

DOI: 10.5846/stxb202205121332

何佳瑛, 蒋晓辉, 雷宇昕. 黄土高原生态工程对关键生态系统服务时空变化的影响——以延河流域为例. 生态学报, 2023, 43(12): 4823-4834.

He J Y, Jiang X H, Lei Y X. Effects of ecological engineering on spatio-temporal changes of key ecosystem services on the Loess Plateau: A case study in the Yanhe River Basin, China. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(12): 4823-4834.

黄土高原生态工程对关键生态系统服务时空变化的影响

——以延河流域为例

何佳瑛^{1,2,3}, 蒋晓辉^{1,3,*}, 雷宇昕^{1,3}

1 西北大学城市与环境学院, 西安 710127

2 运城学院文化旅游系, 运城 044000

3 西北大学陕西省地表系统与环境承载力重点实验室, 西安 710127

摘要:黄土高原地区生态工程的实施,使其生态环境得到显著改善,提高了生态系统服务能力。现有的研究成果中,生态工程对生态系统服务影响的定量评价比较匮乏。以延河流域为例,采用 RUSLE 模型和 InVEST 模型对生态系统服务进行评价,通过构建模型识别出不同时期的生态工程区,探究生态工程对生态系统服务的定量影响,为下一步生态工程的实施提供科学的指导和依据。结果表明:(1)2000—2018 年,延河流域水土保持服务和产水服务均呈波动增长趋势,但二者的变化并不同步。(2)4 个时期内,能产生生态效应的生态工程区面积呈波动增长趋势,从 854 km² 增加到 1343 km²,在整个流域均有分布,不同时期的重点分布区不同。(3)生态工程增强了区域的土壤保持能力和产水能力,土壤保持服务增强区面积从 477.5 km² 增加到 1140.6 km²,保持的土壤总量从 2.1×10⁷ t 增加到 5.6×10⁷ t;产水服务增强区面积从 139.1 km² 增加到 485.5 km²,产水总量从 2.9×10⁶ m³ 增加到 1.5×10⁷ m³。(4)生态工程对水土保持服务和产水服务具有协同效应,土壤保持服务对生态工程的敏感性高于产水服务。

关键词:水土保持服务;产水服务;RUSLE 模型;InVEST 模型;生态工程;延河流域

Effects of ecological engineering on spatio-temporal changes of key ecosystem services on the Loess Plateau: A case study in the Yanhe River Basin, China

HE Jiaying^{1,2,3}, JIANG Xiaohui^{1,3,*}, LEI Yuxin^{1,3}

1 College of Urban and Environmental Sciences, Northwest University, Xi'an 710127, China

2 Department of Culture and Tourism, Yuncheng University, Yuncheng 044000, China

3 Key Laboratory of Shaanxi Surface System and Environmental Carrying Capacity, Northwest University, Xi'an 710127, China

Abstract: The implementation of ecological engineering on the Loess Plateau has significantly improved its ecological environment and enhanced ecosystem service capabilities. The quantitative evaluation of the impact of ecological engineering on ecosystem services is relatively scarce in the existing research. In this study, taking the Yanhe River Basin as an example, the RUSLE and InVEST model were used to evaluate the ecosystem services. And the ecological engineering identification model was constructed to identify ecological engineering areas in different periods. Our study explores the quantitative impact of ecological engineering on ecosystem services, will provide scientific guidance and basis for the implementation of ecological engineering in the next stage. The results showed that: (1) from 2000 to 2018, both soil

基金项目:国家自然科学基金面上项目(51779209)

收稿日期:2022-05-12; 网络出版日期:2022-11-18

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xhjiang@nwu.edu.cn

conservation services and water production services in the Yanhe River Basin showed a fluctuating growth trend, but the changes of the two were not synchronized. (2) During the four periods, the area of ecological engineering zones, which can produce ecological effects, showed a fluctuating growth trend, increasing from 854 km² to 1343 km². They were distributed throughout the whole basin, and the key distribution areas were different in different periods. (3) The ecological engineering enhances the soil conservation capacity and water production capacity of the region. The area of the enhanced soil conservation service region increased from 477.5 km² to 1140.6 km², and the total amount of soil maintained by the region increased from 2.1×10^7 t to 5.6×10^7 t. The area of the enhanced water production service region increased from 139.1 km² to 485.5 km², and the total water production of the region increased from 2.9×10^6 m³ to 1.5×10^7 m³. (4) The ecological engineering had a synergistic effect on soil conservation services and water production services, and soil conservation services are more sensitive to the ecological engineering than water production services.

Key Words: soil conservation services; water production services; RUSLE model; InVEST model; ecological engineering; Yanhe River Basin

生态系统服务是人类直接或间接从生态系统中获得的各种惠益,主要受到生态系统结构、过程和功能的影响^[1-2]。进入人类世以来,人类活动的范围和强度不断增大,对生态系统的结构和功能产生剧烈影响,导致生态系统服务功能严重退化^[3]。联合国千年生态系统评估报告发现,全球 24 项生态系统服务中约有 15 项 (60%) 正处于退化或不可持续利用状态,严重威胁着区域及全球的生态安全^[4]。生态系统服务的可持续性是人类社会可持续发展的重要基础^[5],为了遏制生态系统及服务的进一步恶化,世界各国及地区纷纷开展生态修复工程。科学有效的评估生态修复工程对生态系统服务的影响,可以为生态修复工程的进一步实施和规划决策提供依据。

自 20 世纪 90 年代以来,我国实施的一系列生态修复工程^[6],对生态环境恢复和生态系统服务提升成效显著^[7-8]。黄土高原作为我国生态系统最脆弱的地区之一,在气候变化和人类活动共同影响下,生态系统严重退化,威胁区域的可持续发展^[9]。水土流失和水资源短缺是黄土高原地区最突出的生态环境问题,为了扭转生态系统退化的局面,自 1999 年以来,黄土高原地区积极响应并实施了退耕还林(草)工程,显著改变了区域的土地利用类型和植被覆盖度^[10-12]。研究表明,黄土高原地区大规模生态工程的实施,具有显著的土壤保持效应^[13-15],由于林草对水资源的大量消耗,加剧了黄土高原地区的水资源矛盾,对黄土高原地区水源涵养产生“正向”和“负向”双重影响^[16-18]。现阶段,探讨黄土高原地区生态工程对生态系统服务的影响,主要存在两方面的研究,一是对退耕还林工程前后生态系统服务进行比较研究,二是对生态系统服务与植被覆盖度之间的关系进行研究,后者的研究更加深入,有利于揭示生态系统服务变化的成因。但直接用植被覆盖度作为生态工程的代用指标,忽略气候条件和其他因素对植被覆盖度的影响,仍然不能准确表达生态工程对生态系统服务的影响。由于土壤侵蚀和水资源短缺是黄土高原地区最典型的生态环境问题,因此本研究将生态系统服务中的土壤保持服务和产水服务作为黄土高原地区的关键生态系统服务进行研究。

延河流域属于典型的黄土丘陵沟壑区,是黄土高原地区水土流失最严重和全国退耕还林工程实施最早、最快的区域之一。因此,以延河流域作为案例研究区具有代表性和典型性。研究表明,延河流域退耕还林生态工程的实施,具有较强的土壤保持效应^[19-21],但生态工程的实施是否加剧了当地的水资源矛盾,以及生态工程与土壤保持、产水服务之间存在怎样的定量关系,人们仍知之甚少,也是本研究拟解决的重要科学问题。受气候、地质地貌条件以及有关政策的影响,生态工程的实施强度和效果存在时空差异性,本研究尝试从时间和空间两个纬度,探讨生态工程对土壤保持服务和产水服务的定量影响。

1 研究方法数据来源

1.1 研究区概况

延河流域位于黄土高原中部、陕西省北部地区,范围 36°23'N—37°17'N 和 108°45'E—110°28'E 之间,由

西北向东南流经志丹、安塞、宝塔以及延长四县(区),流域总面积 7725 km²(图 1)。该流域属于暖温带大陆性半干旱气候,年平均气温为 9℃,年降雨量在 500 mm 左右,由西北向东南,气候梯度变化显著,植被分布呈现出明显的地带性规律,基本呈草原区—森林草原区—森林区的分布规律^[22]。地貌主要以黄土丘陵沟壑区为主,其占流域面积的 90%左右,中上游主要为黄土梁茆状丘陵谷区,下游主要为黄土宽梁残塬沟谷区,地形以 15°以上坡度为主^[23]。土壤中黄绵土的面积最大,占耕地面积的 80%左右,脆弱的自然条件和长期陡坡耕种的习惯,导致延河流域土壤侵蚀强烈,土壤侵蚀方式主要是水蚀^[24]。根据土壤侵蚀调查结果显示,延河流域约有 60%的面积处于强度侵蚀及以上^[25]。土地利用类型以耕地、林地和草地为主,2010 年之前,三者的面积之和占延河流域面积的 99%以上,截止 2020 年,三者的面积仍高达 98.4%。

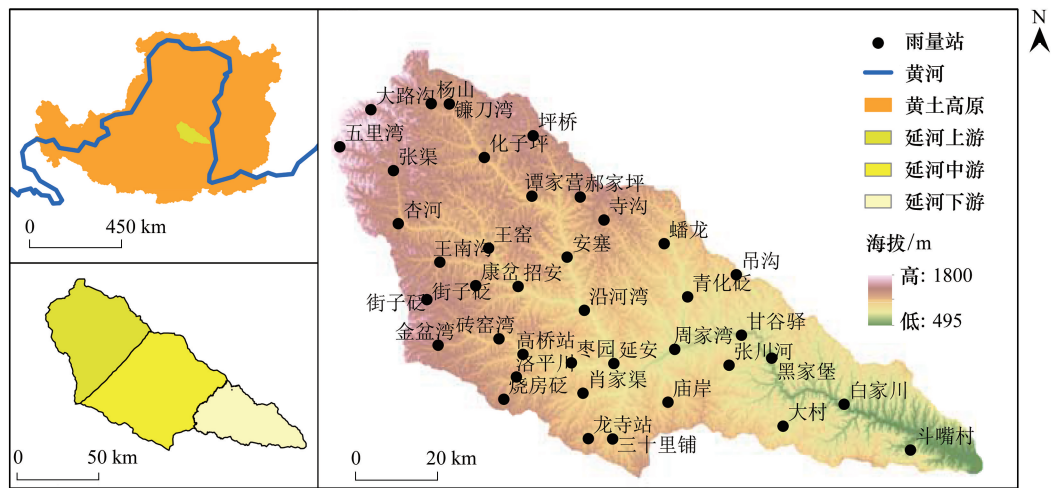


图 1 延河流域 DEM 及雨量站点分布

Fig.1 The DEM of Yanhe River Basin and rainfall stations distribution

1.2 数据源

本研究基础数据包括 2000/2005/2010/2015/2018 年日降雨数据、土地利用数据、NDVI 数据、DEM 数据、土壤数据、RUSLE 模型及 InVEST 模型所需参数(表 1 和表 2)。日降雨数据,由流域内 39 个雨量站通过空间插值获得,数据来自黄河水利委员会黄河水文年鉴。土地利用数据来自中国资源环境科学与数据中心,空间分辨率为 30 m。NDVI 数据是由 MODIS 遥感影像数据(<https://ladsweb.nascom.nasa.gov/>),时间分辨率 16 d,空间分辨率分别为 250 m,通过最大合成法获得月 NDVI 数据,再分别利用生长季的月平均 NDVI 数据获得年 NDVI 数据。DEM 数据来自中国科学院资源环境科学与数据中心,空间分辨率为 30 m。土壤数据来自寒区旱区科学研究数据中心 HWSO 数据集。为了提高计算精度,在 ArcGIS 中进行数据运算时,把不同空间分辨率数据均采样成 30 m×30 m 的栅格,再利用栅格计算器进行计算。

表 1 土壤保持服务相关参数信息

Table 1 The parameters related to soil conservation services

土壤保持相关参数 The parameters of soil Conservation	单位 Unit	数据格式 Data format	数据来源 Data sources
DEM 数据 DEM data	m	Grid(30 m×30 m)	中国资源环境科学与数据中心
降雨侵蚀力 Rainfall erosion force	MJ mm hm ⁻² h ⁻¹ a ⁻¹	Grid(30 m×30 m)	基于降雨数据计算获得
土壤可蚀性因子 Soil erodibility factor	t hm ² MJ ⁻¹ mm ⁻¹	Grid(30 m×30 m)	基于土壤质地数据计算获得
土地利用类型图 Land use type map	int	Grid(30 m×30 m)	中国资源环境科学与数据中心
植被管理因子 Vegetation management factor	—	Grid(30 m×30 m)	基于 NDVI 以及 LUCC 数据计算
工程措施因子 Engineering measure factor	—	Grid(30 m×30 m)	参考文献

表 2 InVEST 模型中产水模块相关参数信息
Table 2 The parameters related to water production module in InVEST model

产水模块相关参数 The parameters of water production module	单位 Unit	数据格式 Data format	数据来源 Data sources
降水量 Precipitation	mm	Grid(30 m×30 m)	雨量站插值获得
潜在蒸散发 Potential evapotranspiration	mm	Grid(500 m×500 m)	全球潜在蒸散 MODIS 数据集
土壤质地 Soil texture	int	Grid(30 m×30 m)	HWSD 土壤数据库
植物可利用含水率 Plant available water content	%	Grid(30 m×30 m)	根据 HWSD 土壤数据库计算获得
土地利用类型图 Land use type map	int	Grid(30 m×30 m)	中国资源环境科学与数据中心
集水区分布图 Distribution map of catchment area	int	shp	DEM 数据生成
植物根系深度 The root depth of plant	mm	dbf	中国 1:100 万土壤数据库
蒸散系数 Evapotranspiration coefficient	—	dbf	联合国粮农组织,1998

1.3 研究方法

1.3.1 生态系统服务评价

(1) 土壤保持服务

土壤保持服务评价是基于修正的通用土壤流失方程(Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE) 计算的土壤保持量作为评价指标。土壤保持量是假设土地没有植被覆盖和人类管理的条件下,潜在土壤侵蚀量与实际土壤侵蚀量之间的差值^[26],其计算公式如下:

$$A=A_p-A_r=R\times K\times L\times S\times(1-C\times P)\tag{1}$$

式中: A 、 A_p 和 A_r 分别表示土壤保持量、潜在土壤侵蚀量和实际土壤侵蚀量; R 表示降雨侵蚀力因子; K 表示土壤可蚀性因子; L 表示坡长因子; S 表示坡度因子; C 表示植被覆盖因子; P 表示管理因子。 A 的单位是 $\text{t hm}^{-2} \text{a}^{-1}$; R 的单位为 $\text{MJ mm hm}^{-2} \text{h}^{-1} \text{a}^{-1}$; K 的单位为 $\text{t hm}^{-2} \text{h hm}^{-2} \text{MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$; L 、 S 、 C 、 P 均为无量纲,单位为 1。

(2) 产水服务

产水服务采用 InVEST 模型中的产水模块进行评价,模型的运行是基于水循环过程和水量平衡原理,需要输入降水、潜在蒸散发、土壤深度、土地利用类型、植物可利用含水率、最大根系深度、蒸散系数以及子流域等数据,输出的是栅格上的产水量(即产水深度)^[27]。InVEST 模型中产水服务评估公式如下:

$$Y=\left(1-\frac{\text{AET}}{P}\right)\times P\tag{2}$$

式中: Y 为年产水量; P 为年平均降雨量; AET 为年平均蒸散量,三者的单位均为 mm。

1.3.2 植被覆盖度反演

植被覆盖度的反演采用像元二分模型,由归一化植被指数计算获得,假设每个像元的 NDVI 值由植被和土壤两部分构成^[28],则植被覆盖度(Fractional Vegetation Cover, FVC)计算公式如下:

$$\text{FVC}=\frac{(\text{NDVI}-\text{NDVI}_{\text{soil}})}{(\text{NDVI}_{\text{veg}}-\text{NDVI}_{\text{soil}})}\tag{3}$$

式中:NDVI 为归一化植被指数值, $\text{NDVI}_{\text{soil}}$ 和 NDVI_{veg} 分别为纯裸土和纯植被像元对应的 NDVI 值。为了消除偶然因素的影响,本研究中分别采用研究区 5%和 95%百分位的 NDVI 值代表 $\text{NDVI}_{\text{soil}}$ 和 NDVI_{veg} 。

1.3.3 皮尔逊相关系数法

皮尔逊相关系数主要用于分析两个变量之间的关联强度,本研究中用于研究植被覆盖度与土壤保持服务、产水服务之间的相关性,计算公式如下:

$$r_{xy}=\frac{\sum_{i=1}^n(x_i-\bar{x})(y_i-\bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n(x_i-\bar{x})^2\sum_{i=1}^n(y_i-\bar{y})^2}}\tag{5}$$

式中: r_{xy} 为 x 与 y 的相关系数, n 为时间序列长度。本研究中 x_i 为 FVC 在 i 时刻的值 FVC_i , y_i 为生态系统服务

在 i 时刻的值。结合 F 检验,将相关性分为在 0.01 水平上极显著相关、0.05 水平上显著相关以及不显著相关。

1.3.4 生态工程区识别

本研究中的生态工程区,并不代表研究期内实施生态工程的所有区域,仅指林草植被覆盖度有所提高,能产生生态效应的那部分生态工程区,主要根据植被覆盖度的变化进行识别。首先,通过查阅县志、地方年鉴、退耕还林(草)项目等相关资料,结合实地调研资料,识别出研究区不同时期内,实施退耕还林等生态工程的乡(镇),以此作为研究区内的最小研究单元。在实施生态工程的乡(镇)研究区内,根据植被覆盖度增加量和增长率提取生态工程区时,存在这样一个假设,短时期内(3—5 年),如果某一子区域的植被覆盖度的增长量和增长率分别大于区域植被覆盖度增长量的均值和增长率的均值,则认为这个子区域就是能发挥生态效应的生态工程区。计算公式如下:

$$FVC_{i+1} \in \{(FVC_{i+1} - FVC_i) > R_{i+1}\} \cap \left\{ \frac{(FVC_{i+1} - FVC_i)}{FVC_i} > G_{i+1} \right\} \quad (6)$$

式中: FVC_{i+1} 为 i 到 $i+1$ 时期实施生态工程区域的植被覆盖度; FVC_i 为生态工程实施起始时期 i 的植被覆盖度; R_{i+1} 为从 i 时期到 $i+1$ 时期增加的植被覆盖度的平均值(仅考虑植被覆盖度增加的区域); G_{i+1} 为从 i 时期到 $i+1$ 时期植被覆盖度增长率的平均值(仅考虑增长率为正值的区域)。

2 结果分析

2.1 关键生态系统服务时空变化

2.1.1 土壤保持服务时空变化

在时间上,2000—2018 年延河流域土壤保持服务呈波动增长趋势。2000—2005 年土壤保持服务从 514 t/hm^2 增长到 1028 t/hm^2 ,增长了 100%;2005—2010 年土壤保持服务继续小幅度增长到 1068 t/hm^2 ,增长了 3.9%;2010—2015 年土壤保持服务急剧减弱到 485 t/hm^2 ,减少了 54.6%;2015—2018 年土壤保持服务急剧增大到 2296 t/hm^2 ,增长了 373%。在空间上,2000—2018 年延河流域土壤保持服务的高值区和低值区在上、中、下游之间摆动(图 2)。2000—2005 年土壤保持增强区占 89.5%,减弱区仅占 9.8%,集中分布在上游的南部地区,土壤保持高值区由上游南部边缘地区转移到下游地区。2005—2010 年土壤保持增强区占 63.7%,集中分布在中上游地区,减弱区占 35%,集中分布在下游地区,土壤保持高值区转移到中游地区。2010—

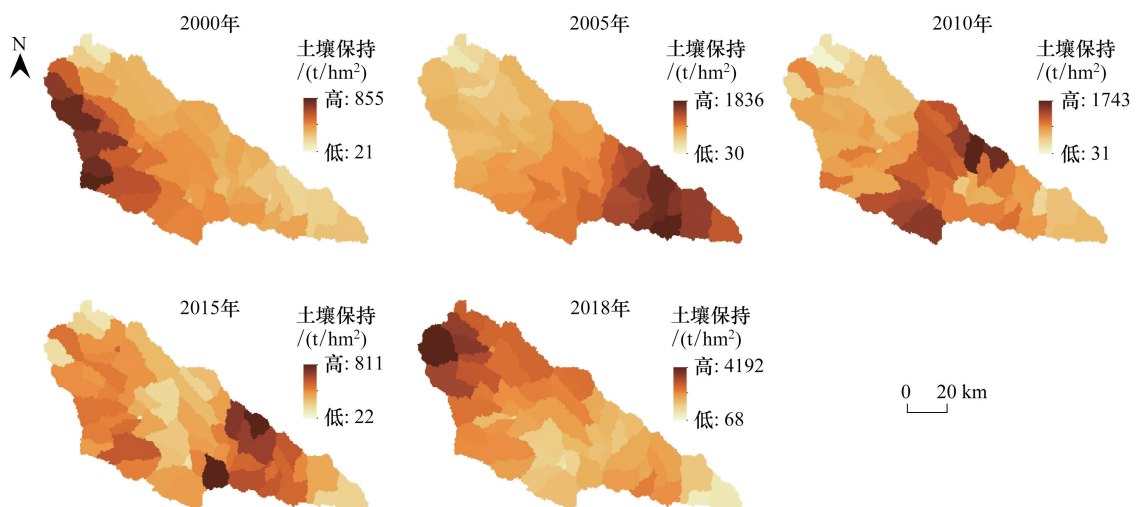


图 2 2000—2018 年土壤保持服务空间分布

Fig.2 The spatial distribution of soil conservation services from 2000 to 2018

2015 年土壤保持增强区仅占 16%, 减弱区占 82.4%, 土壤保持高值区转移到下游地区。2015—2018 年土壤保持增强区占比高达 95%, 减弱区仅占 5%, 土壤保持高值区转移到上中游地区。

2.1.2 产水服务时空变化

在时间上, 2000—2018 年延河流域产水深度呈波动增加趋势。2000—2005 年产水深度从 51 mm 增加到 62 mm, 增长了 21.6%; 2005—2015 年产水深度持续下降到 36 mm, 下降了 41.9%; 2015—2018 年产水深度大幅度增加到 89 mm, 增长了 147%。在空间上, 2000—2018 年延河流域产水服务的高值区在下游、中游及上游地区之间摆动(图 3)。2000—2005 年产水服务增强区占 72.8%, 集中分布在上中游地区, 减弱区占 25.8%, 集中在下游地区, 产水高值区由下游转移到中游地区。2005—2010 年产水服务减弱区占 91%, 增强区仅占 7.9%, 分布在上游和下游的极少部分地区, 产水高值区继续保持在下游地区。2010—2015 年产水服务增强区为 62.8%, 主要分布在下游及上、中游的少部分地区, 减弱区仅占 34%, 位于上中游和下游的少部分地区, 产水高值区转移到下游地区。2015—2018 年产水服务大幅增强, 上游地区成为产水服务增强的核心区, 整个流域仅有 4.7% 的区域产水服务减弱, 分布在下游的少部分地区, 产水高值区转移到上游地区。

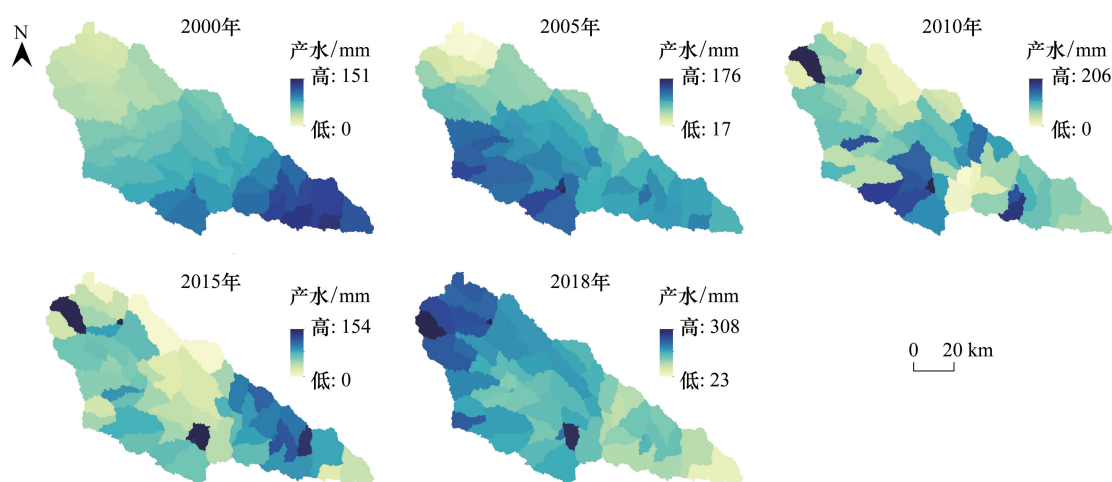


图 3 2000—2018 年产水服务空间分布

Fig.3 The spatial distribution of water production services from 2000 to 2018

2.2 林草植被覆盖度变化对关键生态系统服务的影响

2000—2018 年延河流域生态工程区内土壤保持服务与林草植被覆盖度呈显著正相关的区域($P < 0.05$) 占比 55.7%, 呈显著负相关的区域占比 1%, 产水服务与林草植被覆盖度呈显著正相关的区域占比 21%, 呈显著负相关的区域占比 4%。可见, 土壤保持服务、产水服务与林草植被覆盖度的相关关系均以正相关为主, 因此, 在探讨林草植被覆盖度对土壤保持服务、产水服务的定量影响时, 仅考虑显著正相关区, 不对显著负相关区进行探讨。不同区域内, 土壤保持服务、产水服务与植被覆盖度的相关性差异较大, 可能会导致土壤保持服务、产水服务与植被覆盖度之间定量关系的不同。为了更加精确的表达二者之间的定量关系, 采用自然断点法^[29], 分别将土壤保持服务与植被覆盖度、产水服务与植被覆盖度之间的相关性分为 5 类, 再分别研究每类相关性区域内土壤保持服务、产水服务与植被覆盖度之间的定量关系。

2.2.1 林草植被覆盖度对土壤保持服务的影响

研究表明, 每一类研究区内土壤保持服务与林草植被覆盖度之间均存在一元线性回归关系, 均通过了 0.005 或 0.001 显著水平检验(图 4)。根据土壤保持服务与植被覆盖度之间的 5 种线性回归关系式, 得出植被覆盖度变化对土壤保持服务产生的影响。结果显示, 在土壤保持服务与林草植被覆盖度呈显著正相关的区域, 土壤保持服务对植被覆盖度的变化弹性分别为 4096.6 t/hm²、3825 t/hm²、3867.1 t/hm²、3655.9 t/hm² 以及 3639.6 t/hm², 每类关系区占比为 23%、26%、26%、18% 和 7%。总之, 在土壤保持服务与林草植被覆盖度呈显

著正相关区内,土壤保持服务对植被覆盖度变化的弹性为 3855 t/hm^2 。

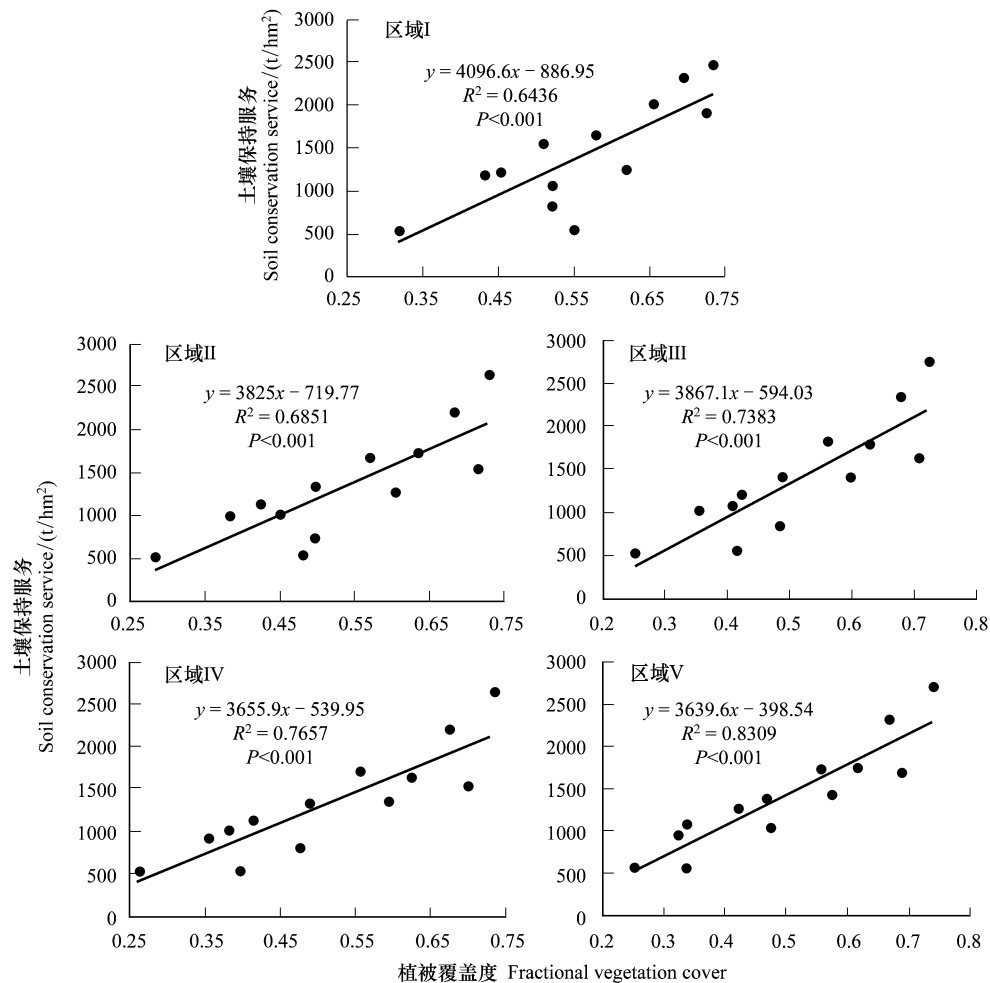


图4 不同区域土壤保持服务与林草植被覆盖度 VFC 的一元回归分析

Fig.4 The one-dimensional regression analysis of soil conservation services and forest and grass vegetation cover VFC in different regions

2.2.2 林草植被覆盖度对产水服务的影响

由于产水服务与植被覆盖度呈显著正相关的区域面积较小,5类区域内,有的区域之间产水服务与植被覆盖度的回归关系非常接近,把回归关系接近的区域进行合并,最终将研究区产水服务与植被覆盖度的回归关系确定为2类。这2类产水服务与植被覆盖度之间的一元线性回归关系分别在0.005水平和0.001水平上显著(图5)。根据二者的回归关系得出,在产水服务与林草植被覆盖度呈显著正相关的区域内,产水服务对植被覆盖度的变化弹性分别为 212.9 mm 和 225.8 mm ,每类区域占比为19%和81%。整体而言,在产水服务与林草植被覆盖度呈显著正相关区,产水服务对植被覆盖度的变化弹性为 224 mm 。

2.3 生态工程对关键生态系统服务的影响

2.3.1 生态工程区的识别

2000—2005年、2005—2010年、2010—2015年、2015—2018年能发挥生态效应的工程区面积分别为 854 km^2 、 980 km^2 、 881 km^2 、 1343 km^2 ,呈波动增加趋势,分别占当年林草地面积的19.1%、19%、17.3%和26.1%。每个时期内,生态工程呈现出全流域布局,在上、中、下游地区的部分乡(镇)实施效果显著,主要与地方政府对生态工程的规划部署及区域的自然社会经济本底条件密切相关(图6)。每个时期内,生态工程区植被覆盖度年均分别增长12.6%、12.8%、11.2%和12.7%,从植被覆盖度增长角度而言,2010—2015年生态工程实施的

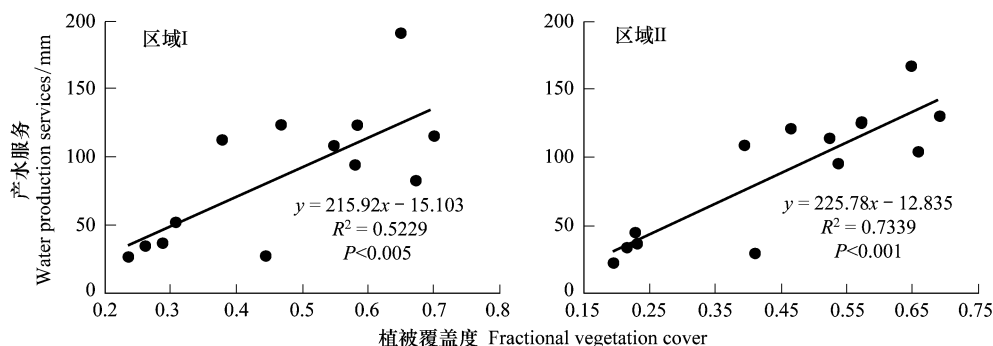


图5 不同区域产水服务与林草植被覆盖度 VFC 的一元回归分析

Fig.5 The one-dimensional regression analysis of water production services and forest and grass vegetation cover VFC in different regions

效果最不佳。这与研究区内生态工程的实施计划是一致的,2010—2015 年的生态工程实施计划,以对前期生态工程的巩固为主,新实施的生态工程面积较小。

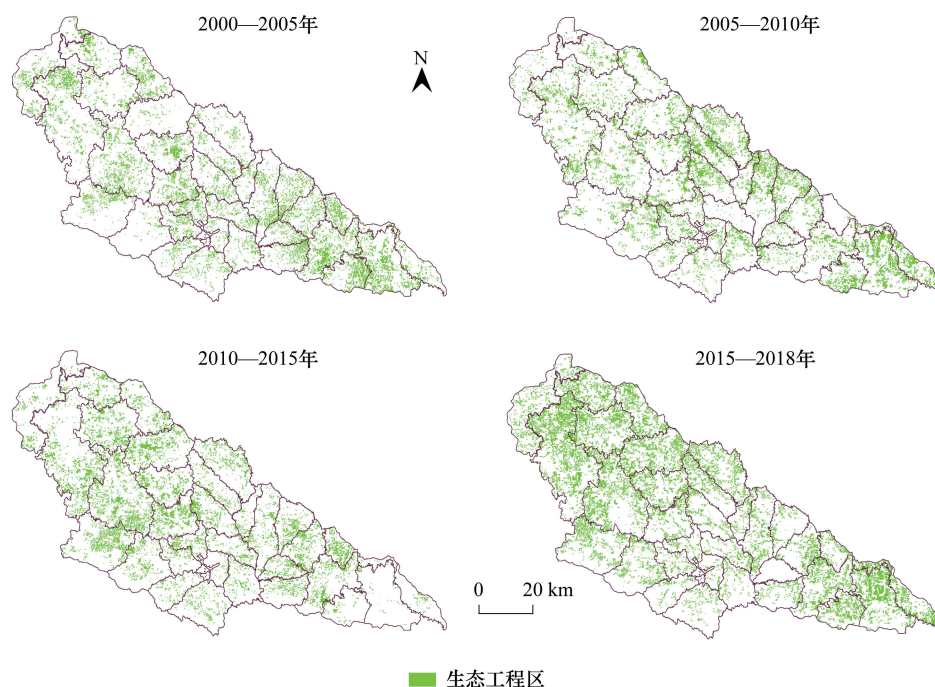


图6 各个时期生态工程区空间分布

Fig.6 The spatial distribution map of ecological engineering areas during different periods

2.3.2 生态工程对关键生态系统服务的影响

延河流域生态工程区内土壤保持服务、产水服务与植被覆盖度基本均呈正相关关系,这表明,生态工程增强了区域的土壤保持能力和产水能力。不同时期内,土壤保持服务与植被覆盖度呈显著正相关关系的区域占比分别为 55.9%、54%、57.3%和 84.9%,均在 50%以上,且呈增长趋势,产水服务与植被覆盖度呈显著正相关关系的区域占比分别为 16.3%、11%、17.6%和 36.1%,均在 50%以下,呈增长趋势。下文仅研究土壤保持服务与植被覆盖度、产水服务与植被覆盖度分别呈显著正相关关系时,生态工程对土壤保持服务、产水服务的影响。由上文中求得的土壤保持服务、产水服务对植被覆盖度变化的弹性,得到生态工程区内土壤保持服务、产水服务对植被覆盖度变化的弹性,再结合生态工程区内植被覆盖度的增加量,得到生态工程增加的土壤保持

量和产水量。

(1) 生态工程增加的土壤保持量

4 个时期内,生态工程的实施均增强了延河流域的土壤保持能力。土壤保持服务对植被覆盖度变化的弹性分别为 3866.8 t/hm^2 、 3881.0 t/hm^2 、 3960.0 t/hm^2 和 3789.1 t/hm^2 ,呈先增大后减小的变化趋势,2015—2018 年土壤保持服务弹性减小,主要由于新增的退耕还林(草)地土壤保持服务弹性较低,降低了土壤保持服务弹性均值。每个时期内,生态工程增加的土壤保持能力分别为 438.8 t/hm^2 、 460.8 t/hm^2 、 419.5 t/hm^2 和 494.2 t/hm^2 ,土壤保持能力增加的区域面积分别为 477.5 km^2 、 529.0 km^2 、 504.8 km^2 和 1140.6 km^2 ,二者均呈波动增长趋势(图 7)。受土壤保持增加能力和土壤保持增加面积双重影响,生态工程增加的土壤保持总量分别为 $2.1 \times 10^7 \text{ t}$ 、 $2.4 \times 10^7 \text{ t}$ 、 $2.1 \times 10^7 \text{ t}$ 和 $5.6 \times 10^7 \text{ t}$,也呈波动增长趋势,2010—2015 年最少,2015—2018 年最大。不同时期,生态工程引起的土壤保持服务增强区具有空间分异性。2000—2005 年和 2005—2010 年,土壤保持服务增强区在整个流域均有分布,2000—2005 年以上、下游地区为主,2005—2010 年以中、上游地区为主。2010—2015 年和 2015—2018 年,土壤保持服务增强区主要分布在上、中游地区,2015—2018 年下游地区的土壤保持服务增强区的面积有所增加。

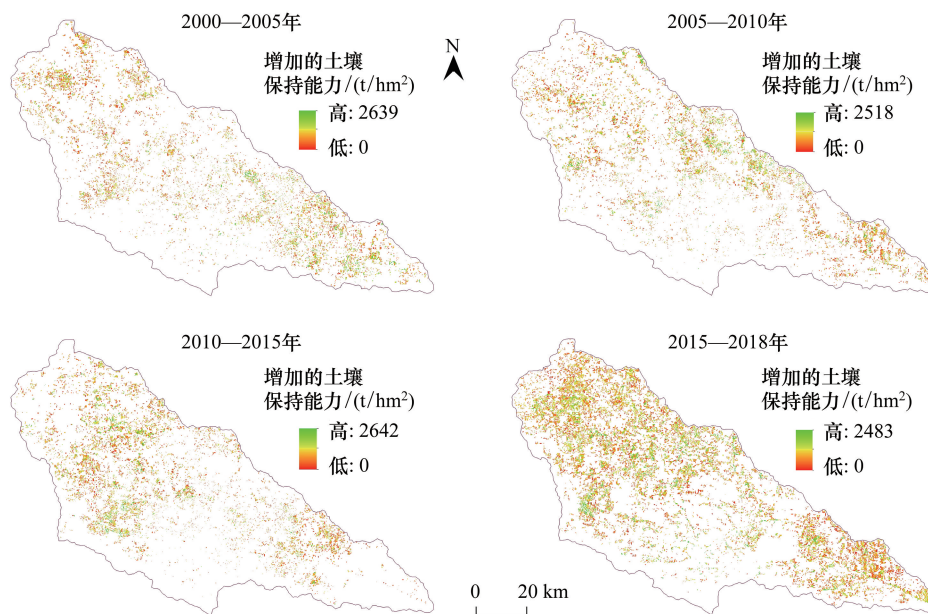


图 7 各个时期生态工程增加的土壤保持能力分布

Fig.7 The distribution of soil conservation capacity increased by ecological engineering during different periods

(2) 生态工程增加的产水量

4 个时期内,生态工程的实施均增强了延河流域的产水能力。产水服务对植被覆盖度变化的弹性分别为 220.9 mm 、 220.5 mm 、 220.4 mm 和 221.7 mm ,与土壤保持服务弹性的变化不同,产水服务弹性变化甚微。由上文研究可知,生态工程区内植被覆盖度有大幅增长,其却未对产水服务弹性产生影响,这可能是由于产水服务对植被覆盖度变化的敏感性较低,或影响产水服务的因素比较复杂。每个时期内,生态工程增加的产水深度分别为 20.9 mm 、 21.0 mm 、 23.4 mm 和 31.2 mm ,产水能力增强的区域面积分别为 139.1 km^2 、 107.4 km^2 、 155.4 km^2 、 485.5 km^2 ,二者的变化趋势并不一致,产水能力呈不断增长趋势,产水能力增长的区域面积呈波动增加趋势(图 8)。受产水增加能力和产水增加区面积的双重影响,生态工程增加的产水总量分别为 $2.9 \times 10^6 \text{ m}^3$ 、 $2.3 \times 10^6 \text{ m}^3$ 、 $3.6 \times 10^6 \text{ m}^3$ 和 $1.5 \times 10^7 \text{ m}^3$,呈波动增长趋势,2005—2010 年最少,2015—2018 年最多。每个时期,生态工程增强的产水服务区均集中分布在上游地区,表明产水服务增强区具有很强的空间依赖性,这可能与上游的水源涵养生态功能有关。

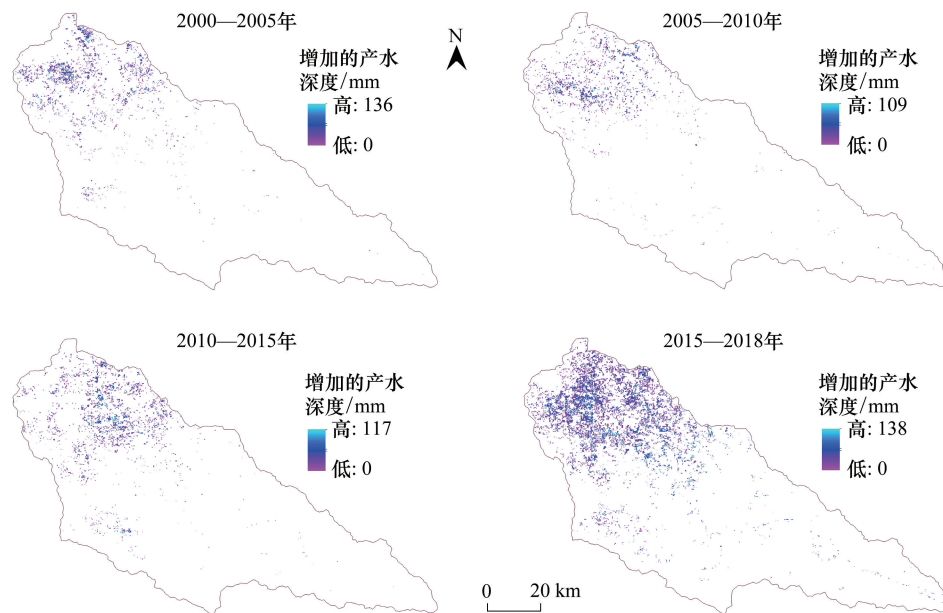


图 8 各个时期生态工程增加的产水能力分布

Fig.8 The distribution of water production capacity increased by ecological engineering during different periods

4 讨论与结论

4.1 讨论

(1) 生态工程区的识别方法

本研究中的生态工程区,排除那些实施了生态工程,但植被覆盖度变化不大,甚至有所降低的区域。学者的研究表明,由于生态工程的实施,对原生态系统扰动较大,新的植被在工程初期处于存活期,植被覆盖度较低,从而导致该区域的植被覆盖度并未增加,甚至有所降低^[30]。根据现有的研究成果,植被覆盖度的变化是气候变化和人类活动综合作用的结果^[31],因此,利用植被覆盖度变化提取生态工程区时,必须要厘清两个关键问题。第一,研究区是否实施了生态工程,是识别子研究区的前提条件。本研究中主要是通过查阅县志、年鉴、退耕还林项目工程等方面的统计资料,结合实地调研资料,确定研究区内实施生态工程的乡(镇)。第二,在实施生态工程的乡(镇)中,哪些区域的植被覆盖度增加是由生态工程引起的。通过植被覆盖度指标提取生态工程区时,存在一个假设,即在短时期内(3—5年)生态工程引起的植被覆盖度增长(增长量或增长率),远大于气候条件对植被覆盖度自然增长的影响。这一假设,学者已在延河、窟野河、无定河以及北洛河等流域的研究中得到验证^[32—34]。本研究中识别乡(镇)中具有生态效应的生态工程区,需要同时满足两个条件,一是植被覆盖度增长量超过整个乡(镇)植被覆盖度的平均增长量,二是植被覆盖度增长率超过整个乡(镇)植被覆盖度的平均增长率。同时满足这两个条件,一是可以剔除植被覆盖度本底条件好,植被在自然条件下覆盖度增长量较大的非生态工程区,二是可以剔除植被覆盖度增长快,但整体植被覆盖度偏低,很难产生生态效应的生态工程区。生态工程区识别的研究尺度选择在乡(镇)尺度,主要基于以下两点考虑,一是生态工程的规划和实施是自上而下的,乡(镇)是政府规划和实施生态工程的最小行政单元,若把乡(镇)作为提取生态工程区的最小尺度,可以通过统计年鉴、县志、文献、课题前期调研获得生态工程的实施情况。二是延河流域乡(镇)行政单元内部的地质地貌条件具有较高的一致性,在利用植被覆盖度提取生态工程区时,自然本地条件的异质性对植被的生长和覆盖度的差异性影响较小,提取出来的生态工程区更准确^[10]。

(2) 对识别出的生态工程区的检验

对本研究中提取的生态工程区检验,主要是通过将提取出的每个时期生态工程区面积,与现有的研究成果中生态工程区的面积以及统计资料、实地调查资料中所实施的生态工程区的面积进行对比。结果表明,本文提取的生态工程区面积与每个时期实施的生态工程区面积并不一致,但提取的生态工程区面积总和与实际实施的总生态区面积高度吻合。2000—2005 年提取出的生态工程区面积是实际实施面积的 77.6%^[35],这主要是由于,在生态工程实施初期,有一部分生态工程区的植被覆盖度较低,没能产生生态效应,采用本文的方法识别不出,也不是本文的研究对象。2005—2010 年、2010—2015 年及 2015—2018 年提取出来的生态工程区面积远大于所实施的生态工程区面积^[36—38],这是由植被生长的周期性决定了生态工程的生态效应具有一定的滞后性,前一时期的生态工程在后一时期才能产生生态效应,才会被识别出来^[39]。四个时期提取的生态工程区总面积占实际实施生态区总面积的 90%以上,二者高度吻合。综上所述,文中提取的生态工程区是合理的,提取生态工程区的方法不仅科学,而且更具有生态意义。利用此方法可以提取出每个时期具有生态意义的生态工程区,同时还揭示了生态工程的生态滞后效应。

4.2 结论

土壤保持服务、产水服务与植被覆盖度之间具有相关性,是本研究的前提条件,因此本研究首先构建了土壤保持服务、产水服务与林草植被覆盖度的一元回归关系式($P<0.005$)。识别出每个研究期内能产生生态效应的生态工程区,根据已经得出的土壤保持服务、产水服务与植被覆盖度的关系式,探讨由生态工程引起的植被覆盖度变化,对土壤保持服务和产水服务的影响。本研究得出的主要结论如下:

(1) 2000—2018 年,延河流域土壤保持服务、产水服务均呈波动增长趋势,空间上,土壤保持服务高值区呈现出由上游—中游—下游的摆动,产水服务高值区呈现出由下游—中游—上游的摆动。

(2) 土壤保持服务、产水服务与林草植被覆盖度呈显著正相关的区域分别占 55.7% 和 21%,呈显著负相关区域很小,可以忽略不计。土壤保持服务、产水服务对林草植被覆盖度变化的弹性分别为 3855 t/hm² 和 224 mm。

(3) 4 个时期内,具有生态效应的工程区面积分别为 854 km²、980 km²、881 km²、1343 km²,呈波动增长趋势,在空间上呈现出全流域分布,突出重点区域。生态工程的实施,增强了土壤保持能力和产水能力,每个时期内,土壤保持服务增强区占比均超过 50%,产水服务增强区占比均低于 50%。

(4) 4 个时期内,生态工程增加的土壤保持量和产水量均呈波动增长趋势,表明土壤保持服务和产水服务对生态工程的响应具有协同性。土壤保持服务增强区的面积远大于产水服务增强区,土壤保持服务增强区在全流域均有分布,而产水服务增强区仅分布在上游地区,表明土壤保持服务对生态工程更敏感。

参考文献(References):

- [1] Costanza R, d'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, Van Den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [2] Costanza R, De Groot R, Sutton P, Van Der Ploeg S, Anderson S J, Kubiszewski I, Farber S, Turner R K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 2014, 26: 152-158.
- [3] 李双成, 张才玉, 刘金龙, 朱文博, 马程, 王珏. 生态系统服务权衡与协同研究进展及地理学研究议题. *地理研究*, 2013, 32(8): 1379-1390.
- [4] MA (Millennium Ecosystem Assessment). *Ecosystems and Human Well-Being*. Washington: Island Press, 2005.
- [5] Kreuter U P, Harris H G, Matlock M D, Lacey R E. Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas. *Ecological Economics*, 2001, 39(3): 333-346.
- [6] 屈彩峰. 黄土高原以适地适树为基础的植被恢复研究. *科技经济导刊*, 2015, (6): 165-165, 172-172.
- [7] 吴丹丹, 蔡运龙. 中国生态恢复效果评价研究综述. *地理科学进展*, 2009, 28(4): 622-628.
- [8] Ouyang Z Y, Zheng H, Xiao Y, Polasky S, Liu J G, Xu W H, Wang Q, Zhang L, Xiao Y, Rao E M, Jiang L, Lu F, Wang X K, Yang G B, Gong S H, Wu B F, Zeng Y, Yang W, Daily G C. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.

- [9] 李宗善, 杨磊, 王国梁, 侯建, 信忠保, 刘国华, 傅伯杰. 黄土高原水土流失治理现状、问题及对策. 生态学报, 2019, 39(20): 7398-7409.
- [10] 刘宇, 傅伯杰. 黄土高原植被覆盖度变化的地形分异及土地利用/覆被变化的影响. 干旱区地理, 2013, 36(6): 1097-1102.
- [11] 刘旻霞, 赵瑞东, 邵鹏, 焦骄, 李俐蓉, 车应弟. 近 15 a 黄土高原植被覆盖时空变化及驱动力分析. 干旱区地理, 2018, 41(1): 99-108.
- [12] 赵安周, 张安兵, 刘海新, 刘焱序, 王贺封, 王冬利. 退耕还林(草)工程实施前后黄土高原植被覆盖时空变化分析. 自然资源学报, 2017, 32(3): 449-460.
- [13] Wang S, Fu B J, Piao S L, Lü Y H, Ciais P, Feng X M, Wang Y F. Reduced sediment transport in the Yellow River due to anthropogenic changes. Nature Geoscience, 2016, 9(1): 38-41.
- [14] 刘国彬, 上官周平, 姚文艺, 杨勤科, 赵敏娟, 党小虎, 郭明航, 王国梁, 王兵. 黄土高原生态工程的生态成效. 中国科学院院刊, 2017, 32(1): 11-19.
- [15] 杨磊, 冯青郁, 陈利顶. 黄土高原水土保持工程措施的生态系统服务. 资源科学, 2020, 42(1): 87-95.
- [16] Feng X M, Fu B J, Piao S L, Wang S, Ciais P, Zeng Z Z, Lü Y H, Zeng Y, Li Y, Jiang X H, Wu B F. Revegetation in China's Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits. Nature Climate Change, 2016, 6(11): 1019-1022.
- [17] 张翀, 王静, 雷田旺, 马玲, 宋佃星. 退耕还林工程以来黄土高原植被覆盖与地表湿润状况时空演变. 干旱区地理, 2018, 35(6): 1468-1476.
- [18] 杨洁, 谢保鹏, 张德罡. 基于 InVEST 模型的黄河流域产水量时空变化及其对降水和土地利用变化的响应. 应用生态学报, 2020, 31(8): 2731-2739.
- [19] 刘悦, 刚成诚, 温仲明, 陈同德. 降雨和植被因子对延河流域土壤侵蚀影响的定量评估. 水土保持通报, 2021, 41(2): 35-42.
- [20] 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. 自然资源学报, 2012, 27(7): 1164-1175.
- [21] 汪晓珍, 吴建召, 吴普侠, 上官周平, 邓蕾. 2000—2015 年黄土高原生态系统水源涵养、土壤保持和 NPP 服务的时空分布与权衡/协同关系. 水土保持学报, 2021, 35(4): 114-121, 128-128.
- [22] 戚德辉. 延河流域地带性植物群落与土壤生态化学计量变化特征[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2016.
- [23] 李传哲, 王浩, 于福亮, 杨爱民, 严登华. 延河流域水土保持对径流泥沙的影响. 中国水土保持科学, 2011, 9(1): 1-8.
- [24] 谢红霞, 李锐, 杨勤科, 李静, 梁伟. 退耕还林(草)和降雨变化对延河流域土壤侵蚀的影响. 中国农业科学, 2009, 42(2): 569-576.
- [25] 章文波, 谢云, 刘宝元. 利用日雨量计算降雨侵蚀力的方法研究. 地理科学, 2002, 22(6): 705-711.
- [26] Fu B J, Zhao W W, Chen L D, Zhang Q J, Lü Y H, Gulinc H, Poesen J. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: a case study in the Loess Plateau of China. Land Degradation & Development, 2005, 16(1): 73-85.
- [27] Zhang L, Dawes W R, Walker G R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resources Research, 2001, 37(3): 701-708.
- [28] 赵舒怡, 宫兆宁, 刘旭颖. 2001—2013 年华北地区植被覆盖度与干旱条件的相关分析. 地理学报, 2015, 70(5): 717-729.
- [29] 何恩业, 季轩梁, 李晓, 李雪丁, 王丹, 杨静. 2001—2020 年福建沿海赤潮灾害分级和时空分布特征研究. 海洋通报, 2021, 40(5): 578-590.
- [30] 高海东, 庞国伟, 李占斌, 程圣东. 黄土高原植被恢复潜力研究. 地理学报, 2017, 72(5): 863-874.
- [31] 钱琛, 陈海滨, 侯现慧. 生态建设背景下陕西省植被覆盖时空变化及其影响因素研究. 干旱区地理, 2020, 43(2): 425-433.
- [32] 岳本江. 延河流域水沙演变及对土地利用/覆被变化的响应[D]. 北京: 中国科学院大学, 2015.
- [33] 王计平, 程复, 汪亚峰, 陈洪波, 于强. 生态恢复背景下无定河流域土地利用时空变化. 水土保持通报, 2014, 34(5): 237-243.
- [34] 韩盟伟. 延河流域侵蚀产沙对土地利用/覆被变化的响应[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2018.
- [35] 卫建军, 李新平, 杨勤科, 梁伟. 基于遥感的土地利用与退耕还林时空变化研究——以延河流域下游地区为例. 水土保持通报, 2007, 27(2): 87-90.
- [36] 滕晗, 夏建新, 任华堂. 退耕还林还草工程对黄土高原延河流域水土保持功能影响研究. 泥沙研究, 2015, (4): 14-19.
- [37] 孙亚荣, 白应飞, 王亚娟, 景雪东, 赵敏, 万星星, 陈云明. 1999—2018 年延安市各区县退耕还林草实施效果分析. 水土保持研究, 1-7 [2022-07-14]. https://kns.cnki.net/kcms/detail/detail.aspx?dbcode=CAPJ&dbname=CAPJLAST&filename=STBY20220510001&uniplatform=NZKPT&v=_vyRsaaYb0eDuwi_6zNuI-uZ2XAZbR7pquNatZHyCY-o7_0Njy50dYIORtvzlyBT.
- [38] 何佳瑛, 任立清, 蒋晓辉, 孙昊田, 雷宇昕, 邓椿. 延河流域土壤侵蚀对 LUCC 的响应及驱动力. 水土保持研究, 2022, 29(4): 184-191, 206-206.
- [39] 张琨, 吕一河, 傅伯杰, 尹礼唱, 于丹丹. 黄土高原植被覆盖变化对生态系统服务影响及其阈值. 地理学报, 2020, 75(5): 949-960.