

南水北调中线工程水源区水土保持治理成效

朱捷缘^{1, 2, 3} 卢慧婷^{2, 3} 郑天晨^{2, 3} 章文^{3, 4}

唐立娜¹ 严岩³ 詹云军⁴ 唐明方^{3, 1}

(1. 中国科学院城市环境研究所城市环境与健康重点实验室, 福建 厦门 361021;

2. 中国科学院大学, 北京 100049;

3. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085;

4. 武汉理工大学 资源与环境工程学院, 湖北 武汉 430070)

【摘要】: 为评估南水北调中线工程水源区的水土保持治理成效, 从而为现阶段制定水土保持措施提供科学依据, 利用遥感数据分析了水源区 39 个区县 2010~2015 年的生态系统变化, 基于 InVEST 模型研究了水源区的土壤保持功能及时空分布。结果表明, 通过实施水土保持林草措施、小流域综合治理等方式, 2010~2015 年水源区的自然生态空间面积、格局得到了提升优化, 水土保持治理成效明显, 主要表现在: (1) 水源区湿地、灌丛、森林等减缓泥沙流失的“汇”景观类型的面积增幅分别为 11.49%、0.29%、0.11%, 同时连通性升高, 破碎化降低; 农田、裸地等促进泥沙流失的“源”景观类型面积减幅分别为 2.24%、2.39%, 同时连通性下降, 破碎化增强; (2) 整体上植被恢复显著, 植被覆盖度均值从 63.06% 提高到 72.33%; (3) 单位面积生态系统土壤保持能力增加了 2.74t/hm², 增幅为 0.73%, 总体上 79.34% 的区域土壤保持能力提升。值得重视的是, 在人口分布较密集汉中盆地、丹江口库周、浙川中部和南部等农田平原地区, 还需加强土壤保持治理, 可通过在农业景观区域实施植物篱、栽植经济果林等措施, 降低耕地、裸地的空间连接度, 从而增强土壤保持能力。

【关键词】: 土壤保持 治理成效 源汇景观 InVEST

【中图分类号】: X171.1 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2021)02-0310-11

南水北调中线工程是我国重要的跨流域调水工程, 为京津及沿线 100 多个城市供水, 优化了我国水资源配置格局^[1]。丹江口库区及其上游地区作为调水水源区, 其充足的水资源和水质安全是决定南水北调中线工程效益的关键因素^[2]。目前水源区仍存在水土流失、部分入库河流污染、农业面源污染等生态环境问题^[3], 丹江口水库汇流面积内总的水土流失面积约为 4.74 万 km², 占土地总面积的 53.82%^[4], 制约了中线工程的水质安全和入库水量。一直以来, 国家高度重视中线工程水源区水土保持治理工作, 2006

作者简介: 朱捷缘(1991~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为生态系统服务与环境管理. E-mail: zhujiyuan2017@163.com
唐明方, E-mail: mftang@rcees.ac.cn

基金项目: 国家重点研发计划(2016YFC0503405)

年至今,丹江口库区及上游地区开展了多项水土保持规划和治理工程^[5],2008~2017年中央财政累计下达水源区转移支付资金314亿元^[6],用于支持水源区的水土保持、水污染防治、生态产业发展等工作。水土保持服务是生态系统防止泥沙流失的侵蚀调控能力以及对泥沙的储积保持能力^[7],能够有效削弱因为水土流失而形成的泥沙淤积灾害、土壤养分下降、河流湖泊水环境污染等生态环境问题^[8]。因此,水源区水土保持服务功能不仅关系到当地的粮食安全和水环境安全,同时也是华北地区用水安全的重要保障。近年来水源区调水、移民安置活动、生态治理对区域的生态系统类型和质量、景观空间格局产生了一定程度的影响,进而影响区域径流和泥沙的产生与输移等生态过程^[9~11]以及流域的水环境质量^[12~15]。农田、裸地等作为泥沙流失“源”景观,对水土保持和水环境产生负效应,植被作为泥沙流失“汇”景观对水土保持和水质净化产生正效应^[10,16]。定量辨识水源区水土保持功能及其时空分布变化,掌握水土保持治理成效,对科学指导水源区水土流失防治和改善水环境质量具有重要意义。

由美国斯坦福大学、大自然保护协会和世界自然基金会联合开发的生态系统服务和权衡综合评估工具 InVEST(Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs)模型以及 GIS 技术为区域尺度上基于过程的生态系统水土保持能力的量化提供了可能。InVEST 模型中的水土保持模块模型在区域水土保持能力评估、土壤流失模拟等方面得到了国内外广泛成熟的应用,例如,饶恩明等^[17]利用 InVEST 模型评估了海南岛生态系统水土保持功能的空间特征及其影响因素;李婷等^[18]基于该模型评估了秦岭山地的土壤流失及水土保持生态效益。由于在流域尺度上系统监测调查水土保持功能的变化较为困难,空间分布式 InVEST 模型模拟是非常实用的评估方法,能够揭示定量的、可视化的区域水土保持能力空间分布结果,从而给管理者提供直观的决策信息^[19]。另一方面,InVEST 模型在区域上具有较强的可推广性^[20,21],南水北调中线工程水源区位于秦岭巴山之间,属于流水侵蚀的中低山,山高坡陡,土薄石多,浅山区土壤侵蚀较严重,植被较好区域土壤侵蚀程度较轻,一些在秦岭山地区域、南水北调水源区商洛市等区域的研究采用该模型取得了较好的结果,且被验证具有较高的模拟精度^[22]。

本文首先利用生态系统分类数据识别水源区 2010~2015 年的生态系统类型变化,然后基于 InVEST 模型定量评估水源区的土壤保持能力其空间分布,进而结合植被覆盖、“源-汇”景观格局变化等方面深入分析水源区土壤保持能力变化的原因,深刻了解水土保持治理成效,指出现阶段防治水土流失的重点治理区域和水土保持措施建议。

1 研究区概况

本文研究区范围为南水北调中线工程水源区(图 1),包括陕西、湖北、河南 3 省 39 个县(市、区),土地总面积为 106277.7km²。水源区位于秦岭巴山之间,流域地形由西北向东南倾斜,海拔从 3048m 下降到 1082m 左右,地貌类型有中山、低山、丘陵及盆地,分布有阔叶林、针阔混交林、阔叶灌丛、草丛等多种植被类型。水源区多年平均年降水量 873.3mm,5~10 月降水量占年降水量的 80%,且多以暴雨形式出现。水源区主要河流以汉江、丹江为主,流域面积在 100km² 以上的河流有 215 条,1000km² 以上的河流有 21 条,丹江口水库水域面积达 1022.75km²,多年平均入库水量为 394.8 亿 m³,是南水北调中线工程水源供给的强大后盾。

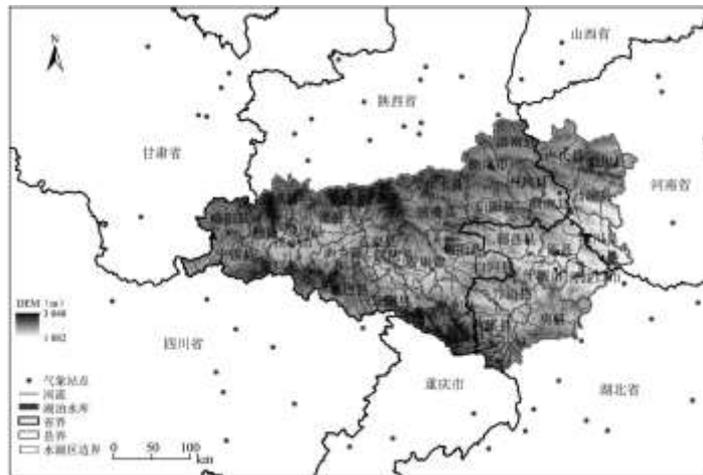


图 1 研究区

2 数据与方法

2.1 数据来源

本研究采用的数据及其来源为：(1)2010、2015 年南水北调中线工程水源区生态系统类型(空间分辨率 90m)、逐月植被覆盖度数据集(空间分辨率 250m), 来源于“全国生态环境十年变化遥感调查与评估项目”, 将研究区生态系统类型划分为 7 个一级和 13 个二级类(表 1), 该生态系统系统分类数据是基于高分辨率遥感数据分类和野外实地调查样点数据核查修正得到, 分类精度达 86%以上^[23]; (2)DEM 数据(空间分辨率 90m), 来自中国科学院地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn/>); (3)1:100 万土壤类型数据, 来自中国土壤数据集(<http://westdc.westgis.ac.cn/>); (4)四川、重庆、河南、陕西、山西、湖北、甘肃等 71 个气象站点 1990~2015 年的日值降雨数据(图 1), 来自中国气象局的国家气象科学数据中心(<http://data.cma.cn/data/cdcindex/cid/6dlb5efbdcbf9a58.html>), 通过统计处理得到每个站点年均降水量、月均降水量。

表 1 不同生态系统类型及其 C 值和 P 值

一级类	二级类	分类代码	2010 年 C 值	2015 年 C 值	P 值
森林	阔叶林	1	0.027	0.007	1
	针叶林	2	0.022	0.002	1
	针阔混交林	3	0.028	0.008	1
	稀疏林	4	0.046	0.012	1
灌丛	灌丛	5	0.029	0.008	1
草地	草丛	6	0.045	0.021	1
	稀疏草地	7	0.061	0.028	1
湿地	湖泊河流	8	0.000	0.000	0
农田	水田	9	0.180	0.180	0.15
	旱地	10	0.310	0.310	0.4
	园地	11	0.043	0.031	0.7
城镇	城镇	12	0.000	0.000	0
裸地	裸地	13	1.000	1.000	1

2.2 方法

2.2.1 生态系统类型变化分析

基于水源区 2010、2015 年的生态系统类型数据，利用 ENVI4.8 中的 Change Detection 模块计算南水北调中线工程水源区 2010~2015 年的生态系统类型转移矩阵，分析水源区生态系统类型和面积变化。首先计算出水源区 2010、2015 年各生态系统类型的面积，然后通过比较两时相生态系统类型栅格数据获取各类型土地的流失去向、变化面积、百分比等。

2.2.2 土壤保持功能计算

本文采用 InVEST 模型 v3.4.4 版本中的 SDR(Sediment Delivery Ratio)模块评估研究区的土壤保持服务，模块以通用土壤流失方程(USLE)为原理并在此基础上加以改进，考虑了土壤本身的泥沙持流率。由于植被不仅能够减缓地块土壤侵蚀，并且对上坡地区土壤侵蚀物具有一定的拦截作用，模型计算出的土壤保持量包含侵蚀减少量和泥沙持留量两部分^[24]，使土壤保持功能评估的合理性和准确性均得到提升^[17]。侵蚀减少量以假设所有土地利用类型为裸地时的潜在土壤侵蚀量与实际情景下土壤侵蚀量的差值表示。模型输入参数包括各时相生态系统类型图层、DEM、土壤可蚀性因子 K、降雨侵蚀力因子 R、植被覆盖与管理因子 C 和土壤保持措施因子 P、汇水面积阈值 Threshold flow accumulation、决定小流域水文过程空间联系与泥沙输移比关系形态的校准参数 K_b 、 IC_0 、栅格最大泥沙输移比 SDR_{max} 等。Threshold flow accumulation、 K_b 、 IC_0 、 SDR_{max} 通过 InVEST 模型用户手册确定，其他参数计算过程如下：

(1) 土壤可蚀性因子 K，反映土壤对侵蚀的敏感性，即由于土壤本身性质不同所引起的侵蚀量差异，依据丹江口库区土壤侵蚀已有研究^[11]，本文采用代表性的 EPIC 模型计算^[25]，并根据张科利的研究对进行校正从而获取适合本研究区的土壤可蚀性值^[26]，公式如下：

$$\left\{ \begin{array}{l} K = (-0.01383 + 0.51575 \times K_{EPIC}) \times 0.1317 \\ K_{EPIC} = [0.2 + 0.3 \times e^{-0.0256 \times SAN \times (1 - \frac{SIL}{100})}] \times \\ \quad \left(\frac{SIL}{CLA + SIL} \right)^{0.3} \times \left(1.0 - \frac{0.25 \times C}{C + e^{3.72 - 2.96 \times C}} \right) \times \\ \quad \left(1.0 - \frac{0.7 \times SN}{SN + e^{-5.51 + 22.96 \times SN}} \right) \\ SN = 1 - \frac{SAN}{100} \end{array} \right. \quad (1)$$

式中：K 是土壤可蚀性因子，单位是 $t \cdot hm^2 \cdot h / (hm^2 \cdot MJ \cdot mm)$ ；SAN、SIL、CLA 为砂粒、粉粒、粘粒含量(%)；C 为土壤有机碳含量(%)，0.1317 为美国制单位转为国际制单位的转换系数； $(-0.01383 + 0.51575 \times K_{EPIC})$ 是模型校正部分。土壤可蚀性因子图层如图 2(a) 所示。

(2) 降雨侵蚀力因子 R，反映降雨对土壤的剥离、搬移、冲刷能力的大小，降水是引起土壤侵蚀的主要驱动因素。由于不同地区侵蚀性降雨标准差异较大，在各地建立的降雨动能计算公式的结构形式或系数也不尽相同，难以确定通用性好、适用面广的降雨动能计算公式。本文采用 Wischmeier 提出的月尺度公式计算^[27]流域尺度降雨侵蚀力因子，该经典公式既考虑了年降水总量，又考虑了降水的年内分布，能比较准确地反映区域降雨对土壤侵蚀的贡献率^[28]，公式如下：

$$R = 17.02 \times \sum_{i=1}^{12} 1.735 \times 10^{\left(1.5 \ln \frac{P_i^2}{P} - 0.8188\right)} \quad (2)$$

式中：R 的单位为 $\text{MJ} \cdot \text{mm}/(\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})$; P 为水源区 1990~2015 年间的平均年降水量 (mm); P_i 为水源区 1990~2015 年的第 i 月的月均降雨量 (mm); 17.02 是单位转换系数。计算出水源区各站点的 R 值后通过 Kriging 空间插值得到降雨侵蚀力图层，如图 2(b)。

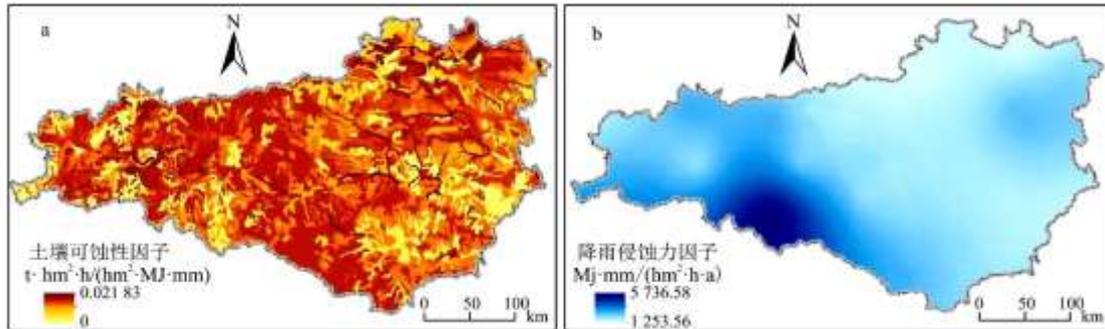


图 2 土壤可蚀性因子 K(a)和降雨侵蚀力因子 R(b)

(3) 植被覆盖和经营管理因子 C, 反映植被或作物管理措施对土壤流失量的影响, 指在土壤、地形和降雨相同的条件下, 某一特定作物或植被覆盖的土壤流失量与裸地的土壤流失量的比值, 其值介于 0~1 之间。非植被生态系统类型的 C 值参考水源区相近研究区的研究得到^[18,22], 由于 C 值与植被覆盖度之间具有良好的相关性, 各植被类型的 C 值根据蔡崇法等建立的覆盖度 f_c 与 C 值的关系计算得到^[29]。计算公式为:

$$C = \begin{cases} 1, & 0 \leq f_c < 0.1\% \\ 0.6508 - 0.3436 \lg(f_c), & 0.1\% \leq f_c < 78.3\% \\ 0, & f_c \geq 78.3\% \end{cases} \quad (3)$$

式中 f_c 指水源区各植被类型的当年的年均覆盖度, 计算出的水源区各生态系统类型的 C 值见表 1。

(4) 水土保持措施因子 P, 指采取特定水土保持措施时的土壤侵蚀量与不采取任何措施的顺坡耕作时相应侵蚀量的比值^[30]。P 值的大小介于 0~1 之间, 0 代表根本不发生侵蚀的地区, 1 代表了未采取任何控制措施的地区。农耕地的水土保持措施主要有等高耕作、带状耕作、梯田以及排水措施等。参考已有的研究确定出不同生态系统类型的 P 值^[22,31], 人工耕作下的水田取值 0.15, 旱地取值 0.4, 园地取值 0.7, 自然植被类型未采取水土保持措施一般取值为 1, 水域和城镇建设用地视为无侵蚀发生, 取值为 0 (表 1)。

2.2.3 景观格局分析

景观空间格局分析是研究景观格局-生态过程相互作用的基本方法^[32]。在土壤保持生态过程中, 可以将促进泥沙流失的耕地、裸地等看成“源”景观类型, 将具有减缓泥沙流失的林地、草地、湿地等看成“汇”景观类型^[16,33]。景观格局深刻影响着径流和泥沙的产生与输移过程, 土壤侵蚀中起“源”功能的景观类型的破碎化对应侵蚀的减弱, “汇”功能景观类型的破碎化意味着侵蚀的加强, 并且类型水平的景观指数更能有效表达景观格局与土壤侵蚀的关系^[10]。因此, 本文选取类型水平的各生态系统面积百分比 (PLAND)、聚集度指数 (COHESION)、分散指数 (SPLIT) 来分析水源区景观格局变化与土壤保持功能变化的关系, 景观格局指数利用 Fragstat4.2 计算, 各指数描述如下表 2 所示。

表 2 景观指数描述

景观指数	分析尺度	取值范围	含义
斑块类型面积百分比 PLAND	类型水平	$0 \leq \text{PLAND} \leq 100$	某景观类型占景观总面积的百分比，度量某一斑块类型在景观中的丰度比
聚集度指数 COHESION	类型水平	$0 \leq \text{COHESION} < 100$	度量同类型斑块的天然连通度，值越大表明该斑块类型连通性越高
分散指数 SPLIT	类型水平	$1 \leq \text{SPLIT} \leq \text{景观面积中的栅格数}$	景观总面积的平方与斑块面积平方和之比，表示斑块面积分布结构，值越大表明该斑块类型越分散

3 结果与分析

3.1 水源区自然生态空间增长明显

根据土地利用转移矩阵结果(表 3), 2010~2015 年水源区的自然生态空间有不同程度的增长。森林、灌丛、农田是水源区最主要的生态系统类型(图 3), 2015 年森林、灌丛、农田分别占水源区总面积的比例依次为 46.08%、32.7%、16.80%; 森林、灌丛在空间分布上比较均匀, 农田和城镇主要分布在东部的丹江口库区周围和西部的汉江干流沿岸区、汉中盆地周边地区。根据水源区 2010~2015 年生态系统类型转移矩阵结果, 水源区湿地、灌丛面积增加较多, 湿地面积增加 15518.79hm², 增幅 11.49%; 灌丛增加 10199.52hm², 增幅 0.29%; 其次, 森林和草地面积分别增加 5349.24、2121.39hm², 增幅依次为 0.11%、1.27%; 农田和裸地面积分别减少 40862.07、643.95hm², 减幅分别为 2.24%、2.39%, 城镇增加 8317.08hm², 增幅 7.1%。水源区自然生态空间增长明显, 主要是农田和裸地向植被、湿地转移为主, 由于农田面积基数较大, 97.76%的农田较为稳定, 有 35455.32hm²的农田转变为植被和湿地, 这可能与水源区实施水土保持林草措施有关; 裸地虽然基数小, 但有 2366.82hm²的裸地转换为湿地。

表 3 南北水调中线工程水源区生态系统类型转移矩阵(2010~2015 年)

	森林	灌丛	草地	湿地	农田	城镇	裸地	2015 各类型面积 (hm ²)
森林	4888452.06	1559.25	128.79	55.89	6578.01	28.35	0.00	4896802.35
灌丛	375.03	3459169.80	151.47	165.24	14606.73	305.37	11.34	3474784.98
草地	0.81	85.86	165998.97	42.12	2458.35	0.00	0.00	168586.11
湿地	731.43	1872.72	105.30	133448.31	11812.23	277.83	2366.82	150614.64
农田	22.68	196.83	2.43	335.34	1784668.14	30.78	84.24	1785340.44
城镇	1689.66	1615.95	77.76	114.21	5490.99	116397.00	4.86	125390.43
裸地	181.44	85.05	0.00	934.74	588.06	34.02	24427.98	26251.29
2010 各类型面积 (hm ²)	4891453.11	3464585.46	166464.72	135095.85	1826202.51	117073.35	26895.24	-

面积变化量 (hm ²)	5349.24	10199.52	2121.39	15518.79	-40862.07	8317.08	-643.95	-
面积变化率 (%)	0.11	0.29	1.27	11.49	-2.24	7.10	-2.39	-

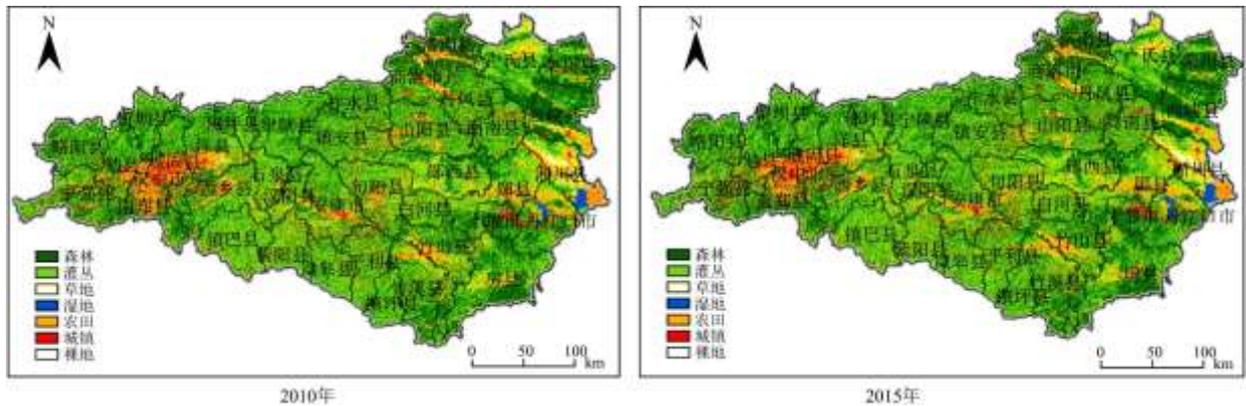


图3 2010、2015 南水北调中线工程水源区生态系统类型

3.2 水源区土壤保持能力稳固提升

2015 年水源区生态系统土壤保持总量为 $40.01 \times 10^8 \text{t}$, 单位面积生态系统土壤保持能力为 $376.48 \text{t}/\text{hm}^2$ (表 4)。从空间格局来看 (图 4a、图 4b), 水源区的南部和北部林灌丛区域单位面积生态系统土壤保持能力最高, 主要是因为所处区域的秦岭南麓和大巴山北麓植被较好、人口密度较小使得实际水土流失程度较轻, 也与其地势高、降雨量大导致其潜在土壤侵蚀量高有关, 西部的汉中、城固、勉县、南郑等汉江干流沿岸区、汉中盆地周边地区和东部的丹江口库周、丹江上中游、伊洛河流域单位面积生态系统土壤保持能力最低, 主要是由于这些区域人口分布密集、农田比较集中、植被覆盖度低导致其土壤保持能力低。

2010~2015 年的水源区生态系统土壤保持总量增加了 $0.29 \times 10^8 \text{t}$, 增幅为 0.73%; 单位面积生态系统土壤保持能力增加了 $2.74 \text{t}/\text{hm}^2$ 。将两期结果图层做差值分析来评估土壤保持能力变化格局, 像元差值按照 $[-3506, -2)$ 、 $[-2, -0.1)$ 、 $[-0.1, 0.1)$ 、 $[0.1, 2)$ 、 $[2, 6598]$ 区间划分为明显下降、稍微下降、基本不变、稍微升高、明显升高等 5 个级别。从空间格局变化来看 (图 4c), 除汉中盆地、丹江口库周、浙川中部和南部、安康中部等农田平原地区土壤保持能力基本不变外, 其他区域生态系统土壤保持能力都得到了不同程度的提高。从变化程度分级来看, 土壤保持能力稍微升高和明显升高的区域面积占比分别为 57.29%、22.05%; 20.62% 的区域生态系统土壤保持能力基本不变。

水源区植被类型以阔叶林、灌丛为主, 针叶林、针阔混交林、草丛、稀疏林和稀疏草地比例较小, 呈零星分布。将土壤保持能力按植被类型进行分区统计 (表 4), 2015 年单位面积土壤保持量以灌丛最高, 为 $475.93 \text{t}/\text{hm}^2$; 阔叶林、针叶林、针阔混交林的土壤保持能力也较高, 单位面积土壤保持量分别为 373.82 、 332.43 、 $330.42 \text{t}/\text{hm}^2$, 其次为稀疏林、稀疏草地、草丛。2010~2015 年不同植被类型土壤保持能力提升也比较明显, 灌丛、稀疏草地单位面积生态系统土壤保持能力分别提高了 3.78 、 $3.74 \text{t}/\text{hm}^2$; 其次是稀疏林、阔叶林、针叶林和针阔混交林, 其单位面积生态系统土壤保持能力分别提高了 2.72 、 2.41 、 2.31 、 $2.03 \text{t}/\text{hm}^2$; 草丛的土壤保持能力提高了 $1.10 \text{t}/\text{hm}^2$ 。

3.3 土壤保持功能变化的原因分析

3.3.1 植被覆盖度变化

将水源区 2010、2015 年的植被覆盖度图层做差值分析, 差值按照 $[-79\%, -10\%)$ 、 $[-10\%, -1\%)$ 、 $[-1\%, 1\%)$ 、 $[1\%, 10\%)$ 、 $[10\%, 82\%]$ 区间将植被覆盖度变化情况划分为明显下降、稍微下降、基本不变、稍微升高、明显升高等 5 个级别。从植被覆盖度空间格局来看(图 4d、图 4e), 南部林灌山区植被覆盖度最高, 西部的汉中盆地、中部的月河沿岸、东部的丹江口库周和北部的伊洛河流域植被覆盖度较低。从 2010~2015 年的变化来看, 整体的植被覆盖度均值从 63.06% 提高到 72.33%; 从变化程度分级来看(图 4f), 植被覆盖度稍微升高和明显升高的区域面积占比分别为 60.77%、36.03%, 基本不变的区域面积占比为 1.24%, 植被覆盖度下降的区域面积占比不到 2%, 主要分布在汉中市、勉县东南部、南郑北部、安康中部以及浙川中部。比较图 4c 和图 4f, 植被覆盖度得到提高的区域分布格局与土壤保持能力提升的分布格局趋向一致, 表明水源区植被覆盖度的提高是土壤保持能力提升的重要因素, 植被通过减少雨滴溅蚀和减缓径流冲刷, 降低了地表径流侵蚀泥沙量, 进而提升了各植被类型的土壤保持能力(表 4)。

表 4 2010、2015 南水北调中线工程水源区的土壤保持总量和各植被类型土壤保持能力

	土壤保持总量 (10^4t)	单位面积生态系统 土壤保持能力 (t/hm^2)	各植被类型土壤保持能力 (t/hm^2)						
			阔叶林	针叶林	针阔混交林	稀疏林	灌丛	草丛	稀疏草地
2010	39.72	373.74	371.41	330.12	328.39	244.60	472.15	209.14	241.90
2015	40.01	376.48	373.82	332.43	330.42	247.32	475.93	210.24	245.64

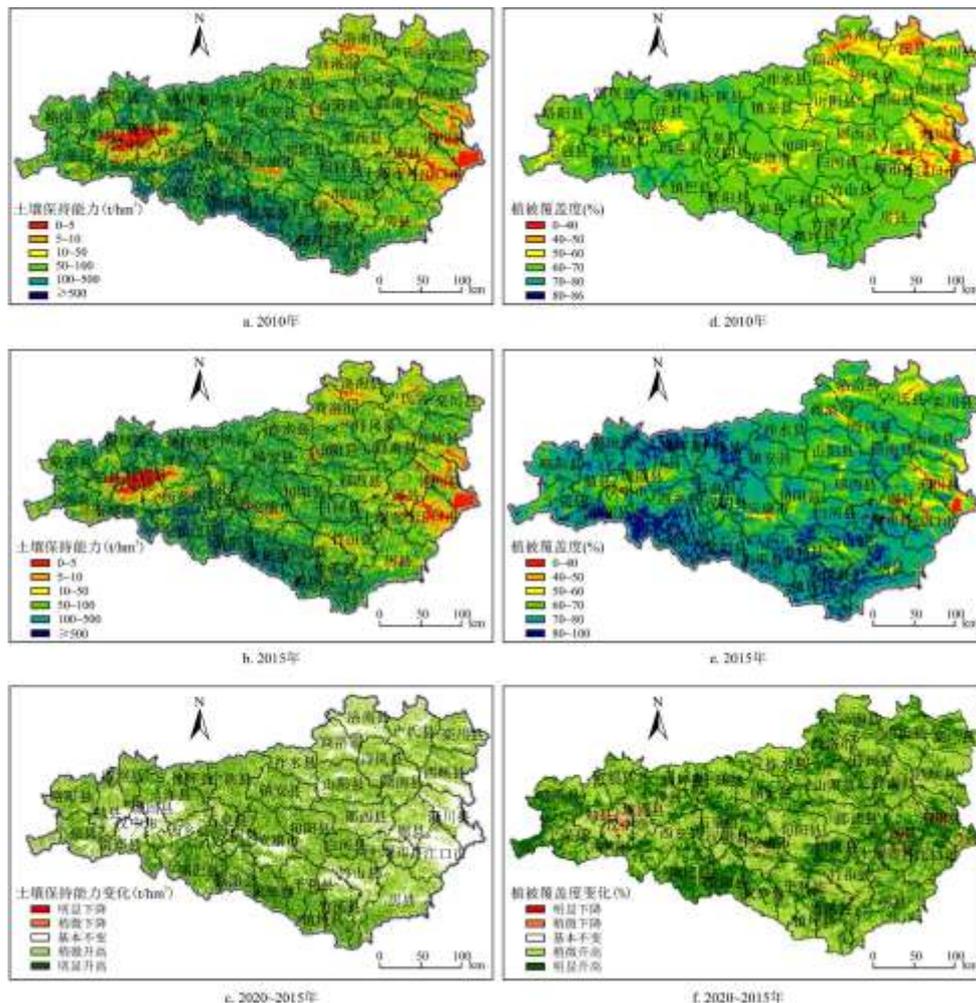


图 4 2010、2015 南水北调中线工程水源区土壤保持能力、植被覆盖度及其变化

(a:2010 土壤保持能力; b:2015 土壤保持能力; c:土壤保持能力变化; d:2010 植被覆盖度; e:2015 植被覆盖度; f:植被覆盖度变化)

3.3.2 景观格局指数变化

2010~2015 年森林、灌丛、湿地等减缓泥沙流失“汇”景观斑块类型的 PLAND、COHESION 有所提高,同时灌丛、草地、湿地 SPLIT 有所降低(表 5),表明植被和湿地斑块类型的面积比例增加,破碎化降低,并且其优势程度和连通性得到了提高,增强了“汇”景观类型对土壤流失的吸收截留作用^[10],从而使得单位面积生态系统的土壤保持能力增强;另一方面,农田、裸地等促进泥沙流失“源”景观类型的 PLAND、COHESION 降低,SPLIT 升高,尤其是裸地的 SPLIT 增幅为 28.32%,表明容易导致土壤流失的“源”景观斑块的连通性、聚集度下降,破碎化增强,在一定程度导致泥沙输移量减少。景观格局通过影响生态系统组份之间的生物化学过程进而影响生态系统服务,这是非常复杂的过程,但总体而言,水源区减缓泥沙流失的“汇”景观类型格局得到了一定的优化。

表 5 2010、2015 南水北调中线工程水源区生态系统类型水平的景观格局指数

生态系统类型	斑块类型面积百分比 PLAND		聚集度指数 COHESION		分散指数 SPLIT	
	2010	2015	2010	2015	2010	2015
森林	46.0252	46.0755	99.8101	99.8106	51.4426	51.1774
灌丛	32.5994	32.6953	98.9573	98.9688	1136.7524	1119.0084
草地	1.5663	1.5863	92.6066	92.5542	537025.1945	536007.0077
湿地	1.2712	1.4172	97.9441	98.2839	30200.5113	21195.2986
农田	17.1833	16.7988	98.0788	98.0148	3085.6783	3352.7169
城镇	1.1016	1.1798	90.0821	91.0572	1438316.0847	1018916.0845
裸地	0.2531	0.2470	72.6966	71.4017	148524933.0123	190597572.3219

4 讨论与结论

中线水源区通过实施坡面整治、沟道防护、水土保持林草、能源替代、栽植经济果林等措施,积极推行生态清洁型小流域建设^[34,35],水土保持治理成效明显。在自然生态空间增长方面,2010~2015 年水源区自然生态空间的面积和格局得到了提升优化,农田和裸地有所减少,减少的面积分别为 40862.07、643.95hm²,减幅分别为 2.24%、2.39%;湿地和灌丛面积分别增加 15518.79、10199.52hm²,增幅分别为 11.49%、0.29%。在土壤保持能力提升方面,2010~2015 年水源区生态系统土壤保持总量增加了 0.29×10⁸t,增幅 0.73%;单位面积生态系统土壤保持能力增加了 2.74t/hm²,其中 79.34%的区域生态系统土壤保持能力升高。

根据生态系统结构-过程-功能关系,土壤保持能力与生态系统类型、质量和景观格局密切相关^[36],植被覆盖度较高的生态系统类型通过林冠层、枯落物和根系等各个层次消减雨水的侵蚀能量,增加土壤抗蚀性从而减少土壤流失,并保持土壤养分,具有十分重要的土壤保持功能^[37]。本研究中不同植被类型土壤保持能力依次为灌丛>阔叶林>针叶林>针阔混交林>稀疏林>稀疏草地>草丛。水源区土壤保持能力的提高主要得益于植被覆盖度的提升和泥沙流失“源-汇”景观格局的优化;水源区整体的植被覆盖度均值从 63.06%提高到 72.33%;同时,森林、灌丛、湿地等减缓泥沙流失的“汇”景观类型面积比例、连通性得到了提高,破碎化降低,而农田、裸地等促进泥沙流失的“源”景观类型的连通性下降,破碎化增强,使得水源区的土壤保持能力得到了增强。这与相关研究结果具有一致性,艾蕾对南水北调中线水源区 107 个子流域的研究发现当土地景观格局分散性较强且斑块

数目较多时,土壤侵蚀和泥沙输出显著增加^[15]。因此,水源区的水土保持治理可以通过分区管理,同时提升植被质量和优化植被连通度景观格局来提升生态系统土壤保持功能。

虽然整体上2010~2015年水源区农田面积减少了2.24%,但通过推进小流域综合治理、生态产业发展、转变农业生产方式,能够达到生态效益和经济效益双赢的目的。已有研究也定量证实了水源区的产业增长水平与水土保持的投资占比存在正相关性^[36],水土保持政策和治理措施推动了当地循环经济的高效发展。据长江流域水土保持公报统计,2006~2015年丹江口库区及上游水土保持重点工程共治理水土流失面积2.07万km²^[38],相应地,“十二五”期间水源区国民生产总值年均增幅10.17%,城镇居民可支配收入年均增幅10.44%,农民人均纯收入年均增幅12.77%^[5]。另一方面,“源-汇”景观格局的优化和土壤保持功能的提升也有助于减少泥沙进入水体导致的水环境污染效应,水源区水质明显改善,据环境部门的监测数据分析,2018年十堰市纳入丹江口库区及上游规划考核的18个断面的水质总体状况为“良好”,其中符合I~III类的断面有16个,水质达标率为94.4%,比2015年水质达标率提高了16.6%^[39]。相关定量研究也表明水土保持综合治理可有效地控制农业和水土流失型非点源污,如减少地表径流中的总N和总P^[40],水源区的土壤保持功能是控制非点源污染物运移、维持水源区水质标准的重要手段。

根据2015年中国水土保持公报提供的数据,丹江口库区及上游水土保持项目的实施有效减少了水土流失,每年新增保土能力270.16万t^[34],本研究中2010~2015年水源区土壤保持能力每年新增均值为581.24万t,这可能是数据来源和评估手段差异导致的。由于较大范围内定点观测数据的缺乏以及土壤侵蚀过程由局部坡面到区域定量模拟转移的复杂性,本文在InVEST模型结果验证方面还存在一定的局限性。如何借助地面试验和实测数据,更精确全面的量化区域尺度上的土壤保持功能和模型所需的输入因子如降雨侵蚀力因子,是提高模型评估结果精度非常重要的研究内容。但是,在揭示区域生态系统变化、植被覆盖提升导致的土壤保持能力变化方面,该模型评估结果能够为辨识优先治理保护区域提供直观可视的依据^[21]。生态系统土壤保持功能对于维持水源区的水环境质量、调水安全和保障农业生产至关重要,为遏制土壤保持功能退化,有些局部区域需要加强生态系统管理与保护。目前部分区域如人口分布较密集的汉中盆地、丹江口库周、浙川中部和南部等农田平原地区,还需加强土壤保持能力建设,可通过在农业景观区域栽植经济果林、实施土坎梯田、植物篱等措施,增大植被斑块的空间延展性和连接度,降低耕地、荒地的空间连接度,可以在一定程度减少土壤养分流失和增强土壤保持能力,防治土壤残存化肥农药污染河道,保障水源区水质安全,同时兼顾当地的生态效益与经济效益。

参考文献:

- [1]中华人民共和国中央人民政府.南水北调东中线累计调水222亿立方米[EB/OL](2018-12-13)(2019-10-12).http://www.gov.cn/xinwen/2018-12/13/content_5348254.htm?_zbs_baidu_bk
- [2]孙玉君,李丹华.南水北调中线工程水源区水质现状分析[J].人民长江,2016,47(14):15-18.
- [3]孔小莉,张华钢,杨德丽.“十三五”丹江口库区生态环境现状及治理对策研究[J].中国环境管理干部学院学报,2017,27(2):26-28.
- [4]彭芳.丹江口库区陕西段水生态保护对策及建议[J].陕西水利,2017(3):183-184.
- [5]中华人民共和国中央人民政府.关于印发丹江口库区及上游水污染防治和水土保持“十三五”规划的通知[EB/OL](2018-01-05)(2019-10-12).http://www.gov.cn/xinwen/2018-01/05/content_5253642.htm.
- [6]中华人民共和国生态环境部.对十三届全国人大一次会议第2489号建议的答复[EB/OL](2018-08-03)(2019-10-12).http://www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk13/201810/t20181012_661996.html.

-
- [7] COSTANZA R, D' ARGE R, DE GROOT R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Nature*, 1997, 387 (6630) : 253-260.
- [8] 刘月, 赵文武, 贾立志. 土壤保持服务: 概念、评估与展望[J]. *生态学报*, 2019, 39(2) : 432-440.
- [9] 黄志霖, 田耀武, 肖文发, 等. 三峡库区典型农林流域景观格局对径流和泥沙输出的影响[J]. *生态学报*, 2013, 33(23) : 7487-7495.
- [10] 刘宇. 景观指数耦合景观格局与土壤侵蚀的有效性[J]. *生态学报*, 2017, 37(15) : 4923-4935.
- [11] 章影, 廖畅, 姜庆虎, 等. 丹江口库区土壤侵蚀对土地利用变化的响应[J]. *水土保持通报*, 2017, 37(1) : 104-111.
- [12] 张军. 丹江流域植被格局演变及其与水质响应关系研究[D]. 西安理工大学, 2017.
- [13] LI S, GU S, LIU W, et al. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China [J]. *Catena*, 2008, 75(2) : 216-222.
- [14] 刘宇, 吴炳方, 曾源, 等. 耦合过程和景观格局的土壤侵蚀水环境影响评价[J]. *应用生态学报*, 2013, 24(9) : 2581-2589.
- [15] 艾蕾. 南水北调中线水源区典型流域土壤侵蚀与水环境特征研究[D]. 博士, 华中农业大学, 2013.
- [16] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. “源” “汇” 景观理论及其生态学意义[J]. *生态学报*, 2006, 26(5) : 1444-1449.
- [17] 饶恩明, 肖焱, 欧阳志云, 等. 海南岛生态系统土壤保持功能空间特征及影响因素[J]. *生态学报*, 2013, 33(3) : 746-755.
- [18] 李婷, 刘康, 胡胜, 等. 基于 InVEST 模型的秦岭山地土壤流失及土壤保持生态效益评价[J]. *长江流域资源与环境*, 2014, 23(9) : 1242-1250.
- [19] 马良, 金陶陶, 文一惠, 吴秀芹, 刘桂. InVEST 模型研究进展[J]. *生态经济*, 2015, 31(10) : 126-131, 179.
- [20] 黄从红, 杨军, 张文娟. 生态系统服务功能评估模型研究进展[J]. *生态学杂志*, 2013, 32(12) : 3360-3367.
- [21] HAMEL, PERRINE, CHAPLIN-KRAMER, et al. A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0) : Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 524-525 : 166-177.
- [22] 陈姗姗. 南水北调水源区水源涵养与土壤保持生态系统服务功能研究——以商洛市为例[D]. 博士, 西北大学, 2016.
- [23] 欧阳志云, 王桥, 郑华, 等. 全国生态环境十年变化(2000-2010年)遥感调查评估[J]. *中国科学院院刊*, 2014, 29(4) : 462-466.
- [24] RICHARD S, REBECCA C K, SPENCER W. InVEST User Guide[EB/OL]. <http://data.naturalcapitalproject.org/nightly-build/invest-users-guide/html/sdr.html>.

-
- [25] United States Department of Agriculture. EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator 1. Model Documentation, Technical Bulletin Number 1768[M]. Washington, DC: United States Department of Agriculture, 1990.
- [26] 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(1):7-13.
- [27] WISCHMEIER W H. Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountain [J]. Agriculture Handbook, 1965, 282:47.
- [28] 王海涛, 易建文. USLE 模型中降雨侵蚀力因子的估算方法[J]. 安徽农业科学, 2014, 42(24):8301-8303, 8316.
- [29] 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.
- [30] WISCHMEIER W H, SMITH D D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning[J]. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, 1978.
- [31] 李亦秋, 冯仲科, 韩烈保, 等. 丹江口库区及上游生态系统土壤保持效益价值评估[J]. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(5):64-69.
- [32] 傅伯杰. 黄土区农业景观空间格局分析[J]. 生态学报, 1995, 15(2):113-120.
- [33] 李海防, 卫伟, 陈瑾, 等. 基于“源”“汇”景观指数的定西关川河流域土壤水蚀研究[J]. 生态学报, 2013, 33(14):4460-4467.
- [34] 中华人民共和国水利部. 2015 年中国水土保持公报[R/OL] (2015-12-31) (2019-10-12). <http://mwr.gov.cn/sj/tjgb/zgstbcgb/>
- [35] 党澎, 李小惠, 党群, 等. 水土保持对南水北调中线工程陕西水源区产业发展水平的影响[J]. 水土保持通报, 2015, 35(6):255-259.
- [36] 卢慧婷, 黄琼中, 朱捷缘, 等. 拉萨河流域生态系统类型和质量变化及其对生态系统服务的影响[J]. 生态学报, 2018, 38(24):8911-8918.
- [37] 陈龙, 谢高地, 裴厦, 等. 澜沧江流域生态系统土壤保持功能及其空间分布[J]. 应用生态学报, 2012, 23(8):2249-2256.
- [38] 水利部长江水利委员会. 长江流域水土保持公报(2006-2015 年)[R/OL] (2017-02-27) (2019-10-12). <http://www.cjw.gov.cn/zwzc/bmgb/>
- [39] 十堰市生态环境局. 2018 年度十堰市环境质量年报[R/OL] (2019-02-25) (2019-10-12). http://sthjj.shiyan.gov.cn/kjjc/hjzlbq/201902/t20190225_1677462.shtml.
- [40] 杨爱民, 王浩, 孟莉. 水土保持对水资源量与水质的影响研究[J]. 中国水土保持科学, 2008(1):72-76, 92.