

陕北榆林市退耕还林前后土壤侵蚀及生态服务价值变化

王泽宇,陈旭阳,马彩诗,顾彤,张青峰*

(西北农林科技大学 资源环境学院,陕西 杨陵 712100)

摘要:利用 RUSLE 模型计算分析了陕北榆林市退耕还林前后土壤侵蚀状况与生态服务价值动态变化。结果表明:1)退耕还林前(2000 年)榆林市平均土壤侵蚀模数和年侵蚀总量分别为 $3\,002.75\text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $1.41\times 10^8\text{ t}$,退耕还林后(2010 年)虽然林草地面积增加,土壤侵蚀强度等级向轻度和微度转变,水土流失状况显著改善,但由于 2010 年降雨侵蚀力比 2000 年增长了 157.66%,人类经济社会活动对土壤侵蚀状况的影响依然存在,导致退耕还林后平均土壤侵蚀模数和年侵蚀总量分别增加了 127.24% 和 128.37%。2)生态服务价值总量(13.23×10^9 元)较之前(56.31×10^9 元)增长了 326%,其中,保持土壤和废物处理的价值增长幅度较大;生态服务功能得到显著提高,且林草地的贡献占比 $>50\%$ 。3)土壤侵蚀强度的低值区并非生态服务价值的高值区,不同坡度的生态服务价值组成并未发生显著变化,合理的土地利用是改善生态环境的关键。4)退耕还林后,榆林市整体呈现出土壤侵蚀强度降低、生态服务价值升高的趋势,表明退耕还林政策的实施取得了明显的水土保持生态效益。研究结果可为陕北榆林市及类似区域生态保护修复提供参考。

关键词:退耕还林;土壤侵蚀;RUSLE;生态服务价值;陕北黄土高原

中图分类号:S157 **文献标志码:**A **文章编号:**1001-7461(2021)03-0059-09

Changes of Soil Erosion and Ecological Service Value Before and After Implementing the Project of Returning Farmland to Forest in Yulin of Northern Shaanxi

WANG Ze-yu, CHEN Xu-yang, MA Cai-shi, GU Tong, ZHANG Qing-feng*

(College of Resource and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, Shaanxi, China)

Abstract: In order to illustrate the variations of soil erosion and ecological service value before (2000) and after (2010) implementing the national project of returning farmland to forest in Yulin City of Northern Shaanxi, the RUSLE model was adopted to conduct relative calculations and analysis. The results showed that 1) in 2000, the average soil erosion modulus and total annual erosion amount in Yulin City were $3\,002.75\text{ t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$ and $1.41\times 10^8\text{ t}$, respectively, after implementing the project, the areas of forest and grassland increased, the soil erosion intensity turned to slight grade, the soil and water loss condition ameliorated significantly. On the other hand, the rainfall erosivity in 2010 increased by 157.66% compared with the year of 2000. At the same time, the impact of human activities on soil erosion still existed, and the average soil erosion modulus and total annual erosion amount increased by 127.24% and 128.37%, respectively. 2) The total ecological service value in 2010 was 13.23×10^9 yuan, increased by 326% compared with the figure in 2000 (56.31×10^9 yuan), indicating that the ecological service function was significantly improved. The contribution of the forest and grassland to the improvement of the ecological service value was over 50%. 3) Areas with lower erosion intensity were not exactly corresponded to the area with higher eco-

收稿日期:2020-04-16 修回日期:2020-12-07

基金项目:陕西水利水保科技计划项目:近自然坡面整治水土保持关键技术示范与推广及水土保持科普教育;西北农林科技大学大学生创新创业项目(X201910712075)。

作者简介:王泽宇。研究方向:地理信息科学。E-mail:wangzeyu1998@hotmail.com

* 通信作者:张青峰,教授,博导。研究方向:土地资源与空间信息技术。E-mail:zhqf@nwsuaf.edu.cn

logical service value. The composition of ecological service value at different slopes had not changed significantly. Reasonable land use should be the key to improve the ecological environment. 4) Overall, the decreased soil erosion intensity and increased ecological service value in Yulin City indicated that the implementation of the project achieved significant ecological benefits to soil and water conservation.

Key words: returning farmland to forest; soil erosion; RUSLE; ecological service value; Loess Plateau of Northern Shaanxi

榆林市地处陕北黄土高原,地表破碎、沟壑纵横,土壤贫瘠,生态环境十分脆弱,农民广种薄收,因此,成为首批退耕还林工程试点地区。榆林市自实施退耕还林草工程以来,造林面积累计增加超过了 22.67 万 hm^2 ,农民支持率高达 98% 以上,榆林市的生态状况得到明显改善,特别是坡耕地的退耕还林,有效地遏制了水土流失,初步治理水土流失面积 2.15 万 km^2 ^[1],经济效益、生态效益和社会效益取得了明显的成效。

生态服务价值是指人类直接或间接从生态系统得到的利益,主要包括向经济社会系统输入有用物质和能量、接受和转化来自经济社会系统的废弃物,以及直接向人类社会成员提供服务(如人们普遍享用洁净空气、水等舒适性资源),它是衡量生态环境质量优劣的重要标准。1997 年美国生态学家 R. Costanza *et al*^[2]对全球 17 种生态系统服务进行的评估,提出了生态系统服务价值的评价模式,该项研究某些数据存在较大偏差,不适用于中国的生态系统;基于此,谢高地等^[3-4]在对我国 200 位生态学者进行问卷调查的基础上,制定出我国生态系统生态服务价值当量因子表;随后诸多学者在退耕还林的生态效益评价、生态服务价值影响、土壤保护效应、土壤侵蚀变化、社会经济影响等方面进行了大量的实践运用,取得了很多重要的成果。马宇丹^[5]基于组合评价法构建了陕北黄土高原地区退耕还林工程综合效益评价指标体系和评价模型,通过植被调查、农户调查、野外取样、室内测定、查阅统计年鉴等方法,对安塞、吴起、清涧、绥德、米脂退耕还林工程综合效益进行了组合评价和排名;李蕴琪等^[6]采用区域差异性和生产总值指数对延安市 1989—2016 年的生态服务价值进行估算,并使用灰色关联度法分析生态服务价值与土地利用类型之间的关系;刘文超等^[7]基于 RUSLE 模型结合耕地数据集对比分析陕北地区退耕还林(草)地以及未退耕地的土壤侵蚀变化特征,并强调了退耕还林的土壤保护效应;王森等^[8]采用了 InVEST 模型和 RUSLE 模型对延安市退耕还林前后的土地利用变化及土壤侵蚀量、土壤保持量进行了评估,认为土壤侵蚀改善的主要原因和动力是林地的增加和耕地面积的减少;李富程等^[9]基

于主成分分析法建立退耕还林(草)的社会经济影响指数,并评估了岷江上游退耕还林的社会经济影响。然而,前人研究较少将退耕还林前后土壤侵蚀与生态服务价值动态变化结合,使得人们对于退耕还林政策实施效果缺乏更为深入的认识,造成了在后续生态环境建设项目实施中或多或少的浪费。

为此,本研究利用 RUSLE 模型定量分析了榆林市退耕还林前后土壤侵蚀变化,采用生态服务价值当量因子法,探究了退耕还林工程对研究区生态服务价值的影响,并对二者之间的相关关系进行了分析,以期对陕北黄土高原及其他水土流失严重区域水土保持和退耕还林工作的持续开展提供数据支持和方法参考。

1 研究区概况

榆林位于 $107^{\circ}28' - 111^{\circ}15'E$, $36^{\circ}57' - 39^{\circ}34'N$,南部为陕北黄土梁峁丘陵区北端,北部为毛乌素沙地南缘,总土地面积为 43 578 km^2 。为大陆性干旱半干旱气候,年平均温度约 10°C ,自南向北、自西向东递减,年平均降水为 316~513 mm,且集中在 7—9 月,多暴雨。地貌分为风沙滩区和黄土沟壑区两大类,风沙滩区大致位于长城沿线以北,毛乌素沙漠南缘一带,地势相对平坦;黄土沟壑区位于长城线以南,区内梁峁起伏,沟壑发育,地形破碎,水土流失现象严重,属于陕西省水土流失重点治理区,多年平均侵蚀模数 $12\ 200\ \text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,相当于每年流失近 1 cm 厚的表土层,局部地区高达 $44\ 800\ \text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[10]。境内河流属于黄河水系,境北、西及东南部为无定河流域,面积 5 904 km^2 ,占全市河流面积的 86.4%。长城线以北属荒漠草原地带,以沙生植物为主,生长十分稀疏;长城线以南属森林草原地带,分布有一些旱生草本、灌木和落叶乔木。土壤疏松多孔,农业耕作多以坡耕地为主。榆林市矿产资源丰富,是我国重点能源开发基地。

2 材料与方法

根据国家林业局会同国家发展改革委、财政部、国务院西部开发办、国家粮食局编制的《退耕还林工程规划》(2001—2010 年),可以看作研究区实施退

耕还林工程的一个完整阶段,故研究将2000年选为退耕还林前的年份,2010年为退耕还林后的年份。

2.1 数据来源

DEM数据(ASTER GDEM V2数据集,分辨率为30 m)和遥感影像数据(Landsat TM5 卫星数字产品,分辨率为30 m)来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn>);土壤数据来源于中国科学院寒区旱区研究所数据中心(空间分辨率为1 000 m);土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(空间分辨率为1 000 m);气象数据来源于国家气象科学数据中心;统计数据来源于《全国农产品成本收益资料汇编》和《榆林统计年鉴》。为了便于各要素数据图层之间的运算,所有的数据图层都转换成WGS_1984_UTM_Zone_49N投影坐标系,各图层栅格分辨率采用双线性内插法统一至30 m。

2.2 研究方法

2.2.1 改进通用土壤流失方程-RUSLE 改进通用土壤流失方程(RUSLE)用以计算土壤流失量,计算公式^[11]:

$$A = K \cdot R \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

式中: A —年均土壤流失量/($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$); K —土壤可蚀性因子/($t \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$); R —降雨侵蚀因子/($MJ \cdot mm \cdot hm^{-2} \cdot h^{-1} \cdot a^{-1}$); L —坡长因子; S —坡度因子; C —植被覆盖与管理因子; P —水土保持措施因子。

土壤可蚀性因子 K 是反映土壤性质对由降雨、坡度坡长、植被覆盖等因素产生的侵蚀力的敏感程度的指标,受土壤类型、结构和土壤剖面渗透力等因素影响。采用J. R. Williams *et al*^[12]建立的EPIC模型来计算 K 值:

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.256 t_{sd} \left(1 - \frac{t_{st}}{100} \right) \right] \right\} \times \left(\frac{t_{st}}{t_{st} + t_{cy}} \right)^0 \cdot 3 \times \left[1 - \frac{0.25 t_{oc}}{t_{oc} + \exp(3.72 - 2.95 t_{oc})} \right] \times \left[1 - \frac{0.7 t_n}{t_n + \exp(-5.51 + 22.9 t_n)} \right] \quad (2)$$

式中: t_{sd} —土壤沙粒质量分数; t_{st} —土壤粉粒质量分数; t_{cy} —土壤黏粒质量分数; t_{oc} —有机碳质量分数/ $\%$; $t_n = 1 - \frac{t_{sd}}{100}$ 。根据基于世界土壤数据库(HWSD)的中国土壤数据集(v1.1)(2009)中已包含的土壤属性信息,首先进行空间投影转化,再利用ArcGIS10.2中空间分析的栅格计算器计算各像元对应的土壤的土壤可蚀性因子,再进行空间重采样统一至30 m分辨率,得到榆林市的 K 因子栅格图。

降雨侵蚀力因子 R 反映由降雨所引起的土壤侵蚀力,其为导致土壤侵蚀最重要的因素,主要与降雨量、降雨强度、降雨类型有关。黄土高原地区将日降雨量超过12 mm的降雨称为侵蚀性降雨^[13],采用基于日降雨统计资料来计算降雨侵蚀力,公式如下:

$$R = \alpha \sum_{y=1}^i (A_y)^\beta \quad (3)$$

$$\beta = 0.8363 + \frac{18.144}{P_{d12}} + \frac{24.455}{P_{y12}} \quad (4)$$

$$\alpha = 21.586 \cdot \beta^{-7.1891} \quad (5)$$

式中: i —1 a的天数(365或366)(d); A_y —1a内第 y 日侵蚀性降雨量/mm,谢云等^[14]在对侵蚀性降雨的标准的研究中,要求 $A_y > 12$ mm,否则按0计; P_{d12} 表示日降雨量 ≥ 12 mm的日均降雨量; P_{y12} 表示日降雨量 ≥ 12 mm的年均降雨量; α 、 β 为模型参数。根据2000—2010年榆林市及周边完整且均匀分布的8个气象站点的气象数据,利用普通克里金插值的方法对站点的日降雨量进行空间插值(分辨率为30 m),将所生成的日降雨量栅格进行投影空间转化,然后运用上式计算得到榆林市的 R 因子栅格图。

坡度坡长因子反映地形对于土壤侵蚀的影响。基于ASTER GDEM V2 30 m分辨率数字高程模型,在ArcGIS中提取得到 S 、 L 因子栅格图,其中:

坡度因子 S 参照D. K. McCool *et al*^[15]和B. Y. Liu *et al*^[16]的计算公式计算:

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.036 & (\theta < 5^\circ) \\ 16.8 \sin \theta - 0.50 & (5^\circ \leq \theta \leq 10^\circ) \\ 21.9 \sin \theta + 0.96 & (10^\circ \leq \theta) \end{cases} \quad (6)$$

式中: θ —坡度。

坡长因子 L 参照W. H. Wischmeier *et al*^[17]的经验公式计算:

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.1} \right)^m \quad [m = \begin{cases} 0.2 & (\theta \leq 1^\circ) \\ 0.3 & (1^\circ < \theta \leq 3^\circ) \\ 0.4 & (3^\circ < \theta \leq 5^\circ) \\ 0.5 & (\theta > 5^\circ) \end{cases}] \quad (7)$$

式中: λ —水平坡长/m; m —坡长指数。

植被覆盖与管理因子 C 是指不同植被覆盖条件对于土壤侵蚀的影响。由于 C 因子不考虑不同植被类型所造成的影响,故本研究利用遥感影像数据提取归一化植被指数(NDVI),并根据蔡崇法等^[18]建立的 C 因子计算方法计算:

$$c = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \quad (8)$$

$$C = \begin{cases} 1 & (c = 0) \\ 0.6508 - 0.3436 \lg c & (0 < c \leq 78.3\%) \\ 0 & (c \geq 78.3\%) \end{cases} \quad (9)$$

式中: c —植被覆盖度/%; $NDVI_{\max}$ 、 $NDVI_{\min}$ —研究区内 $NDVI$ 的最大值和最小值。为了保证计算结果的准确性、精度,以及影像的同期性,基于 Landsat TM5 卫星数字产品,选取 2000 年和 2010 年 6—9 月影像(云量 $< 4\%$),首先利用 ENVI 软件,对影像预处理并得到 $NDVI$,进而获得植被覆盖度(c),计算得到 2000 年和 2010 年的 C 因子栅格图(分辨率为 30 m)。

水土保持措施因子 P 是采取专门措施后土壤流失量与顺坡种植时土壤流失量的比值,反映植被及相应管理措施对于土壤流失量的影响,其范围值 0~1。根本不发生侵蚀的地区取 0,未采取任何保护措施的地区取 1,参考前人研究^[19-20],根据土地利用数据所相应土地利用类型进行赋值(表 1),得到 P 因子栅格图。

2.2.2 生态服务价值当量因子法 生态服务价值的计算公式如下:

$$E_a = \frac{1}{7} \sum_{i=1}^n \frac{m_i p_i q_i}{M} (i=1, \dots, n) \quad (10)$$

表 1 不同土地利用类型的水土保持措施因子 P 值

Table 1 P factor values occupied by different land use types

土地利用类型	耕地		林地	草地	水域		建设用地	未利用地	
	水田	旱地			湖泊	湿地		荒漠	沼泽
P	0.01	0.35	1.00	0.70	0	1.00	1.00		

注:利用 ArcGIS 中栅格计算器,将 K 、 R 、 L 、 S 、 C 、 P 各因子栅格图代入 RUSLE 方程进行计算,得到年均土壤侵蚀量 A 。

表 2 生态系统单位面积生态服务价值当量因子

Table 2 Ecosystem service equivalent value per unit area

类型	食物生产	原材料	气体调节	气候调节	水文调节	废物处理	保持土壤	维持生物多样性	提供美学景观
耕地	1.00	0.10	0.50	0.89	0.60	1.64	1.46	0.71	0.01
林地	0.10	2.60	3.50	2.70	3.20	1.31	3.90	3.26	1.28
草地	0.30	0.05	0.80	0.90	0.80	1.31	1.95	1.09	0.04
湿地	0.30	0.07	1.80	17.10	15.50	18.18	1.71	2.50	5.55
湖泊	0.10	0.01	0	0.46	20.38	18.18	0.01	2.49	4.34
荒漠	0.01	0	0	0	0.03	0.01	0.02	0.34	0.01

2.2.3 生态环境敏感度评价 生态环境敏感度是综合评价区域生态环境质量、人口负荷、土地利用程度及经济发展状况的综合性指标,是区域生态系统在人类活动影响下发生变化的潜在可能性及程度^[21]。借用敏感性指数确定生态服务价值随时间变化对生态系统价值系数变化的依赖程度,以此来验证生态价值系数的准确性,计算方法如下:

$$CS = \left| \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik}) / VC_{ik}} \right| \quad (14)$$

式中, CS —敏感性指数 (coefficient sensitivity); ESV_i , ESV_j —初始时期与调整后区域的总生态服务价值; VC —生态价值系数; VC_i , VC_j —初始时期

$$E_{ij} = e_{ij} \cdot E_a \quad (11)$$

$$VC_j = \sum_i E_{ij} \quad (12)$$

$$ESV_{\text{总}} = \sum_j U_j \times VC_j \quad (13)$$

式中, i —作物种类; p_i — i 种作物价格/(元 $\cdot$ kg⁻¹); q_i — i 种粮食作物单产/(kg $\cdot$ hm⁻²); m_i — i 种粮食作物面积/hm²; M — n 种粮食作物总面积/hm²; E_a —单位面积农田生态系统提供食物生产服务功能的经济价值/(元 $\cdot$ hm⁻²); e_{ij} —生态系统服务价值的当量因子; E_{ij} —第 j 种土地上的生态系统的第 i 种生态服务功能的单价; VC_j —生态价值系数,即单位面积第 j 种土地利用类型的生态服务价值; $ESV_{\text{总}}$ —研究区生态系统服务价值总量; U_j —第 j 种土地的面积。

谢高地等^[3-4]综合考察不同生态系统服务价值当量因子^[2]的基础上,经过改进并确定了我国生态服务价值当量因子表,反映了我国平均状态的生态服务价值。本研究参考确定的研究区生态系统单位面积生态服务价值当量因子见表 2。

与调整后生态价值系数; k —土地利用类型。若 $CS < 1$,则说明 ESV 对于 VC 是缺乏弹性的,表明生态服务价值计算结果可信;若 $CS > 1$,则表明 ESV 对于 VC 是富有弹性的。

本研究将单位面积生态系统服务价值上调 50%,计算不同土地利用类型的生态敏感性指数 CS ,分析生态服务价值 ESV 对生态价值系数 VC 的敏感程度。

3 结果与分析

3.1 土壤侵蚀概况及总体变化

利用 RUSLE 模型计算出土壤侵蚀量,并根据

《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190—2007)^[22],将土壤侵蚀强度分为微度、轻度、中度、强度、极强度、剧烈 6 个等级,得出榆林市 2000 年和 2010 年的土壤侵蚀强度分级图(图 1)。2 个时期不同土壤侵蚀强度的面积分布情况见表 3。

由图 1 和表 3 可知,2000 年榆林市微度以上侵蚀土壤总面积为 30 178 km²,占总面积的 71.19%;2010 年微度以上侵蚀土壤总面积较 2000 年下降 2.64%。2000 年至 2010 年,剧烈侵蚀面积急剧增长,同时,轻度、中度、强度侵蚀面积有所下降。2010 年降雨侵蚀力较 2000 年增加了 157.66%,降雨侵蚀因子是土壤流失的重要影响因素。土壤侵蚀总体呈现出中等侵蚀面积减少,微度和重度侵蚀面积增加的两极分化趋势。榆林市退耕还林工程对于水土保持状况改善有明显成效,但局部水土流失问题依然严峻,需要采用更加有效的手段来提高当地水土保持功能。

榆林市的地貌类型从北到南可以分为风沙草滩区、黄土丘陵沟壑区和梁状低山丘陵区。从土壤侵

蚀变化的空间规律来看,土壤侵蚀分布具有明显的空间分布特征,主要表现为北部和西北部以微度、轻度和中度侵蚀为主,而西南部、东部土壤侵蚀强度较高,极强度、剧烈土壤侵蚀面积较大。这与榆林市的地貌分布特征相关,北部、西北部属于风沙草滩区,地形相对较为平坦;西南部和东部分别为梁状低山丘陵区 and 黄土沟壑区,内部梁峁起伏、沟壑发育、地形破碎,土壤潜在侵蚀可能性更高。与此同时,榆林具有发展能源化工产业的有利条件,能源开发区大多建立在初始土壤侵蚀程度较小的北部和中部区域。在开采煤、石油、天然气等能源的过程中,会对当地生态环境造成破坏,最直接的就是破坏地表植被,造成地表裸露、土壤理化性质恶化导致有机质含量下降,影响地表植被的正常生长;同时由于在开采过程中会产生大量污水,深入地下污染地下水体,从而更加威胁地表植物生长,加剧水土流失。尽管退耕还林能有效提高植被覆盖,减少土壤侵蚀,提高生态系统服务功能,但由于人类能源开采方式与土地利用方式的不合理,对土壤侵蚀的影响更加显著。

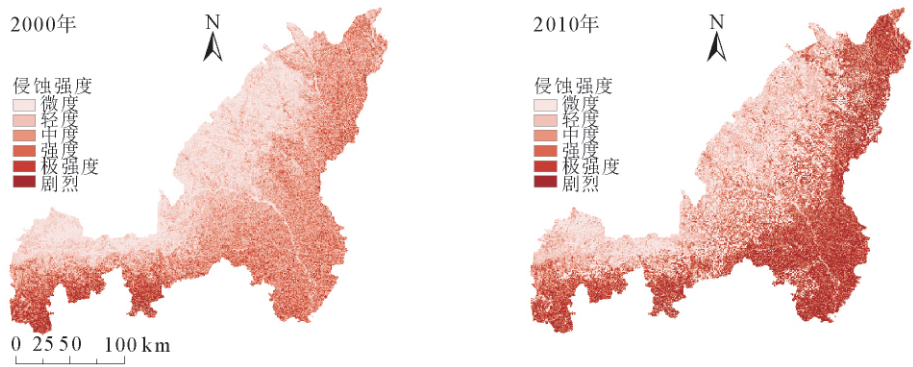


图 1 榆林市 2000 年和 2010 年土壤侵蚀强度分级

Fig.1 The soil erosion intensity grade map of Yulin in 2000 and 2010

表 3 退耕还林前后榆林市土壤侵蚀强度的面积分布

Table 3 Area distribution of soil erosion intensity in Yulin before and after implementing the project

侵蚀强度	侵蚀模数 /(t·km ⁻² ·a ⁻¹)	2000 年		2010 年		面积变化/km ²	面积变化率/%
		面积/km ²	占比/%	面积/km ²	占比/%		
微度	<500	12 213	28.81	13 343	31.44	1 130	9.25
轻度	500~2 000	13 857	32.69	7 963	18.77	-5 894	-42.53
中度	2 000~5 000	7 520	17.74	4 669	11.00	-2 851	-37.91
强度	5 000~8 000	4 347	10.25	3 638	8.57	-709	-16.31
极强度	8 000~15 000	3 319	7.83	5 914	13.94	2 595	78.19
剧烈	>15 000	1 135	2.68	6 907	16.28	5 772	508.55

3.2 不同土地利用下的土壤侵蚀强度分析

土壤侵蚀情况与土地利用类型有着密切的联系。在 ArcGIS 10.2 软件中将土地利用类型图与土壤侵蚀强度分级图进行叠加(由于水域不发生土壤侵蚀,故在叠加后的结果中删除水域面积),最终得

到退耕还林前后不同土地利用类型下的土壤侵蚀强度占比(表 4)。

由表 4 可以看出,2010 年各土地利用类型的土壤侵蚀程度相较 2000 年总体侵蚀强度有所增加,但草地土壤侵蚀微度以上侵蚀面积占比明显下降,说

明退耕还林对于草地土壤保持量增加有显著效果。然而,2010 年林地的土壤侵蚀剧烈程度达到了 42.67%,一方面由于地形因素限制,本来土壤侵蚀程度较强的土地不适宜用作其他生产生活用地,需要依靠植树造林进行水土保持工作,所以林地往往位于水土流失较严重地区;另一方面由于人类开山寻矿,开采造成的污染影响到山中的森林生长,污染加剧水土流失。同时,建设土壤侵蚀程度激增,说明人类开发和利用资源的方式直接影响着土壤侵蚀的

发生与否及其程度大小,自 2000 年以来,榆林市城市化进程加快,建设用地增加、资源开采和能源利用方式不合理加剧了土壤侵蚀。由于退耕还林工程的开展,榆林市水土保持情况得到了一定程度上的改善,但降雨等自然因素改变和人类活动影响导致不同用地类型土壤侵蚀中剧烈程度占比有所增加,水土流失问题需要更进一步的治理措施。

3.3 生态服务价值分析

退耕还林前后榆林市生态服务价值变化见图 2。

表 4 退耕还林前后榆林市各土地利用类型下的土壤侵蚀类型分布情况

Table 4 Distribution of soil erosion types under different land use types in Yulin before and after implementing the project %

土地利用类型/侵蚀强度	微度		轻度		中度		强度		极强度		剧烈	
	2000 年	2010 年	2000 年	2010 年	2000 年	2010 年	2000 年	2010 年	2000 年	2010 年	2000 年	2010 年
耕地	25.92	15.88	38.34	22.06	24.41	15.59	8.25	13.65	2.66	22.66	0.41	10.16
林地	21.85	9.21	23.17	19.97	11.58	10.07	11.99	6.61	21.04	11.46	10.37	42.67
草地	24.06	50.01	27.85	8.23	16.30	5.37	14.02	4.98	12.81	9.45	4.95	21.95
建设用地	22.56	11.76	39.10	25.67	10.53	17.11	12.03	6.95	11.28	10.16	4.51	28.34
未利用地	52.18	15.35	39.61	51.54	5.62	19.07	1.52	6.10	0.94	5.13	0.13	2.82

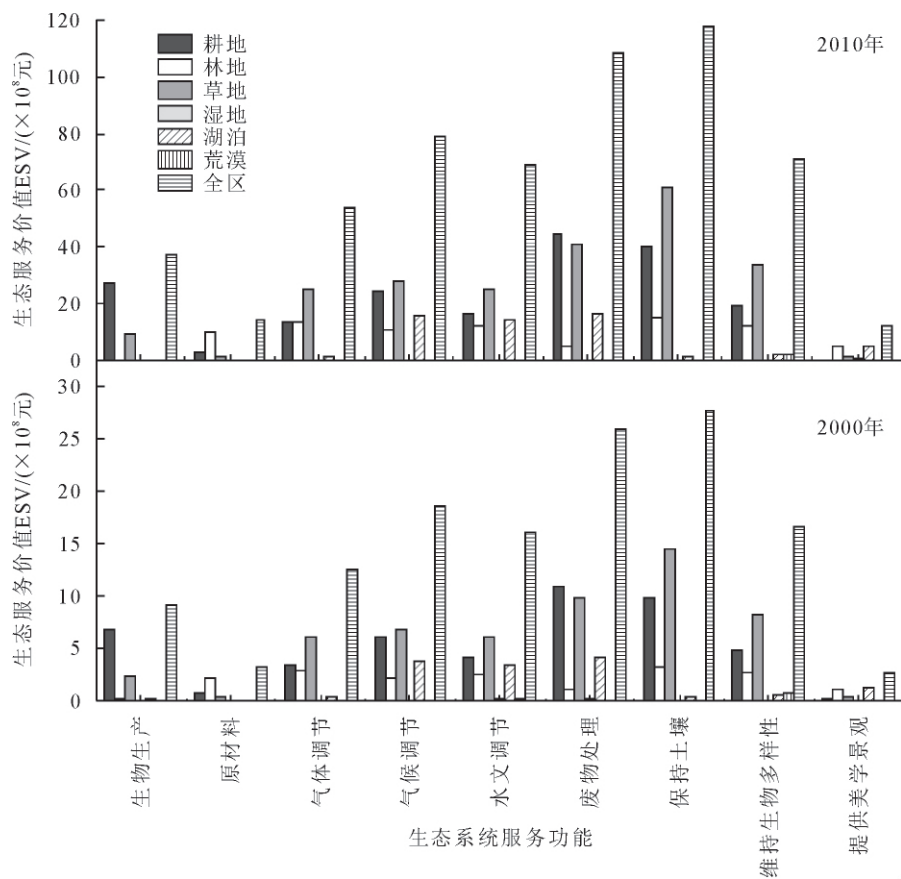


图 2 退耕还林前后榆林市生态服务价值变化

Fig. 2 Changes of Yulin's ecological service value before and after implementing the project

从整体上看,研究区所有土地利用类型的生态服务价值量均有所上升,总体上升了 43.08×10^9 元,增长率为 326%,主要原因为 2000—2010 年的全国三大粮食作物亩产量和市场价格上升,单位面

积农田生态系统提供食物生产服务功能的经济价值上涨了 317.94%;从各土地利用类型上看,林地增长率最高,为 389.43%。就其对总生态服务价值变化的贡献率来看,草地的贡献率最高,为 40.13%,

主要是因为研究区的草地面积较大,在退耕还林工程的背景下,为控制水土流失、减缓土壤侵蚀,扩大了林地和草地的面积。总体来说,研究区耕地面积减少了 351 km²,而林地面积增加了 339 km²,草地面积增加了 133 km²,土地利用结构更加合理,生态服务功能得到改善。

从全区的单项生态系统服务价值来看,各项生态系统服务功能价值都有所增长,保持土壤的价值增长幅度最大,为 9.01×10^9 元,其中由林地贡献的比率为 13.36%,草地的贡献率达 51.64%。可见,在退耕还林工程的背景下,研究区的土地利用类型的改变提升了生态系统的调节功能,尤其在土壤保持方面效果显著,改善了当地的自然环境。

3.4 敏感性指数分析

计算得到榆林市退耕还林前后不同土地利用类型的敏感性指数(CS)变化(图 3)。

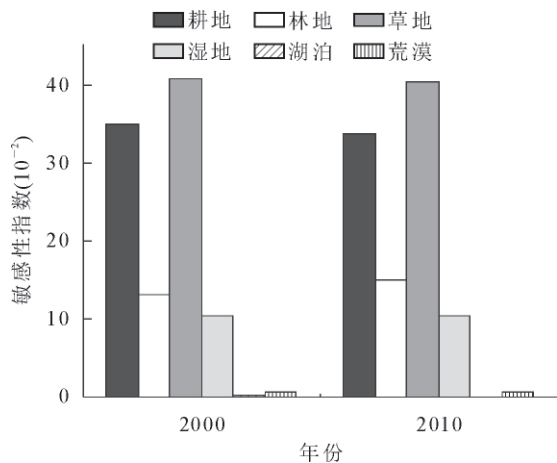


图 3 榆林市退耕还林前后生态服务价值敏感性指数
Fig. 3 Coefficient sensitivity of Yulin's ecological service value before and after implementing the project

CS_{草地} 最大,表明草地为主要的土地利用类型,其生态价值系数的变化对研究区的生态服务价值影响程度最大;CS_{湖泊} 最小,其生态价值系数 1% 的变化只可对区域生态服务价值造成 0.01% 变化。退耕还林后,大部分土地利用类型的敏感性指数有小幅下降,而 CS_{林地} 有小幅上升,部分原因是退耕还林后林地面积有所增大,使其变化对当地生态服务价值的影响程度增大,因此更应该注重对林地资源的保护,维护退耕还林工程的成果。

各土地利用类型的敏感性指数都 <1,这表明赋予土地利用类型生态服务价值系数大小对于总生态服务价值影响不大,即生态服务价值对生态价值系数是缺乏弹性的,本研究结果真实可信。

3.5 不同坡度下生态服务价值变化分析

在退耕还林工程实施过程中,主要是将坡度 >

25° 的耕地有计划地改造为林地。依据《水土保持综合治理规划通则》^[23],将坡度分为 4 级: <5°、5°~15°、15°~25°、>25°,并与生态服务价值叠加分析,以明确坡度与生态服务价值之间的关系。

由图 4 可见,退耕还林前后研究区各坡度等级的生态服务价值组成并未发生显著变化,增长率均在 320% 左右,坡度在 5°~15° 所产生的生态服务价值最高,坡度 >25° 产生的生态服务价值最低;5°~15° 坡度土地面积占比(43.03%)较大,>25° 坡度土地面积仅占 7.75%,且在坡度较低的情况下,人类对土地进行利用和改造能力更强。同时,15°~25° 坡度耕地的地形倾斜程度较大,水土流失现象较严重,但其并非“退耕还林”的主要场所,导致其对于生态服务价值贡献较弱^[24]。

3.6 不同土壤侵蚀强度下的生态服务价值变化

结合土壤侵蚀面积分布(表 3)和不同土壤侵蚀强度下生态服务价值变化(表 5)可知,生态服务价值的涨幅与土壤侵蚀强度面积变化相关,轻度、中度和强度土壤侵蚀面积有所下降,其生态服务价值变化率涨幅较小,剧烈侵蚀面积的增长率最大,为 508.55%,其生态服务价值增长率也最大,为 7 324%。可见,土壤侵蚀程度低值区并不一定是创造生态服务价值的高值区,土地利用是影响土壤侵蚀强度与生态服务价值的重要因素。因此,人们需要从土地利用转变的角度出发,防治土壤侵蚀,提高生态服务价值。

表 5 退耕还林前后不同土壤侵蚀强度下的生态服务价值变化

Table 5 Changes of ecological service value under different soil erosion intensities before and after implementing the project

侵蚀强度	生态服务价值(×10 ⁸ 元)			
	2000 年	2010 年	变化量	增长率/%
微度	29.218 2	265.439 9	236.221 8	808
轻度	37.116 7	200.388 8	163.272 1	440
中度	22.129 1	113.830 2	91.701 2	414
强度	13.459 1	86.139 6	72.680 5	540
极强度	11.784 4	149.116 7	137.332 3	1 165
剧烈	4.653 8	345.485 5	340.831 7	7 324

4 结论与讨论

4.1 结论

退耕还林以来,林草地面积分别扩大了 339、133 km²,但由于 2010 年降雨侵蚀力比 2000 年增长了 157.66%,且土地利用方式不合理,导致 2010 年较 2000 年总体呈现出中等侵蚀的土地分别转向轻度和重度侵蚀的趋势,轻度侵蚀及以下面积占比 50.21%。2000 年和 2010 年榆林市平均土壤侵蚀

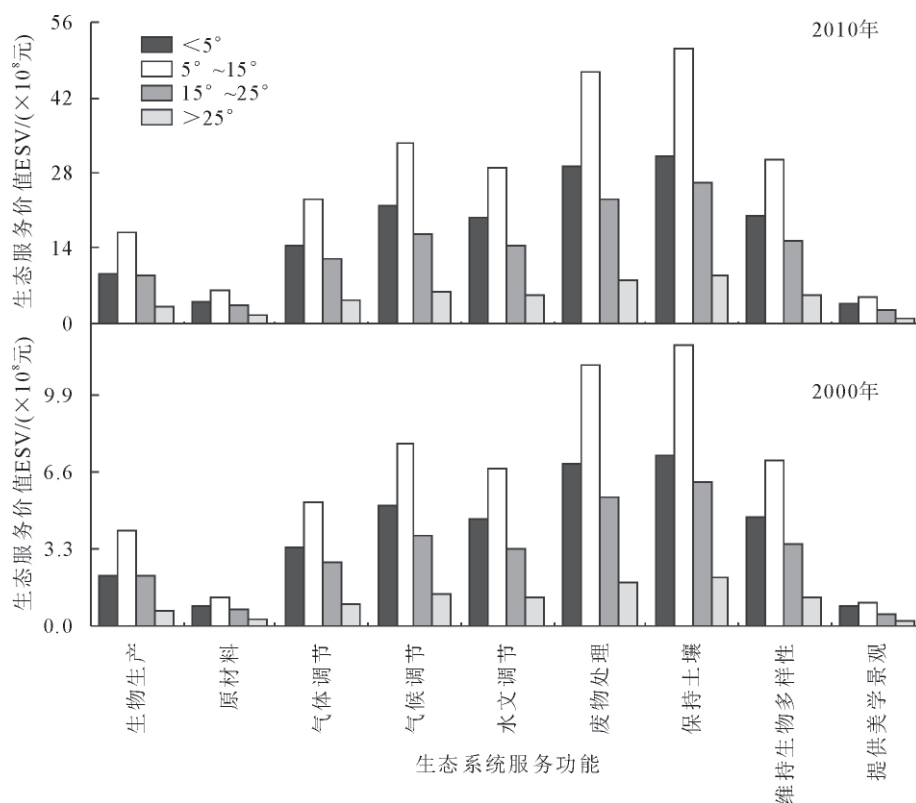


图4 退耕还林前后不同坡度下生态服务价值变化

Fig. 4 Changes of ecological service value under different slopes before and after implementing the project

模数分别为 $3\,002.75\text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $6\,823.57\text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 年侵蚀总量分别为 $1.41 \times 10^8\text{ t}$ 和 $3.22 \times 10^8\text{ t}$ 。研究区 2000 年生态服务价值总量为 132.3×10^8 元, 2010 年为 563.1×10^8 元, 生态服务价值量总体上升了 430.8×10^8 元。退耕还林后, 整体呈现出土壤侵蚀强度降低、生态服务价值升高的趋势。

由于榆林市西部属于风沙草滩区, 地势相对平缓、坡度较小, 而东部和南部为丘陵沟壑区, 地形起伏大, 退耕还林后榆林市西北部、北部土壤侵蚀程度变化幅度较小, 而东部土壤侵蚀程度加剧。总体而言, 榆林市“退耕还林工程”对于水土保持状况改善拥有明显成效, 但局部水土流失问题依然严峻, 需要采用更加有效的手段来提高当地水土保持功能。

土壤侵蚀的低值区并非生态服务价值的高值区, 生态服务价值的涨幅与土壤侵蚀强度面积变化相关, 人类活动对于生态系统有重要影响。在治理水土流失问题的同时需考虑生态系统的服务价值, 合理布设生态保护修复方案, 提升区域水土保持生态效益。

在退耕还林工程的背景下, 提升耕地的开发利用效率也同样重要。研究区生态服务价值显著提升的主要原因是单位面积农田生态系统提供食物生产服务功能的经济价值由 $400\text{ 元} \cdot \text{hm}^{-2}$ 增长至

$1\,672\text{ 元} \cdot \text{hm}^{-2}$, 说明发达的粮食生产力是改善当地生态环境的基础, 先进的农业技术研究应与环保事业同步发展。退耕还林所改变的主要是产量低而不稳定的陡坡地、沙化耕种地等, 调整劣质耕地, 注重优质耕地的保护和开发, 同样是提升生态服务价值的有效措施。本研究对退耕还林前后土壤侵蚀与生态服务价值动态变化进行了综合分析, 研究结果可为深入认识退耕还林政策的实施效果, 为生态环境建设项目的有效实施提供参考。

4.2 讨论

研究表明, 人类社会经济活动对土壤侵蚀状况有显著影响, 合理的土地利用既是人为治理水土流失的重要手段, 又是提高生态服务价值的必要措施。人类需要在保证生活生产秩序的前提下, 合理利用土地、开采资源、提升耕地的开发利用效率, 最大程度地保护生态, 继续研究包括退耕还林工程在内的各项水土保持措施, 提升水土保持成效。对于坡度 $>25^\circ$ 的耕地要严格实行退耕还林还草; 对于坡度在 $15^\circ \sim 25^\circ$ 的耕地要因地制宜, 有计划地开发经济林; 对于 $<15^\circ$ 的耕地要加强农田基本建设, 改良土壤水热条件和养分状况, 从而提高水土保持性能与区域生态服务价值^[25]。

本研究只选取了陕北黄土高原典型地区榆林市, 基于 30 m 分辨率的栅格图进行叠加分析, 在接

下来的研究中有必要基于小尺度、中尺度和大尺度探讨土壤侵蚀和生态系统服务价值协同关系的动态变化及影响因素,例如涉及整个黄土高原地区、陕北黄土高原以及榆林市典型区吴起县等,根据区域特点评估退耕还林政策在改善水土保持功能和提升生态服务价值上的贡献,提升水土保持成效与经济效益。

参考文献:

- [1] 霍光平. 榆林年鉴[M]. 陕西人民出版社, 2011:10-18.
- [2] COSTANZA R, ARGE R, GROOT R, *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Nature*, 1997, 386:253-260.
- [3] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. *自然资源学报*, 2003, 18(2):189-196.
- [4] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. *自然资源学报*, 2008, 23(5):911-919.
XIE G D, ZHEN L, LU C X, *et al.* Expert knowledge based valuation method of ecosystem services in China [J]. *Journal of Natural Resources*, 2008, 23(5):911-919. (in Chinese)
- [5] 马宇丹. 基于组合评价法的退耕还林工程综合效益评价[D]. 陕西杨陵:西北农林科技大学, 2018.
- [6] 李蕴琪, 韩磊, 朱会利, 等. 基于土地利用的延安市退耕还林前后生态服务价值变化[J]. *西北林学院学报*, 2020, 35(1):203-211.
LI Y Q, HAN L, ZHU H L, *et al.* Changes of ecological service value in Yan'an City pre and post returning farmland to forest-land based on land Use [J]. *Journal of Northwest Forestry University*, 2020, 35(1):203-211. (in Chinese)
- [7] 刘文超, 刘纪远, 匡文慧. 陕北地区退耕还林还草工程土壤保护效应的时空特征[J]. *地理学报*, 2019, 74(9):1835-1852.
LIU W C, LIU J Y, KUANG W H. Spatiotemporal patterns of soil protection effect of the grain for green project in northern Shaanxi [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2019, 74(9):1835-1852. (in Chinese)
- [8] 王森, 王海燕, 谢永生, 等. 延安市退耕还林前后水土保持生态服务功能评价[J]. *水土保持研究*, 2019, 26(1):280-286.
WANG S, WANG H Y, XIE Y S, *et al.* of Ecological service function of soil conservation before and after grain for green project in Yan'an City [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2019, 26(1):280-286. (in Chinese)
- [9] 李富程, 刘影, 樊敏, 等. 岷江上游干旱河谷区退耕还林还草的社会经济影响[J]. *西北林学院学报*, 2016, 31(6):295-301.
LI F C, LIU Y, FAN M, *et al.* Impacts of cultivated land conversion on social-economic changes in arid valley from the upper reaches of Min River[J]. *Journal of Northwest Forestry University*, 2016, 31(6):295-301. (in Chinese)
- [10] 薛卫静. 榆林水土流失危害不容忽视[J]. *榆林科技*, 2012(2):42-43.
- [11] RENARD K G, FOSTER G R, WEESIES G A, *et al.* Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil Loss Equation (RUSLE)[J]. *Agricultural Handbook*, 1997, 703:275-284.
- [12] WILLIAMS J R, ARNOLD J G. A system of erosion—sediment yield models[J]. *Soil Technology*, 1997, 11(1):43-55.
- [13] 王万忠. 黄土地区降雨特性与土壤流失关系的研究 III——关于侵蚀性降雨的标准问题[J]. *水土保持通报*, 1984, 4(2):58-63.
- [14] 谢云, 刘宝元, 章文波. 侵蚀性降雨标准研究[J]. *水土保持学报*, 2000, 14(4):6-11.
XIE Y, LIU B Y, ZHANG W B. Study on standard of erosive rainfall [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 14(4):6-11. (in Chinese)
- [15] MCCOOL D K, FOSTER G R, MUTCHLER C K, *et al.* Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation [J]. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 1987, 30:1387-1396.
- [16] LIU B Y, NEARING M A, RISSE L M. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes[J]. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 1994, 37:1835-1840
- [17] WISCHMEIER W H, SMITH D D. Predicting rainfall-erosion losses: A guide to conservation planning [J]. *Agriculture Handbook*, 1978, 537:58.
- [18] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究[J]. *水土保持学报*, 2000(2):19-24.
- [19] 贾俊妹, 陈金莲, 高欣, 等. 基于 RUSLE 的大通县土壤侵蚀量估算[J]. *西北林学院学报*, 2012, 27(2):56-61.
JIA J S, CHEN J L, GAO X, *et al.* Estimation of soil erosion based on RUSLE in Datong County [J]. *Journal of Northwest Forestry University*, 2012, 27(2):56-61. (in Chinese)
- [20] 李若东, 刘得俊, 冯玲正, 等. 基于 GIS 下的西宁市土壤侵蚀预测[J]. *水土保持研究*, 2008, 15(2):1-3.
- [21] 王耀宗, 常庆瑞, 屈佳, 等. 陕北黄土高原土地利用/覆盖变化及生态效应评价[J]. *水土保持通报*, 2010, 30(4):134-137
WANG Y Z, CHANG Q R, QU J, *et al.* Assessment on ecological effects of land use/cover changes on the Loess Plateau of north Shaanxi Province [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2010, 30(4):134-137. (in Chinese)
- [22] SL 190-2007, 土壤侵蚀分类分级标准[S]. 中华人民共和国水利部, 2008.
- [23] GB/T 15772-2008, 水土保持综合治理 规划通则[S]. 国家质量监督检验检疫总局, 国家标准化管理委员会, 2008.
- [24] 孙艺杰, 任志远, 郝梦雅, 等. 黄土高原生态系统服务权衡与协同时空变化及影响因素——以延安市为例[J]. *生态学报*, 2019, 39(10):3443-3454.
SUN Y J, REN Z Y, HAO M Y, *et al.* Spatial and temporal changes in the synergy and trade-off between ecosystem services, and its influencing factors in Yanan, Loess Plateau[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(10):3443-3454.
- [25] 李晓玲. 南水北调中线陕西水源区水土流失及治理对策[J]. *水土保持通报*, 2008, 28(6):158-161, 199.
LI X L. Soil and water loss and its countermeasures in the Shaanxi water source area of the middle route project for south-to-north water transfer [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2008, 28(6):158-161, 199. (in Chinese)