

基于结构化植被指数的延河流域土壤侵蚀时空动态分析

刘欢欢¹, 刚成诚^{2,3}, 温仲明^{1,2,3}, 陈同德^{2,3}, 刘悦¹, 陈印¹

(1.西北农林科技大学 草业与草原学院, 陕西 杨凌 712100; 2.西北农林科技大学 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100; 3.中国科学院 水利部 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100)

摘要:黄土高原是我国水土流失问题最为突出的地区,也是退耕还林还草等生态工程重点实施区。为深入了解植被在土壤侵蚀中的作用,以黄土高原丘陵沟壑区——延河流域为研究区,基于结构化植被指数(Cs)计算植被覆盖管理因子,在此基础上利用 RUSLE 模型模拟了 2000—2018 年延河流域土壤侵蚀强度的时空动态特征,并与基于传统归一化植被指数(NDVI)的结果进行了比较。结果表明:(1) 基于 Cs 和 NDVI 的 2000—2018 年延河流域多年平均土壤侵蚀模数分别为 8 354.62 t/(km²·a) 和 6 421.13 t/(km²·a),19 年间总体呈现下降趋势,分别下降了 56.41% 和 44.16%;(2) 2000—2018 年,延河流域土壤侵蚀强度变化明显,基于 Cs 和 NDVI 的土壤侵蚀强度降低的面积分别占流域总面积的 53.70% 和 62.45%。延河流域的中游和下游土壤侵蚀强度下降明显;(3) Cs 能够反映植被恢复的过程,且综合考虑了植被群落的水平和垂直结构特征,更为全面地反映植被的水土保持功能。结构化植被指数为进一步揭示植被群落在水土保持的作用和效益提供了科学依据。

关键词:土壤侵蚀; 延河流域; 植被结构; 结构化植被指数(Cs)

中图分类号:S157.1

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2022)05-0001-07

Soil Erosion Dynamics Analysis in the Yanhe Basin During 2000—2018 Based on the Structural Vegetation Index

LIU Huanhuan¹, GANG Chengcheng^{2,3}, WEN Zhongming^{1,2,3},
CHEN Tongde^{2,3}, LIU Yue¹, CHEN Yin¹

(1.College of Grassland Agriculture, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 2.Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 3.Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: The Loess Plateau has the severest soil erosion problems, and is the key region of ‘Grain For Green’ project in China. To further understand the role of vegetation in soil erosion, the Yanhe Basin was chosen as the study area. The vegetation coverage and management factor were calculated based on the Structural Vegetation Index (Cs). Then, the spatiotemporal dynamics of soil erosion intensity in Yanhe Basin during 2000—2018 were estimated by using the RUSLE model. The results showed that: (1) the NDVI and Cs-based estimation of the mean annual soil erosion in Yanhe Basin during 2000—2018 was 6 421.13 and 8 354.62 t/(km²·a), respectively; the soil erosion showed an overall decreasing trend over the 19 years, which decreased by 56.41% and 44.16%, respectively; the total area of regions with intensity lower than moderate erosion took up to more than 60% of total study area; (2) during 2000—2018, the soil erosion intensity varied significantly; the NDVI and Cs-based estimation showed that regions that experienced decreased soil erosion intensities occupied 62.45% and 53.70% of the total study area, respectively; the soil erosion condition in the upper and middle reaches of Yanhe recovered obviously; (3) both the NDVI and Cs estimation can monitor the vegetation recovery process; the Cs considers the horizontal and vertical structures of vegetation, which can reflect the soil and water conservation function of vegetation. Cs can provide references for further revealing the role of vegetation community in controlling the soil and water conservation.

收稿日期:2021-07-05

修回日期:2021-08-05

资助项目:国家重点研发计划项目(2016YFC0501707);陕西省自然科学基金项目(2021JQ-171);国家自然科学基金(31602004)

第一作者:刘欢欢(1999—),男,甘肃陇南西和人,在读硕士生,研究方向:植被恢复与土壤侵蚀。E-mail:liuhh75@163.com

通信作者:刚成诚(1986—),男,辽宁灯塔市人,博士,副研究员,主要从事植被恢复与土壤侵蚀研究。E-mail:gangcc@ms.iswc.ac.cn

Keywords: soil erosion; Yanhe Basin; vegetation structure; structural vegetation index (Cs)

土壤侵蚀是一个全球性的环境问题,不仅降低土壤质量、破坏土地资源,而且淤积河道、加剧洪涝灾害,对农业生产和生态环境构成了极大的威胁,严重制约了社会经济的可持续发展^[1-2]。据估算,全球土壤侵蚀的面积约为 $1.64 \times 10^7 \text{ km}^2$,约占陆地总面积的 10.95%^[1]。水利部 2018 年全国水土流失动态监测结果显示,2018 年全国发生土壤侵蚀的面积约为 $2.73 \times 10^6 \text{ km}^2$,占国土总面积的 28.6%^[3]。我国每年因土壤侵蚀造成的经济损失高达百亿元以上^[1,4]。因此,科学计算流域土壤侵蚀动态变化是深入认识土壤侵蚀发生过程与机理的重要步骤,对于评估区域水土保持措施有效性及合理调整具有重要的理论与现实意义。

土壤侵蚀模型的发展为计算不同时空尺度的土壤侵蚀提供了有力的技术手段^[5-7]。目前在我国应用比较广泛的土壤侵蚀模型包括通用土壤流失方程 (Universal Soil Loss Equation, USLE)、修正的通用土壤流失方程 (Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE) 和中国土壤流失方程 (Chinese Soil Loss Equation, CSLE)。如王涛等^[8]利用 RUSLE 模型计算了 2000—2014 年陕北无定河流域土壤侵蚀的时空变化;Teng 等则利用 RUSLE 模型预测了未来青藏高原的土壤侵蚀^[9];USLE 被用于计算祁连山^[10]、湄公河流域^[11]及长株潭城市群等^[12]地区的土壤侵蚀和水土流失特征。CSLE 也被用于不同县域、省(市)区及流域尺度的土壤侵蚀研究^[13-15]。

黄土高原由于其特殊地理位置及气候条件,加之长期以来不合理的人类活动,使其成为中国乃至全球土壤侵蚀最为强烈的地区之一,生态环境极其脆弱^[16-17]。自上个世纪末,国家先后实施了“退耕还林还草”等一系列生态工程,黄土高原的生态环境得到了有效的改善,植被覆盖度增加,多年平均入黄泥沙量从 16 亿 t 锐减至 2~3 亿 t^[18-19],可见植被在抵抗土壤侵蚀中的重要作用。现有土壤侵蚀模型中一般采用给不同土地利用类型赋值或者基于植被覆盖度来表征植被在水土保持中的作用,即植被覆盖管理因子(C)^[6-7,15,20]。但由于植被覆盖度仅能体现植被的投影盖度,即植被的水平结构信息,无法体现植被的层次结构,即垂直结构信息,因此其不能完全真实的反映植被的水土保持功能。据此,雷婉宁和温仲明等在野外大量观测数据的基础上,提出了结构化植被指数(Cs)的概念^[21]。与传统的归一化植被指数(NDVI)相比,Cs 在高植被覆盖区,能够有效避免植被指数饱和现象,而且能够将不同层次的植被信息相耦

合,以表达植被群落更为完整的水土保持功能^[21-22]。

为进一步了解植被结构对土壤侵蚀的影响,本研究分别采用 Cs 和 NDVI 计算植被覆盖管理因子,在此基础上,利用 RUSLE 模型模拟 2000—2018 年延河流域逐年土壤侵蚀量,分析其时空动态特征,比较 NDVI 和 Cs 在流域水土流失评价中的可靠性。研究结果一方面为土壤侵蚀模型的植被因子参数优化提供科学依据,另一方面为黄土高原植被结构优化调控和管理提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

延河是黄河中游的一级支流,发源于靖边县境内,由西北向东南流经志丹、安塞和延安,在延长县南河沟乡凉水岸附近汇入黄河,全长 286.9 km^[7]。主要支流包括杏子河,西川、潘龙川和南川等,整个流域面积为 7 725 km²,位于陕北黄土高原中部丘陵沟壑区(36°21′—37°19′N, 108°38′—110°29′E),地势西北高东南低(图 1),地形破碎复杂,黄绵土占流域总面积的 85%以上,抗侵蚀能力差^[7,23]。

该流域属于温带大陆性半干旱气候区,年均温约为 9℃,年降水量 500 mm,大部分地区干旱少雨,降雨季节分配不均,夏季多暴雨,降水变化率大。植被类型以次生植被和中、低覆盖度草地为主,天然林集中部分在流域的西南部。常见的植物种从南向北有辽东栎、刺槐、油松。延安至安塞之间为柠条和白羊草,安塞以北为百里香、长芒草等^[23-24]。

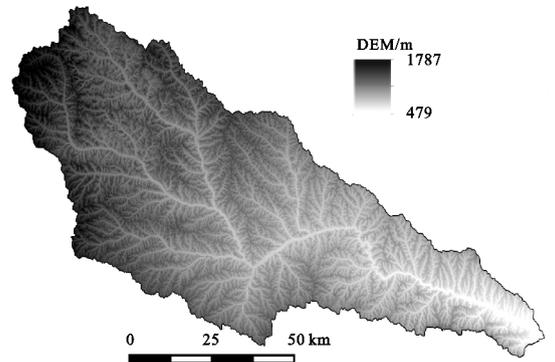


图 1 延河流域地形

1.2 数据来源

本研究所用的数据包括:(1) DEM 数据,来源于中国科学院资源环境科学与数据中心,空间分辨率为 30 m;(2) 气象数据:流域内及周边气象站数据来源于中国气候数据共享网;(3) 土地利用数据:来源于中国科学院资源环境科学与数据中心,空间分辨率为 30 m;(4) 遥感影像数据:2000—2018 年延河流域

6—9, 11—2 月的 Landsat 7 ETM 和 Landsat 8 OLI 遥感影像(影像编号 127034, 127035, 126035), 来源于美国 USGS 网站, 利用 ENVI 软件进行缺失条带插补、辐射定标和大气校正等操作, 提取遥感指数应用于 RUSLE 模型中。

1.3 土壤侵蚀模型

本研究采用修正的通用土壤流失方程 RUSLE 来计算延河流域的土壤侵蚀模数:

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

式中: A 为年均土壤侵蚀模数, 是指单位面积单位时间和空间的平均土壤流失量 [$t/(km^2 \cdot a)$]; R 为降雨侵蚀力因子 [$MJ \cdot mm/(km^2 \cdot h \cdot a)$]; K 为土壤可蚀性因子 [$t \cdot hm^2 \cdot h/(km^2 \cdot MJ \cdot mm)$]; L 和 S 分别为坡长和坡度因子; C 为植被覆盖与管理因子; P 为水土保持措施因子。

1.3.1 降雨侵蚀力因子 R 利用逐月雨量估算延河流域的降雨侵蚀力, 其计算方法为:

$$F = \frac{\sum_{i=1}^n p_i^2}{p} \quad (2)$$

$$R = \alpha F^\beta \quad (3)$$

式中: p_i 为逐月降雨量 (mm); p 为年均降水量 (mm); n 为产生侵蚀性降雨 (10 mm) 的月份数^[25]; F 为修正参数; R 为年均降雨侵蚀力 [$MJ \cdot mm/(km^2 \cdot h \cdot a)$]; α 和 β 为模型参数, 依据现有研究^[7, 26], 其值分别取 0.183 3, 1.995 7。将延河流域内及周边气象站的月降水数据利用薄板样条插值方法插值为空间分辨率为 30 m 的空间图, 再利用上述公式计算出降雨侵蚀力的空间分布。

1.3.2 土壤可蚀性因子 K 利用 EPIC 模型计算延河流域不同土壤类型的 K 值^[27-28], 其计算公式为:

$$K = \{0.2 + 0.3 \exp[0.0256 \text{SAN}(1 - \text{SIL}/100)]\} \times \left(\frac{\text{SIL}}{\text{CLA} + \text{SIL}} \right)^{0.3} \times \left[1.0 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right] \times \left[1.0 - \frac{0.7\text{SN1}}{\text{SN1} + \exp(-5.51 + 22.9\text{SN1})} \right] \quad (4)$$

式中: K 为土壤可蚀性因子; SAN , SIL 和 CLA 分别是砂粒、粉粒和黏粒的有机碳含量 (%), 其中 $\text{SN1} = 1 - \text{SAN}/100$ 。

1.3.3 坡度和坡长因子 LS 在流域尺度, 坡度和坡长可以用过 DEM 提取。本研究采用刘宝元等在黄土高原建立的坡度坡长因子计算方法^[29-30]:

$$L = (\lambda/22.1)^\alpha \quad (5)$$

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.03 & (\theta < 5^\circ) \\ 16.8 \sin \theta - 0.05 & (5^\circ \leq \theta < 14^\circ) \\ 21.91 \sin \theta - 0.96 & (\theta \geq 14^\circ) \end{cases} \quad (6)$$

$$\alpha = \beta / (1 + \beta) \quad (7)$$

$$\beta = (\sin \theta / 0.089) / [3.0(\sin \theta)^{0.8} + 0.56] \quad (8)$$

式中: L 为坡长因子; λ 为由 DEM 提取的坡长 (m); 22.1 为标准小区坡长; α 为坡度坡长指数; S 为坡度因子; θ 为由 DEM 提取的坡度值。

1.3.4 植被覆盖管理因子 C 目前, 已有大量关于植被指数和 C 因子的关系式, 本研究采用下列公式进行计算:

$$C = \exp[-\alpha \times \frac{\text{NDVI}}{(\beta - \text{NDVI})}] \quad (9)$$

式中: α 和 β 的取值分别为 2, 1。由于水体和建筑用地的 NDVI 较低, 接近于 0, 但他们的土壤侵蚀强度很小, 因此将水体和建筑用地的 C 值赋值为 0^[7]。

NDVI 的计算公式为:

$$\text{NDVI} = \frac{\text{NIR} - R}{\text{NIR} + R} \quad (10)$$

式中: NIR 和 R 分别为 Landsat 7, 8 影像的近红外和红光波段。

在计算流域尺度 C_s 时, 土壤调整植被指数 (MSAVI) 能够有效的去除土壤背景值的影响, 用来反映植被绿色覆盖状况。在提取枯枝落叶层信息时, 归一化耕作指数 (NDTI) 与 C_s 的相关性要高于其他植被黄度指数^[21-22]。因此, 利用夏季和冬季的遥感影像提取 MSAVI 和 NDTI 来综合表征 C_s , 其公式为:

$$\text{NDTI} = \frac{\text{SWIR}_2 - \text{SWIR}_1}{\text{SWIR}_2 + \text{SWIR}_1} \quad (11)$$

$$\text{MSAVI} = 0.5 + \text{NIR} - 0.5 \times \sqrt{(2 \times \text{NIR} + 1)^2 - 8 \times (\text{NIR} - R)} \quad (12)$$

$$C_s = 0.175 \text{MSAVI} + 0.522 \text{NDTI} \quad (13)$$

式中: NDTI 为归一化耕作指数; SWIR_1 和 SWIR_2 分别为 Landsat 7, 8 影像的短波红外波段 1, 2; MSAVI 为修正的土壤调整植被指数。关于 C_s 的验证过程详见参考文献^[21-22]。

1.3.5 水土保持措施因子 P 依据现有研究^[7, 20], 采用给不同土地利用类型赋值的方法确定 P 值。水体、建筑用地、林地和草地一般未采取水土保持措施, 因此赋值为 1。对于耕地而言, 通常坡度越大, 水土保持措施的作用越重要, 因此, 依据表 1 按照坡度范围对耕地进行赋值。

2 结果与分析

2.1 2000—2018 年延河流域土壤侵蚀强度的时间动态

2000—2018 年, 基于 C_s 的延河流域平均土壤侵蚀模数为 8 354.62 $t/(km^2 \cdot a)$, 高于基于 NDVI 得

到的 $6\,421.13\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ (图2)。基于Cs和NDVI的土壤侵蚀模数的变化趋势相同,在2000—2006年下降明显,之后趋于平稳。最高值均出现在2001年,分别为 $13\,916.34, 15\,867.67\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$,之后逐渐下降,在2006年分别下降为 $4\,092.22, 5\,962.21\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 。2014年土壤侵蚀模数达到最低值,之后又呈现上升的趋势。基于Cs和NDVI的2018年土壤侵蚀模数分别为 $7\,102.62, 5\,053.78\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$,与2000年相比,分别下降了 44.15% 和 56.41% 。

表1 不同坡度范围耕地的P值

坡度范围	P值
5°	0.100
$5^\circ \sim 10^\circ$	0.221
$10^\circ \sim 15^\circ$	0.305
$15^\circ \sim 20^\circ$	0.575
$20^\circ \sim 25^\circ$	0.705
$>25^\circ$	0.800

依据水利部颁发的《土壤侵蚀分类标准》,将土壤侵蚀强度分为微度侵蚀[$0 \sim 500\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$]、轻度侵蚀[$500 \sim 2\,500\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$]、中度侵蚀[$2\,500 \sim 5\,000\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$]、强烈侵蚀[$5\,000 \sim 8\,000\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$]、极强烈侵蚀[$800 \sim 15\,000\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$]和剧烈侵蚀

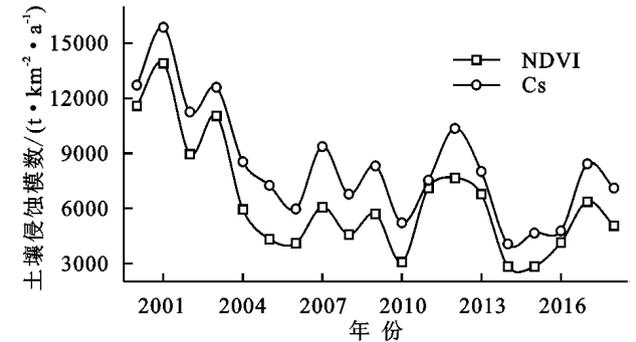
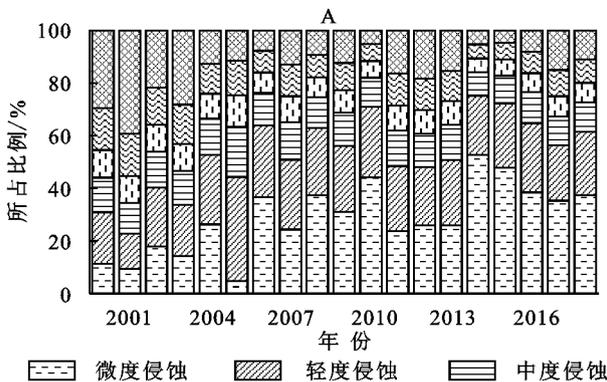


图2 2000—2018年延河流域土壤侵蚀模数

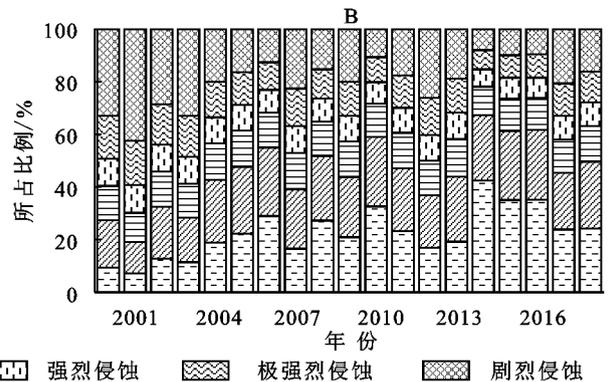


图3 基于NDVI(A)和Cs(B)计算的2000—2018年延河流域不同侵蚀强度比例变化

2.2 2000—2018年延河流域土壤侵蚀的空间动态

2000年、2009年、2018年延河流域土壤侵蚀的空间分布见图4。在2000年,土壤侵蚀模数大于 $5\,000\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 的区域广泛分布于延河流域的上中下游地区,轻度和微度侵蚀的区域主要分布在延河沿岸地带及流域的西南部;在2009年,轻度和微度侵蚀的面积增加,主要分布在延河流域的中游地区,而且基于NDVI的增加面积大于基于Cs的面积;在2018年,延河流域中游和下游地区微度和轻度侵蚀的面积进一步增加,土壤侵蚀模数大于 $5\,000\text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 的区域主要集中在延河流域的上游地区。

根据2.1中的研究结果,为进一步揭示土壤侵蚀强

度变化的空间分布特征,分析了延河流域2000—2007年和2007—2018年土壤侵蚀强度空间转化(图5)。基于NDVI的2000—2007年,土壤侵蚀强度等级不变的面积极占流域总面积的 36.13% ,主要分布在延河的中游和沿岸地区;土壤侵蚀等级降低的区域则占 62.42% ,其中下降一级的面积占 34.17% ,其广泛分布于整个流域;在2007—2018年,土壤侵蚀强度等级不变的面积极增加到 45.20% ,侵蚀等级下降的面积降低为 35.38% ,主要分布在流域的中游和下游,侵蚀强度增加的区域主要分布在流域的上游。在2000—2018年,土壤侵蚀强度下降的面积占流域总面积的 62.45% 。

在2000—2007年,基于Cs的延河流域内土壤侵

蚀强度无变化的区域占流域总面积的 54.84%，侵蚀强度下降的面积占 42.14%；在 2007—2018 年，流域内土壤侵蚀强度无变化和下降的面积分别下降到 46.44%和 36.71%。从整个研究时间范围来看，土壤侵蚀强度以下降趋势为主，面积占 53.70%，其主要分

布在延河流域的中游和下游地区。在 2000—2018 年，土壤侵蚀强度下降地区的面积占流域总面积的 53.70%，低于基于 NDVI 的结果。总体而言，基于 Cs 和 NDVI 的结果均表明延河流域土壤侵蚀状况得到明显改善。

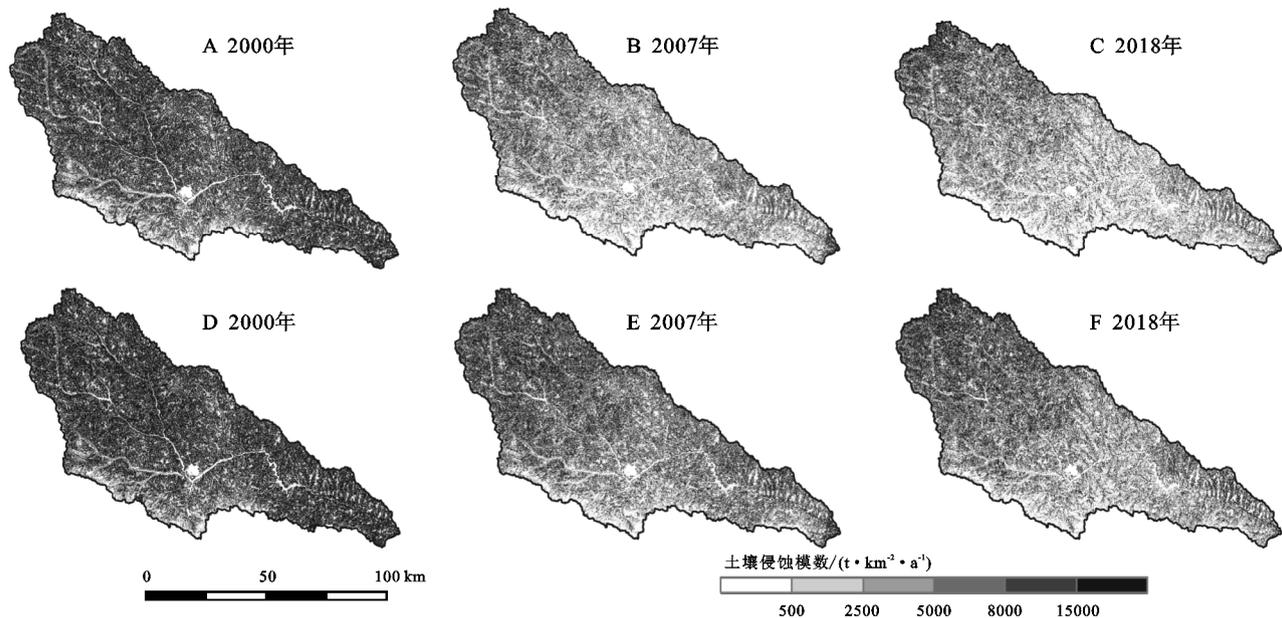


图 4 基于 NDVI(A, B, C)和 CS(D, E, F)的延河流域 2000 年、2009 年、2018 年土壤侵蚀模数变化

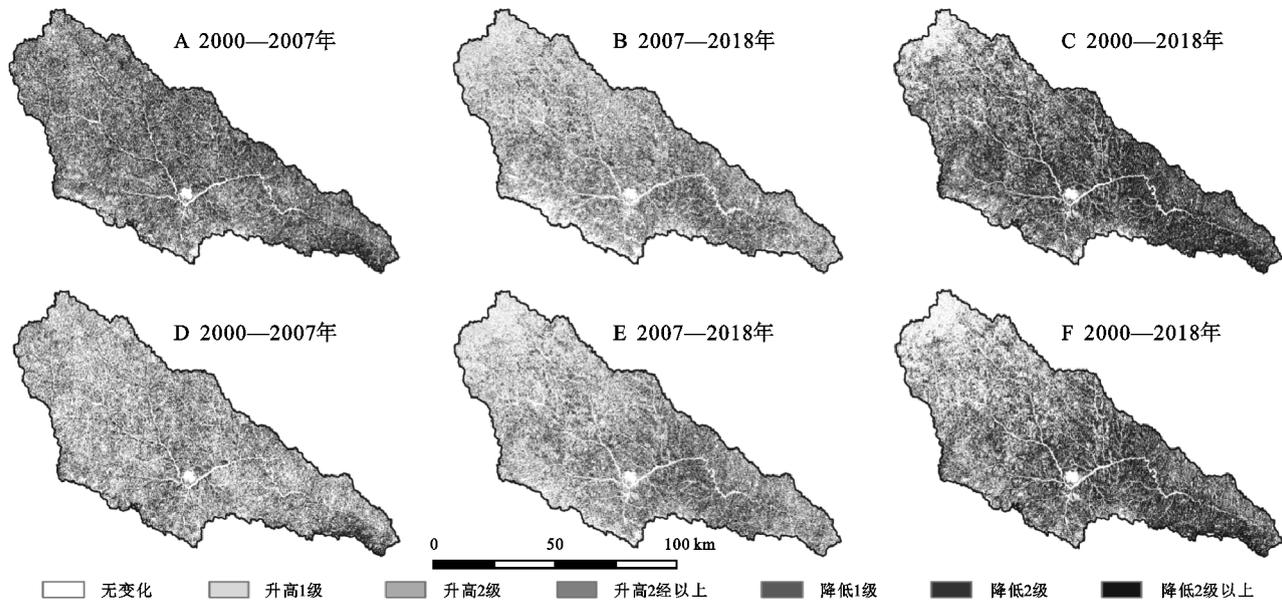


图 5 基于 NDVI(A, B, C)和 Cs(D, E, F)的延河流域 2000—2007 年、2007—2018 年、2000—2018 年土壤侵蚀强度的变化

3 讨论

植被和降雨是影响土壤侵蚀动态的两个主要因素。本研究发现，在 2000—2018 年，延河流域的 NDVI 和 Cs 均呈现上升的趋势，增加速率分别为 0.012/a 和 0.014/a，尤其是在 2000—2006 年，其增加速率均高达 0.05/a(图 6)。自 20 世纪 90 年代初开始，延河流域开展了大规模的退耕还林还草、封山育林等植被恢

复工程，造林种草的实施力度增强，截至 2006 年，延河流域林草植被种植面积高达 2 370.05 km²[31-32]。因此，延河流域土壤侵蚀模数下降的主要原因是黄土高原大范围开展的植被恢复措施，这与其他研究的结果一致[7, 33]。但由于某些年份的降雨量较大，导致土壤侵蚀模数仍较高，如 2011 年、2013 年、2017 年，降雨侵蚀力分别达到了 2 371.14, 2 950.10, 2 378.16 MJ·mm/(km²·h·a)，其对应的土壤侵蚀模数高于 6 000 t/

($\text{km}^2 \cdot \text{a}$)。尽管如此,土壤侵蚀强度仍低于 2001 年、2003 年,进一步说明了生态工程措施的有效性。

不同土壤侵蚀模型及因子的不同计算方法均会导致结果的差异,如李天宏等利用 RUSLE 模型计算延河流域 2006 年的土壤侵蚀模数约为 $3\ 000\ \text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ^[7],而谢红霞等利用 CSLE 模型计算的同年结果为 $5\ 009\ \text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ^[23]。本研究基于 NDVI 和 Cs 得到的 2006 年土壤侵蚀模数分别为 $4\ 092.22, 5\ 962.21\ \text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 。本研究中,水土保持措施因子 P 采用的是给不同土地利用类型及不同坡度耕地赋值的方法,而未采用 Lufafa 等^[34]利用坡度计算 P 的方法,该方法在黄土高原亦被广泛采用^[8,24,35]。该方法仅按照坡度计算 p 值,不区分土地利用类型,即同一坡度的农田和自然植被有相同的水土保持措施因子。若本文采用此方法计算 P ,进而得到的土壤侵蚀模数将低于现研究结果。此外,本研究未将淤堤坝和梯田等工程措施计算在内,也会对结果造成一定的误差。

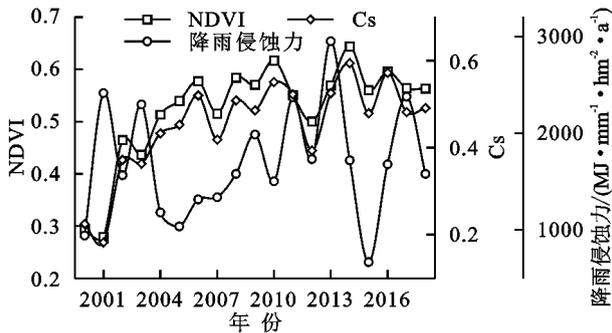


图 6 2000—2018 年延河流域 NDVI, Cs 及年降雨侵蚀力变化

植被覆盖管理因子的准确估算对于土壤侵蚀预测和植被水土保持效益评价具有重要的意义。乔木林中若无灌木或草本植被,林下植被结构的不完整可导致植被群落的水土保持功能下降,其水土流失可能仍然较为严重。灌草层和枯枝落叶层能够有效的拦蓄径流,减少雨滴动能,增加土壤入渗,从而降低土壤侵蚀,在控制土壤侵蚀过程中发挥着重要作用^[36]。传统的 NDVI 指数由于只考虑了植被盖度,无法反映林下植被结构状况,因此,会存在低估土壤侵蚀强度的现象。而结构化植被指数 Cs 不仅考虑了植物群落的水平结构特征,还考虑了包括植被乔木层、灌木层、草本层及枯枝落叶层不同垂直结构特征在水土保持作用中的差异,并且较好的克服了 NDVI 在高植被覆盖区易饱和的现象^[21]。基于遥感影像,以 MSAVI 为绿度指数和 NDTI 为黄度指数提取的 Cs 能够在流域尺度更好的反映植被群落的水土保持作用与效益。本文研究结果表明 2018 年延河流域上游地区的土壤侵蚀模数仍较高,且 Cs 的土壤侵蚀强度

要大于基于 NDVI 的结果,说明这些地区未来水土保持工作仍需进一步加强或者调整。

4 结论

(1) 在 2000—2018 年,基于 Cs 和 NDVI 得到的延河流域土壤侵蚀模数分别下降了 44.15% 和 56.41%;基于 Cs 计算的强烈侵蚀、极强烈和剧烈侵蚀的面积分别下降了 12.17%, 28.43% 和 51.21%, 而基于 NDVI 计算的比例分别下降了 29.66%, 44.48% 和 62.75%;

(2) 在 2000—2007 年,土壤侵蚀强度下降的面积占流域总面积的 42.14%, 广泛分布于整个延河流域;在 2007—2018 年,侵蚀强度持续下降的面积占流域总面积的 36.71%, 主要分布在延河的中游和下游;在整个研究时间范围内,延河流域土壤侵蚀强度下降的面积占流域总面积的 53.70%;

(3) Cs 的变化趋势表明生态工程的实施促进了植被的恢复,有效降低了土壤侵蚀强度。延河流域的上游土壤侵蚀强度仍较高,未来应进一步加强实施水土保持措施。

(4) 基于 Cs 的植被覆盖管理因子不仅能够反映生态工程实施以来植被的改善,而且由于其包含植被垂直结构特征,能够更好的描述植被在控制土壤侵蚀中的作用,为区域尺度水土保持措施中植被结构优化和调控提供了参考。未来可考虑利用无人机遥感或更高时空分辨率的遥感影像在不同的区域尺度开展进一步研究。

参考文献:

- [1] 郑粉莉,王占礼,杨勤科.我国土壤侵蚀科学研究回顾和展望[J].自然杂志,2008,30(1):12-16.
- [2] Zhen L. The national census for soil erosion and dynamic analysis in China[J]. International Soil and Water Conservation Research, 2013,1(2):12-18.
- [3] 中华人民共和国水利部.科技日报:2018 年全国水土流失面积占国土面积 28.6% [EB/OL]. (2019-07-03) [2021-07-05]. http://www.mwr.gov.cn/xw/mtzs/qtmt/201907/t20190703_1344447.html.
- [4] Ni J R, Li X X, Borthwick A G L. Soil erosion assessment based on minimum polygons in the Yellow River basin, China[J]. Geomorphology, 2008,93(3/4):233-252.
- [5] 黄婷婷,史扬予,曹琦,等.黄土高原六道沟小流域近 30 年来土壤侵蚀变化评价[J].中国水土保持科学,2020,18(1):8-17.
- [6] 吴昌广,李生,任华东,等. USLE/RUSLE 模型中植被覆盖管理因子的遥感定量估算研究进展[J].应用生态

- 学报,2012,23(6):1728-1732.
- [7] 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(7):1164-1175.
- [8] 王涛,徐澜,胡阳,等.陕北无定河流域土壤侵蚀与植被覆盖和降雨关系研究[J].水利水电技术,2017,48(6):149-155.
- [9] Teng H, Liang Z, Chen S, et al. Current and future assessments of soil erosion by water on the Tibetan Plateau based on RUSLE and CMIP5 climate models[J]. Science of the Total Environment, 2018,635:673-686.
- [10] 陈豪,丁文广, Zafa Tanjia Binte.基于 USLE 模型的祁连山国家公园土壤水力侵蚀评价[J].中国水土保持科学,2020,18(4):38-44.
- [11] 吴芳,朱源,许丁雪,等.渭公河流域土壤侵蚀空间特征及其优先治理区确定[J].生态学报,2019,39(13):4761-4772.
- [12] 陈学林,文仕知,杨丽丽,等.基于 USLE 模型的长株潭城市群生态绿心区水土流失研究[J].水土保持通报,2020,40(3):118-124.
- [13] 顾治家,谢云,李骛,等.利用 CSLE 模型的东北漫川漫岗区土壤侵蚀评价[J].农业工程学报,2020,36(11):49-56.
- [14] 陈锐银,严冬春,文安邦,等.基于 GIS/CSLE 的四川省水土流失重点防治区土壤侵蚀研究[J].水土保持学报,2020,34(1):17-26.
- [15] 马亚亚,王杰,张超,等.基于 CSLE 模型的陕北纸坊沟流域土壤侵蚀评价[J].水土保持通报,2018,38(6):95-102.
- [16] 张光辉.植被恢复背景下土壤侵蚀研究需要加强的内容[J].中国水土保持,2020,462(9):76-79.
- [17] 李锐.黄土高原水土保持工作 70 年回顾与启示[J].水土保持通报,2019,39(6):298-301.
- [18] 刘宝元.黄河水沙时空图谱[M].北京:科学出版社,2019:46-52.
- [19] 焦菊英,王志杰,魏艳红,等.延河流域极端暴雨下侵蚀产沙特征野外观测分析[J].农业工程学报,2017,33(13):159-167.
- [20] 许月卿,邵晓梅.基于 GIS 和 RUSLE 的土壤侵蚀量计算:以贵州省猫跳河流域为例[J].北京林业大学学报,2006,28(4):67-71.
- [21] 雷婉宁,温仲明.基于植物群落结构的水土流失植被因子指数研究[J].水土保持学报,2008,22(5):68-72,77.
- [22] 雷婉宁,温仲明.基于 TM 遥感影像的陕北黄土区结构化植被因子指数提取[J].应用生态学报,2009,20(11):2736-2742.
- [23] 谢红霞.延河流域土壤侵蚀时空变化及水土保持环境效应评价研究[D].西安:陕西师范大学,2008.
- [24] 赵臻.基于结构化植被指数的区域土壤侵蚀风险评价[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2011.
- [25] 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.
- [26] 章文波,付金生.不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力[J].资源科学,2003,25(1):35-41.
- [27] 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.
- [28] 汪邦稳,杨勤科,刘志红,等.延河流域退耕前后土壤侵蚀强度的变化[J].中国水土保持科学,2007,5(4):27-33.
- [29] McCool D K, Brown L C, Foster G R, et al. Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation[J]. Transactions of the Asae, 1987,30(5):1387-1396.
- [30] Liu B Y, Nearing M A, Risse L M. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes[J]. Transactions of the Asae, 1994,37(6):1835-1840.
- [31] 赵跃中,穆兴民,严宝文,等.延河流域植被恢复对径流泥沙的影响[J].泥沙研究,2014(4):67-73.
- [32] 李传哲,王浩,于福亮,等.延河流域水土保持对径流泥沙的影响[J].中国水土保持科学,2011,09(1):1-8.
- [33] 谢红霞,李锐,杨勤科,等.退耕还林(草)和降雨变化对延河流域土壤侵蚀的影响[J].中国农业科学,2009,42(2):569-576.
- [34] Lufafa A, Tenywa M M, Isabirye M, et al. Prediction of soil erosion in a Lake Victoria basin catchment using a GIS-based Universal Soil Loss model[J]. Agricultural Systems, 2003,76(3):883-894.
- [35] 王涛.基于 RUSLE 模型的土壤侵蚀影响因素定量评估:以陕北洛河流域为例[J].环境科学与技术,2018,41(8):170-177.
- [36] 张晓明,余新晓,武思宏,等.黄土区森林植被对流域径流和输沙的影响[J].中国水土保持科学,2006,4(3):48-53.