退耕还林与还草对土壤理化性质及分形特征的影响:以宁夏荒漠草原为例[J].草业学报, 2019, 28(7): 14-25.
- [11] 彭文英,张科利,陈瑶,等.黄土坡耕地退耕还林后土壤性

- 质变化研究[J].自然资源学报,2005,20(2):272-278.
- [12] 许明祥.黄土丘陵区生态恢复过程中土壤质量演变及调控[D].陕西 杨凌:西北农林科技大学,2003.
- [13] Guo M M, Wang W L, Liang K H, et al. Changes in soil properties and erodibility of gully heads induced by vegetation restoration on the Loess Plateau, China[J]. Journal of Arid Land, 2018, 10(5): 712-725.
- [14] 陈卓鑫,王文龙,郭明明,等.黄土高原沟壑区植被恢复对不同地貌部位土壤可蚀性的影响[J].自然资源学报,2020,35(2):387-398.
- [15] Lange O L, Meyer A, Zellner H, et al. Photosynthesis and water relations of lichen soil crusts: Field measurements in the coastal fog zone of the Namib Desert[J]. Functional Ecology, 1994, 8(2): 253-264.
- [16] West N E. Structure and function of microphytic soil crusts in wildland ecosystems of arid to semi-arid regions[J]. Advances in Ecological Research, 1990, 20(8): 179-223.
- [17] Eldridge D J, Greene R S B. Microbiotic soil crusts-a review of their roles in soil and ecological processes in the range lands of Australia[J]. Australian Journal of Soil Research, 1994, 32(3): 389-415.
- [18] Liu B Y, Xie Y, Li Z G, et al. The assessment of soil loss by water erosion in China[J]. International Soil and Water Conservation Research, 2020, 8(4): 430-439.
- [19] 董旭.青海省湟水河流域不同退耕还林模式土壤效应[J].水土保持通报,2011,31(5):44-48.
- [20] Wang X T, Sun L, Zhao N N, et al. Multifractal dimensions of soil particle size distribution reveal the erodibility and fertility of alpine grassland soils in the Northern Tibet Plateau[J]. Journal of Environmental Management, 2022, 315: 115-145.
- [21] 刘哲,邱炳文,王壮壮,等.2001—2014 年间黄土高原植被覆盖状态时空演变分析[J].国土资源遥感,2017,29(1):192-198.
- [22] 张健,刘国彬.黄土丘陵区不同植被恢复模式对沟谷地植物群落生物量和物种多样性的影响[J].自然资源学报,2010,25(2):207-217.
- [23] 赵允格,许明祥,王全九,等.黄土丘陵区退耕地生物结皮对土壤理化性状的影响[J].自然资源学报,2006,21(3):441-448.
- [24] 高丽倩,赵允格,秦宁强,等.黄土丘陵区生物结皮对土壤可蚀性的影响[J].应用生态学报,2013,24(1):105-112.
- [25] 李素清,李斌,张金屯.黄土高原植被数量区划研究[J].环境科学与技术,2005,28(3):60-62.
- [26] 李玉山,韩仕峰,汪正华.黄土高原土壤水分性质及其分区[J].中国科学院西北水土保持研究所集刊(土壤分水与土壤肥力研究专集),1985(2):1-17.
- [27] 李霞,李晓兵,王宏,等.气候变化对中国北方温带草原植被的影响[J].北京师范大学学报(自然科学版),2006,42(6):618-623.
- [28] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000.
- [29] 王小利,郭胜利,马玉红,等.黄土丘陵区小流域土地利用对土壤有机碳和全氮的影响[J].应用生态学报,2007,18(6):1281-1285.
- [30] 林枫,王丽芳,文琦.黄土高原土壤有机碳固存对植被恢复的动态响应及其碳汇价值[J].水土保持研究,2021,28(3):53-58.
- [31] Gao L Q, Bowker M A, Xu M X, et al. Biological soil crusts decrease erodibility by modifying inherent soil properties on the Loess Plateau, China[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 105: 49-58.
- [32] Xu H K, Zhang Y J, Shao X Q, et al. Soil nitrogen and climate drive the positive effect of biological soil crusts on soil organic carbon sequestration in drylands: A Meta-analysis[J]. Science of the Total Environment, 2022, 803: e150030.
- [33] 徐加盼,李继洪,魏玉杰,等.不同母质类型发育土壤颗粒组成分形特征[J].土壤学报,2020,57(5):1197-1205.