

DOI: 10.20103/j.stxb.202506291650

程陆陆, 兰梦瑶, 关颖慧, 周金星. 西南高山峡谷区景观格局变化及其对土壤侵蚀的影响. 生态学报, 2025, 45(24): 12416-12432.

Cheng L L, Lan M Y, Guan Y H, Zhou J X. Landscape pattern changes and their impacts on soil erosion in the Southwest Alpine Canyon Area of China. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(24): 12416-12432.

西南高山峡谷区景观格局变化及其对土壤侵蚀的影响

程陆陆, 兰梦瑶, 关颖慧*, 周金星

北京林业大学水土保持学院, 北京 100083

摘要: 探究景观格局变化对土壤侵蚀的作用机制, 可为防治水土流失与区域生态安全维护提供科学依据。本研究基于 2000 年、2010 年、2020 年三期土地利用数据, 综合运用景观格局指数、RUSLE 模型和地理探测器等方法, 系统揭示了西南高山峡谷区景观格局变化及其对土壤侵蚀的影响。结论如下: (1) 西南高山峡谷区以林地和草地为优势景观地类, 二者平均面积占比分别为 45.82% 和 40.22%, 然而其主导地位呈减弱趋势; 2000—2020 年, 研究区景观格局发生了显著变化, 主要表现为耕地扩张 (+1609.49 km²)、林地缩减 (-2697.10 km²) 和草地急剧退化 (-40458.68 km²)。 (2) 景观结构呈现“多样性增强-连通性降低-破碎化加剧”的复合演变特征, 尤其是 2010—2020 年破碎化趋势更为明显。不同地类表现出明显的分异规律: 林地景观完整性进一步增强, 斑块数量 (NP) 和斑块密度 (PD) 分别下降 23.18%、18.18%; 草地破碎化程度加重, 最大斑块指数 (LPI) 下降了 10.74%; 建设用地空间集聚特征尤为突出。 (3) 土壤侵蚀以微度和轻度为主, 合计占比超过 80%, 但土壤侵蚀整体呈恶化态势, 剧烈侵蚀面积增加 931.94 km²。空间上, 土壤侵蚀强度呈现东南高-西北低、局部集中的特点, 滇北-川西南高山峡谷蓄水保土区和滇西北高山峡谷生态维护区构成土壤侵蚀高发区, 强烈及以上等级土壤侵蚀面积占研究区同等级土壤侵蚀面积的比例分别为 33.49%、21.52%。 (4) 类型水平上, 最大斑块指数 (LPI) 是影响耕地和草地土壤侵蚀的主要因素, 斑块结合度 (COHESION) 则是解释林地土壤侵蚀变异的关键指标; 景观水平上, 分割指数 (SPLIT)、景观形状指数 (LSI)、Shannon 多样性指数 (SHDI) 是影响西南高山峡谷区土壤侵蚀的核心驱动因子。综合分析表明, 景观格局变化对土壤侵蚀的解释力正在逐年减弱, 其对土壤侵蚀的影响从“主导”逐步转变为“基础性调节”。这一转变标志着西南高山峡谷区土壤侵蚀的驱动因素从早期的“景观格局主导型”逐步转向“外部强迫因素驱动型”。未来区域水土流失治理需要从单一的“景观优化”向“景观优化+气候变化适应+人类活动调控”的协同治理模式转变。

关键词: 西南高山峡谷区; 土壤侵蚀; 景观格局; RUSLE; 地理探测器

Landscape pattern changes and their impacts on soil erosion in the Southwest Alpine Canyon Area of China

CHENG Lulu, LAN Mengyao, GUAN Yinghui*, ZHOU Jinxing

School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

Abstract: Exploring the mechanism of landscape pattern changes on soil erosion can provide a scientific basis for the prevention and control of soil and water loss and the maintenance of regional ecological security. Based on the land use data of 2000, 2010, and 2020, this paper systematically revealed the changes in landscape patterns and their impact on soil erosion in the Southwest Alpine Canyon Area of China by using the methods of landscape pattern index, RUSLE model, and geographical detector. The main conclusions were as follows: (1) Woodland and grassland were the dominant landscape types in the Southwest Alpine Canyon Area of China, and their average area accounted for 45.82% and 40.22% respectively, but their dominant position was weakening; From 2000 to 2020, the landscape pattern of the study area has

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2022YFF1302905, 2022YFF1302900); 北京林业大学“5·5 工程”科研创新团队项目 (BLRC2023B09)

收稿日期: 2025-06-29; **采用日期:** 2025-12-12

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: gyhdem@bjfu.edu.cn

changed significantly, mainly manifested by the expansion of cultivated land ($+1609.49 \text{ km}^2$), the reduction of forest land (-2697.10 km^2), and the rapid degradation of grassland (-40458.68 km^2). (2) The landscape structure presented a compound evolution characteristic of “increased diversity-decreased connectivity-intensified fragmentation”, especially the trend of fragmentation from 2010 to 2020 was more apparent. Different land categories showed distinct differentiation rules: the integrity of the forest landscape further strengthened, the number of patches (NP) and patch density (PD) decreased by 23.18% and 18.18% respectively; the degree of grassland fragmentation intensifies, and the largest patch index (LPI) decreased by 10.74%; the spatial agglomeration feature of construction land was particularly prominent. (3) Soil erosion was mainly moderate and mild, accounting for more than 80% in total. However, the overall situation of soil erosion was worsening, with the area of severe erosion increasing by 931.94 km^2 . Spatially, the intensity of soil erosion presented a pattern of being higher in the southeast and lower in the northwest, with localized concentrations. The water storage and soil conservation area in the high mountain canyons of northern Yunnan-southwestern Sichuan, and the ecological maintenance area in the high mountain canyons of northwestern Yunnan constituted high-incidence areas for soil erosion. The proportions of areas with intense and above levels of soil erosion in these regions were 33.49% and 21.52%, respectively, of the total areas with the same level of soil erosion in the study area. (4) At the patch level, the Largest Patch Index (LPI) was the main factor affecting soil erosion in farmland and grassland, while the Patch Cohesion ($COHESION$) was the key indicator explaining the variation in forest soil erosion. At the landscape level, the Splitting Index ($SPLIT$), Landscape Shape Index (LSI), and Shannon Diversity Index ($SHDI$) were the core driving factors influencing soil erosion in the southwestern alpine canyon region. Notably, the explanatory power of single and double factor interactions on soil erosion showed a weakening trend year by year. A comprehensive analysis indicated that the explanatory power of landscape pattern changes on soil erosion was gradually weakening, and its impact on soil erosion has gradually shifted from “dominant” to “basic regulation”. This shift marked the driving factors of soil erosion in the southwestern alpine canyon region transitioning from an early “landscape pattern-dominated type” to an “external forcing factor-driven type”. In the future, regional soil and water conservation management needs to shift from a single “landscape optimization” to a coordinated governance model of “landscape optimization + climate change adaptation + human activity regulation”.

Key Words: the Southwest Alpine Canyon Area of China; soil erosion; landscape pattern; RULSE; geographical detector

景观格局作为景观异质性的空间表征,反映了不同尺度、形态及生态属性的景观斑块在空间上的配置关系,其形成是自然过程与人类活动共同作用的综合体现^[1]。土壤侵蚀作为一种景观尺度上的物质迁移与再分配过程,受地形特征、植被覆盖、人类干扰及其空间格局的多重调控^[2]。现有研究表明,景观格局变化通过调控景观要素间的生态连通性,显著影响流域水文过程,进而对土壤侵蚀的强度与空间分布产生重要影响^[3]。优化景观格局可促进水分与养分的循环效率,不仅有助于提升生态系统生产力,还能有效抑制水土流失^[4]。因此,系统揭示景观格局演变对土壤侵蚀的影响,对于科学防治土壤侵蚀、保障土地资源可持续利用及维持区域生态安全具有重要意义。

景观格局分析是揭示景观空间配置与生态过程耦合关系的重要手段。其中,景观指数法因其可量化、操作简便等优势,成为景观生态学研究中的核心方法之一^[5]。研究表明,景观格局对土壤侵蚀的调控作用具有显著的区域异质性。罗佳茹等^[6]基于黄土高原安塞南沟小流域的研究发现,斑块破碎化程度(如破碎度指数)和景观异质性(如多样性指数、均匀度指数)是加剧土壤侵蚀的关键驱动因子。高艳丽等^[7]在汉江流域的研究表明,土壤侵蚀强度与斑块密度(PD)、平均邻接度指数($CONTIG$)呈显著正相关,而与景观连通性(蔓延度指数)和空间均衡性(Shannon 均匀度指数)呈负相关。田昌园等^[8]在皖西大别山的研究进一步揭示,景观复杂度(边缘密度 ED 、景观形状指数 LSI)和异质性(Shannon 多样性指数 $SHDI$)会显著促进土壤侵蚀,而斑块聚集度(相似邻近百分比 $PLADJ$)则表现出抑制作用。此外,土地利用类型作为景观格局的载体,其对土壤侵

蚀的敏感性也存在显著差异^[9]。森林、草地等自然植被通常具有较好的水土保持功能,而耕地、建设用地等人工景观则更容易引发土壤侵蚀^[10]。然而,现有研究在尺度选择和区域代表性方面仍存在一定局限:一方面,多数研究聚焦于流域尺度^[11]或黄土高原^[6]、三峡库区^[3]、大别山^[8]等特定地貌单元,针对典型生态脆弱区的相关研究尤为匮乏;另一方面,尽管景观格局与土壤侵蚀的关系已得到广泛关注,但从不同土地利用类型以及不同时间尺度下系统揭示景观格局对土壤侵蚀差异化调控机理的研究仍相对不足,一定程度上制约了景观格局优化在土壤侵蚀防治中的精准应用,也导致现有结论在复杂地貌区域的适用性受到限制。作为我国典型的生态脆弱区,西南高山峡谷区地处我国大横断“七脉六江”核心地带,是国家“三区四带”生态安全屏障的关键组成部分。受复杂气候、地形及地质分异的影响,该区景观破碎化程度较高,水土流失问题突出,侵蚀类型以水力侵蚀为主,局部叠加冻融侵蚀^[12]。尽管近年来生态保护力度不断加大,但由于地形效应及环境异质性的影响,区域水土流失与生态系统退化的态势仍未得到根本性遏制。然而,土壤侵蚀过程具有显著的空间异质性和多因子驱动特征,其形成机制受到景观格局配置与土地利用类型的交互影响。在复杂地貌区,对高异质性景观格局如何在不同时间尺度上差异化影响土壤侵蚀过程以及不同土地利用类型如何通过其自身属性及空间配置特征实现对区域土壤侵蚀的差异化调控这一科学问题仍缺乏针对性研究。

鉴于此,本研究以西南高山峡谷区为研究对象,基于 2000 年、2010 年、2020 年的土地利用数据,系统解析景观格局在类型水平与景观水平上的演变特征;结合 RUSLE 模型定量评估土壤侵蚀模数,并运用地理探测器,深入探究不同土地利用类型下景观格局变化对土壤侵蚀的驱动机制。研究成果可为该区水土流失综合治理及景观格局优化提供科学依据。

1 研究区概况

西南高山峡谷区位于青藏高原东南缘,横跨四川、西藏和云南三省交界地带,总面积约 61 万 km²,地理坐标为 24°58′7.47″—32°51′24.93″N, 91°23′48.24″—104°13′43.55″E。根据中国水土保持二级区划^[13],将研究区划分为藏东南高寒高山峡谷生态维护区(I 区)、藏东-川西高山峡谷生态维护水源涵养区(II 区)、滇北-川西南高山峡谷蓄水保土区(III 区)和滇西北高山峡谷生态维护区(IV 区)(图 1)。研究区以典型的高山峡谷地貌为特征,海拔梯度显著(80—7407 m),岭谷高差悬殊、地形高陡、起伏急变^[14],形成全球罕见的垂直地貌带谱。

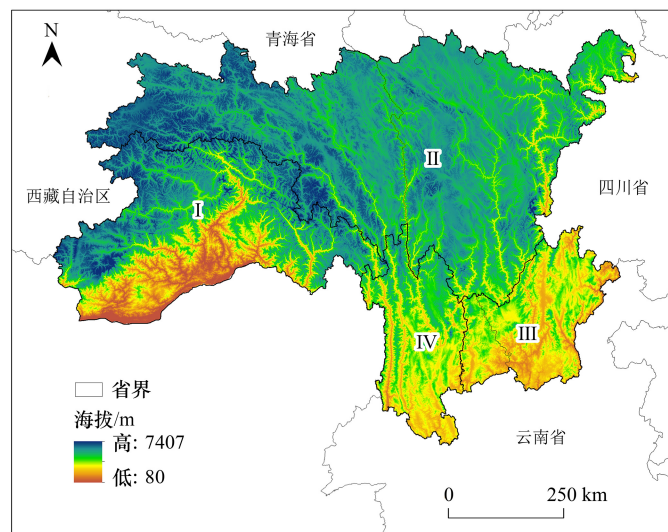


图 1 研究区概况图

Fig.1 Overview map of the research area

I 藏东南高寒高山峡谷生态维护区; II 藏东-川西高山峡谷生态维护水源涵养区; III 滇北-川西南高山峡谷蓄水保土区; IV 滇西北高山峡谷生态维护区

其中,海拔 3500 m 以上的高山带面积约占研究区的 65%,主要分布在 I、II 区;2000—3500 m 的中山带面积约为 25%,主要分布在 II、III、IV 区;2000 m 以下中低山河谷带面积约为 10%,主要分布在 III、IV 区。该区气候垂直分异显著,多年平均气温在-2.98 ℃至 21.89 ℃之间,平均降雨量为 296.62—2303.90 mm。研究区土壤和植被类型丰富,土壤类型主要为高山土、淋溶土和铁铝土,植被类型以针叶林、阔叶林、灌丛和草甸为主^[15]。

2 材料与方法

2.1 数据来源

本研究所用数据主要包括土地利用类型、DEM、降雨、土壤数据、NDVI、中国农作物数据等多个数据集(表 1)。根据研究需要,将土地利用类型划分为耕地、林地、草地、水域、建设用地、其他用地(苔原、裸地、冰川和永久积雪)6 类,该数据集土地利用类型综合评价精度达到 80%以上。为研究方便,所有数据统一为 WGS_1984_UTM_Zone_47N 投影坐标系。各数据来源及处理过程详见表 1。

表 1 数据来源及预处理
Table 1 Data information and sources

数据类型 Data types	数据来源 Data sources	精度 Precision	数据预处理 Data pre-processing
土地利用类型 Land use type	GlobeLand30 (http://globeland30.org/)	30 m	选取 2000、2010 和 2020 年三期,根据一级分类将其划分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和其他用地,用于计算景观格局指数。
DEM	地理空间数据云 (http://www.gscloud.cn/)	30 m	用于计算 RUSLE 模型中的 L 、 S 因子。
降雨 Precipitation	中国气象数据网 (http://data.cma.cn/)	30 m	基于 102 个国家气象站点 2000—2020 年逐日降水量数据,计算平均降雨量和 RUSLE 模型中的 R 因子,并利用克里金插值为 250 m 分辨率的栅格数据。
土壤数据 Soil data	中国科学院资源环境科学与数据中心(https://www.resdc.cn/)	250 m	主要包括粉粒、黏粒、砂粒和有机碳含量(%),用来计算 RUSLE 模型中的 K 因子。
NDVI	美国国家航空航天局(http://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov)	250 m	基于每月 16 d 一期的 MODIS-NDVI 产品 MOD13Q1,采用最大值合成法合成 2000、2010 和 2020 年数据,用于计算 RUSLE 模型非耕地的植被覆盖与管理因子 C 。
中国农作物数据 China crop data	中国统计年鉴 (https://www.stats.gov.cn/sj/ndsj/)	—	包括四川省、云南省和西藏自治区 2000、2010 和 2020 年的农作物种类及播种面积数据,用于计算 RUSLE 模型中耕地的植被覆盖与管理因子 C 。

DEM:数字高程模型 Digital elevation model;NDVI:归一化植被指数 Normalized difference vegetation index

2.2 研究方法

2.2.1 景观格局指数

景观格局指数是用于描述和量化地表景观特征的统计指标^[16],能够定量反映景观组成和结构布局等方面的综合信息^[17]。在类型水平上,本研究选取聚集度指数(AI)、斑块结合度($COHESION$)、最大斑块指数(LPI)、斑块数量(NP)、斑块密度(PD)总计 5 个指数;景观水平上,选取蔓延度($CONTAG$)、边缘密度(ED)、景观形状指数(LSI)、Shannon 多样性指数($SHDI$)、Shannon 均匀度指数($SHEI$)、分割指数($SPLIT$)6 个指数。利用 Fragstats 4.2 计算景观格局指数。本研究所选景观格局指数及其含义^[18]见表 2。

2.2.2 RUSLE 模型

采用 RUSLE 模型定量评估研究区水力侵蚀状况,公式如下:

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

式中, A 为土壤侵蚀模数, $t\ km^{-2}\ a^{-1}$; R 为降雨侵蚀力因子, $MJ\ mm\ hm^{-2}\ h^{-1}\ a^{-1}$; K 为土壤可蚀性因子, $t\ hm^2\ h\ hm^{-2}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$; L 为坡长因子,无量纲; S 为坡度因子,无量纲; C 为植被覆盖与管理因子,无量纲。 P 为水土保持措施因子,无量纲。

其中, R 因子采用冷、暖季半月侵蚀力模型计算^[19]; K 因子采用 EPIC (Erosion productivity impact

calculator) 模型计算; L 因子采用分段坡长因子算式计算^[20]; S 因子按不同坡段分别选用不同算法, 10° 以下选用 Mccool 等^[21] 提出的算法, 10° 以上选用 Liu 等^[22] 提出的算法; 考虑到西南高山峡谷区农作物种类及其种植方式多样, C 因子利用 Borrelli^[23] 提出的方法, 并结合实际土地覆盖类型和农作物种类对研究区的耕地和非耕地的 C 因子分别进行调整与计算, 具体方法请参考文献^[24]。

表 2 研究区景观格局指数及其含义
Table 2 Landscape pattern index and its significance in the research area

尺度 Scale	景观格局指数 Landscape pattern index	指数意义 Exponential significance
类型水平 Type level	聚集度指数 (AI)	$0 \leq AI \leq 100$, 反映某一景观类型的斑块聚合程度, 值越大表示斑块越聚集。
	斑块结合度 (COHESION)	$0 < COHESION < 100$, 反映相关斑块类型的自然连通度斑块越聚集, 连通性越好, COHESION 值越高。
	最大斑块指数 (LPI)	$0 < LPI \leq 100$, 反映景观类型优势度。
	斑块数量 (NP)	$NP \geq 1$, 指同一景观类型的斑块总个数, NP 值的大小与景观破碎度呈正相关。
	斑块密度 (PD)	$PD > 0$, 反映景观整体的破碎化程度, 斑块密度越大空间异质性也就越大。
景观水平 Landscape level	蔓延度 (CONTAG)	$0 < CONTAG \leq 100$, 反映景观的连通和延展程度。值越大, 表示斑块间的连通性越好。
	边缘密度 (ED)	反映景观破碎化的程度, 值越大, 破碎化程度就越高。当 $ED = 0$ 时, 表明景观中斑块之间没有边界, 即整个景观由 1 个斑块组成。
	景观形状指数 (LSI)	$LSI \geq 1$, 景观形状指数越大, 斑块形状越复杂且越不规则; 其值越小, 斑块形状越趋于规则。
	Shannon 多样性指数 (SHDI)	$SHDI \geq 0$, 反映景观异质性, 对景观中各斑块类型的非均衡分布状况较为敏感。
	Shannon 均匀度指数 (SHEI)	$0 \leq SHEI \leq 1$, 表示景观中各斑块类型的分布均匀状况。该值若趋近 0, 说明景观中有一种或几种优势度较高的斑块类型; 反之趋向 1, 则优势度较低并且景观中各类型斑块趋于均匀分布状态, 无明显优势斑块类型。
	分割指数 (SPLIT)	表示空间分布离散程度, 当景观由单个图块组成时, $SPLIT = 1$ 。

AI : Aggregation index; COHESION: Patch cohesion index; LPI: Largest patch index; NP : Number of patches; PD : Patch density; CONTAG: Contagion index; ED : Edge density; LSI: Landscape shape index; SHDI: Shannon's diversity index; SHEI: Shannon's evenness index; SPLIT: Splitting index

2.2.3 地理探测器

地理探测器 (Geodetector) 是一种空间统计分析方法, 通过量化地理要素的空间分异性特征, 能够有效解析多因子协同作用对地理现象的驱动机制^[25]。该方法通过量化解释变量与被解释变量之间的空间耦合关系, 可精准识别关键驱动因子及多因子的交互效应。本研究运用地理探测器模型, 系统解析西南高山峡谷区景观格局指数对土壤侵蚀的驱动机制, 其核心算法如下:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2}$$

式中, L 为影响因子的类型数量; N_h 与 N 代表类型量 h 和研究区域的样本数; σ^2 代表影响因子的离散方差; σ_h^2 为第 h 层的样本方差; q 为一因子对土地利用类型的探测力值, 越大影响越大, 反之则越小。

3 结果与分析

3.1 景观格局动态变化

3.1.1 土地利用现状

2000—2020 年, 研究区景观格局演变呈现显著的空间分异特征 (图 2)。林地和草地作为优势景观类型, 其面积占比始终维持在 80% 以上, 构成区域生态基底。空间上, 林地主要集中分布于研究区南部, 而草地在北部占主导地位。人类活动干扰较强的滇北-川西南高山峡谷蓄水保土区 (Ⅲ区) 和滇西北高山峡谷生态维护区 (Ⅳ区) 则表现出耕地和建设用地高度聚集的典型特征 (图 2)。20 年间, 各景观类型发生了显著转变。其

中,耕地面积增加了 1609.49 km²;林地面积持续缩减,减少了 2697.10 km²;草地退化严重,面积减少了 40458.68 km²;建设用地持续扩张,面积扩大了 1.61 倍(表 3)。

表 3 2000—2020 年西南高山峡谷区土地利用面积变化
Table 3 Changes in land use area in Southwest Alpine Canyon Region from 2000 to 2020

土地利用类型 Land use type	2000 年		2010 年		2020 年	
	面积 Area/km ²	占比 Proportion/%	面积 Area/km ²	占比 Proportion/%	面积 Area/km ²	占比 Proportion/%
耕地 Cultivated land	26615.70	4.33	26362.50	4.30	28222.30	4.60
林地 Woodland	283108.00	46.11	280445.00	45.67	280400.00	45.67
草地 Grassland	263043.00	42.84	255337.00	41.58	222594.00	36.25
水域 Waters	2653.60	0.43	2459.38	0.40	3395.40	0.55
建设用地 Land for construction	645.16	0.11	839.17	0.14	1680.91	0.27
其他用地 Other land use	37970.50	6.18	48588.10	7.91	77738.80	12.66

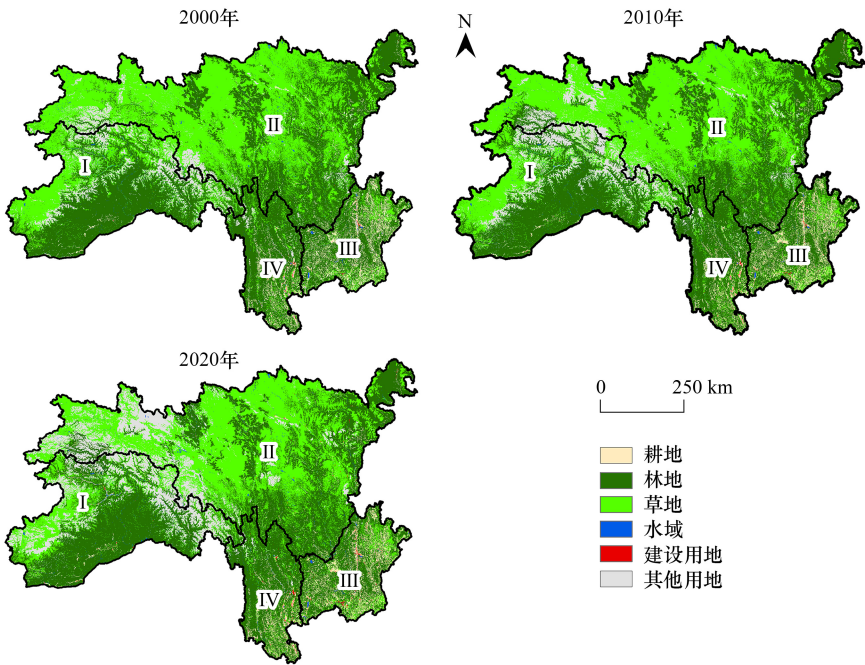


图 2 2000—2020 年研究区土地利用空间分布
Fig.2 Spatial distribution of land use in the study area from 2000 to 2020

3.1.2 景观格局变化

(1) 类型水平

景观格局指数分析结果表明(图 3),2000—2020 年间,林地、草地和其他用地的聚集度指数(AI)和斑块结合度(COHESION)在六种用地类型中较高(AI>80%,COHESION>98),表明这三类用地在研究区内趋于连片分布和高度聚集的分布格局。相比之下,水域和建设用地的 AI 和 COHESION 尽管较低,但随着时间推移聚集度有所提升,反映了在人为干扰下这两类用地正经历显著的空间重构与整合过程。最大斑块指数(LPI)显示,草地和林地始终是研究区的优势景观类型,但随着时间推移其主导性呈现减弱趋势:2000—2020 年间,林地 LPI 下降了 1.67%,草地 LPI 降幅达 10.74%,这与该时期草地面积的减少有关。斑块数量(NP)和斑块密度(PD)结果显示,草地表现出最高的景观破碎化程度(NP>15×10³ 个,PD>0.25 个/km²);林地的 NP 和 PD 分别下降 23.18%和 18.18%,表明林地破碎化程度有所减轻,其景观连通性有所改善。耕地破碎化持续加剧,NP

和 *PD* 年增长率为 2.09%—2.22%。这些量化结果表明,研究期内人类活动对景观格局的影响一方面促进了建设用地和水域的空间整合,另一方面则导致自然植被景观(特别是草地)的持续破碎化。

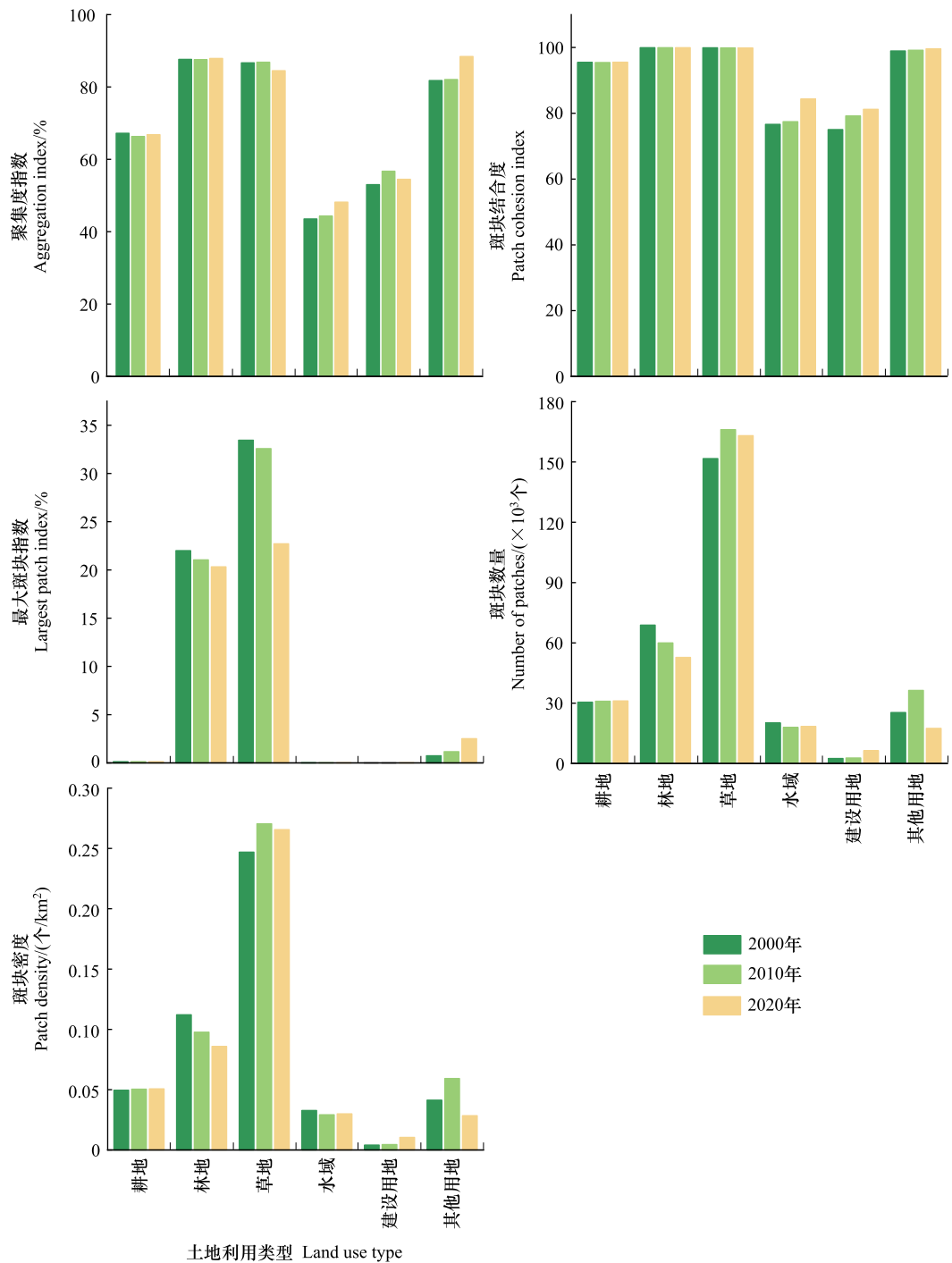


图 3 2000—2020 年研究区类型水平景观格局指数变化

Fig.3 Changes in landscape pattern index of type level in the study area from 2000 to 2020

(2) 景观水平

由图 4 可知,蔓延度(CONTAG)持续下降,由 2000 年的 56.31 下降到 2020 年的 52.59(降幅 6.61%);而分割指数(SPLIT)由 2000 年的 5.60 上升到 2020 年的 8.84(增幅 57.86%)。这种此消彼长的变化格局表明西南高山峡谷区景观空间构型的破碎化程度正在系统性加剧,特别是在 2010—2020 年间,SPLIT 的增幅达到

49.32%,显著高于前十年(5.71%)。边缘密度(*ED*)和景观形状指数(*LSI*)在2000—2020年间分别增长了2.11%和2.15%,这一变化揭示了斑块边缘复杂化程度的提升,反映了人类活动对景观边界的人工化改造过程。Shannon多样性指数(*SHDI*)和Shannon均匀度指数(*SHEI*)分别由2000年的1.06、0.59增加到2020年的1.17、0.66(图4),分别提升了10.38%和11.86%,说明景观多样性和均匀程度明显提升。综合而言,研究区景观格局演变呈现“多样性增强-连通性降低-破碎化加剧”的复合演变特征,这种变化将对区域生态过程产生深远影响。

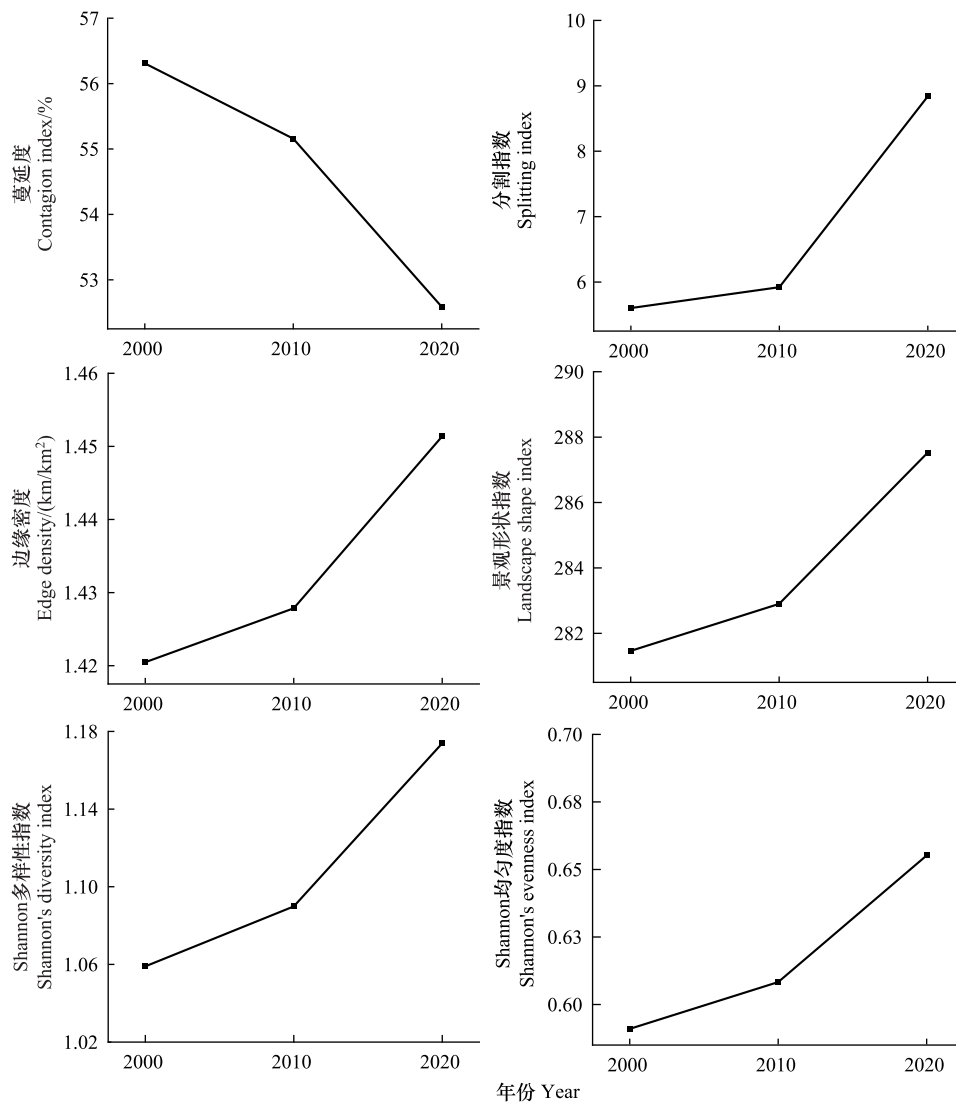


图4 2000—2020年研究区景观水平指数变化

Fig.4 Changes in landscape level index of the study area from 2000 to 2020

3.2 土壤侵蚀变化特征

根据《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190—2007)^[26],按照土壤侵蚀模数的大小将西南高山峡谷区水力侵蚀划分为6个等级,分别为微度($<500 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、轻度($500—2500 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、中度($2500—5000 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、强烈($5000—8000 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、极强烈($8000—15000 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、剧烈($>15000 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$)。

结果表明,西南高山峡谷区土壤侵蚀模数总体呈波动上升趋势。2000、2010和2020年平均土壤侵蚀模数分别为 $1155.03 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 、 $1145.47 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 、 $1207.81 \text{ t km}^{-2} \text{ a}^{-1}$,累计增幅达4.57%。西南高山峡谷区土壤侵蚀以微度侵蚀为主,面积占比均超过61%(表4和图5)。各等级土壤侵蚀面积变化相对较为稳定,但剧烈

侵蚀面积在过去 20 年间增加了 931.94 km²。从空间上看, I 区、II 区以微度和轻度侵蚀为主,面积占该区面积的比例均超过 91%;强烈及以上等级土壤侵蚀主要发生在 III 区和 IV 区,面积占研究区同等级土壤侵蚀面积的占比分别为 33.49%、21.52%。且 III 区呈现侵蚀加剧的态势,剧烈侵蚀面积占研究区同等级面积的占比从 2010 年的 42.60% 上升到 2020 年的 50.19%,剧烈侵蚀强度居研究区之首(>3126 km²);IV 区剧烈侵蚀面积占比从 28.75% 下降到 20.31%,但水土流失风险依然较高,应引起高度重视。

表 4 2000—2020 年西南高山峡谷区各土壤侵蚀等级面积及占比

Table 4 Area and proportion of soil erosion levels in southwest alpine canyon region from 2000 to 2020

土壤侵蚀强度 Soil erosion intensity	2000 年		2010 年		2020 年	
	面积	占比	面积	占比	面积	占比
	Area/km ²	Proportion/%	Area/km ²	Proportion/%	Area/km ²	Proportion/%
微度 Microdegree	369928.80	61.56	383344.90	63.74	370495.80	61.62
轻度 Mild	172021.80	28.63	157840.60	26.25	169524.80	28.19
中度 Moderate	28142.00	4.68	28753.31	4.78	29679.25	4.94
强烈 Strong	11657.81	1.94	12730.88	2.12	11615.31	1.93
极强烈 Extremely strong	11890.94	1.98	11394.81	1.89	11744.88	1.95
剧烈 Intense	7288.75	1.21	7338.61	1.22	8220.69	1.37

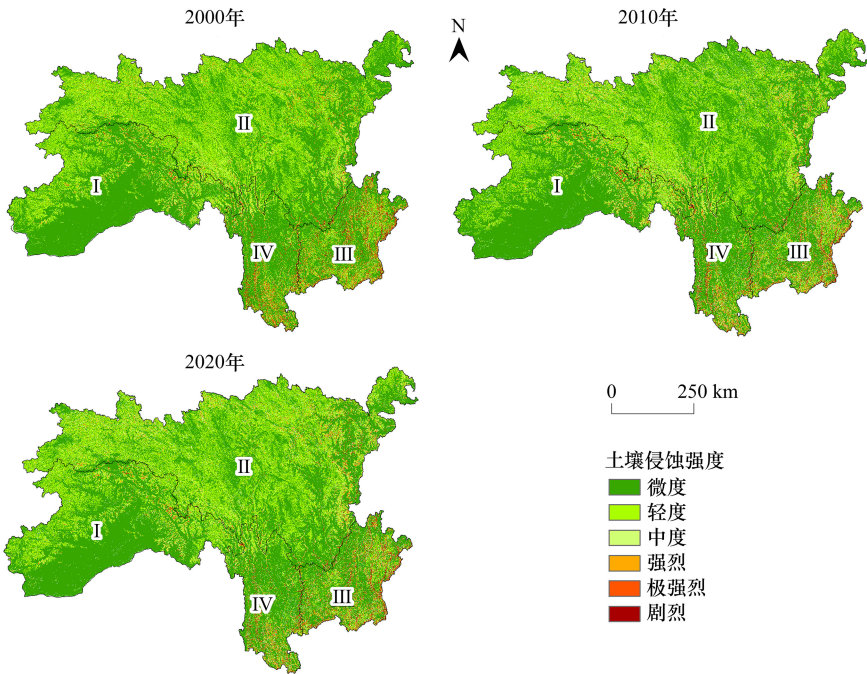


图 5 2000—2020 年土壤侵蚀空间分布图

Fig.5 Spatial distribution of soil erosion from 2000 to 2020

3.3 景观格局变化对土壤侵蚀的影响

3.3.1 类型水平指数

(1) 单因子探测

单因子探测结果表明,不同土地利用类型中影响土壤侵蚀的关键景观格局指数存在显著差异(图 7)。在耕地景观中,LPI 对土壤侵蚀的解释力最高,2000、2010 和 2020 年 q 值分别为 0.061、0.026、0.021。林地土壤侵蚀主要受 AI 、 $COHESION$ 和 LPI 的显著影响($P<0.05$),2010 年 q 值分别为 0.130、0.212、0.193。草地中, LPI 对土壤侵蚀的解释力在三个年份中均保持相对稳定,2000、2010 和 2020 年 q 值分别为 0.104、0.104、0.080。建

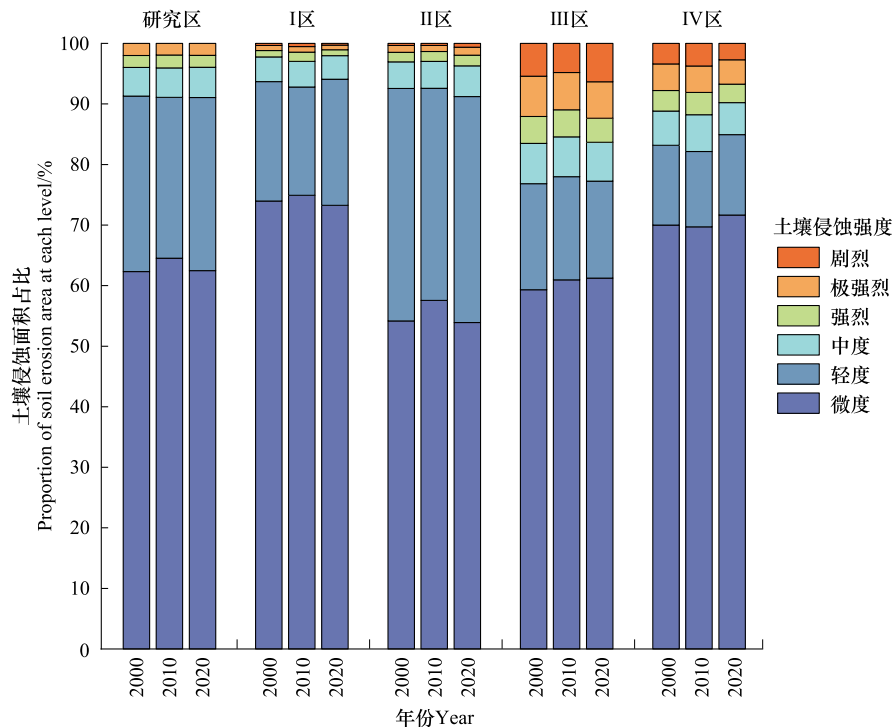


图6 土壤侵蚀各等级面积占比

Fig.6 Proportion of soil erosion area at each level

设用地土壤侵蚀主要受 COHESION 的影响,其解释力在 2000 年和 2010 年维持在较高水平, q 值分别为 0.099 和 0.111,但在 2020 年显著下降至 0.026。水域和其他用地的景观格局指数对土壤侵蚀的影响不明显。

(2) 交互探测

对面积占比较大的用地类型耕地、林地、草地三者进一步进行交互探测,结果显示,景观格局指数对土壤侵蚀的影响表现出显著的非线性协同增强效应(图 8)。耕地中, AI 和 LPI 的交互作用对土壤侵蚀影响最大, q 值维持在 0.04—0.12,表明耕地的空间集聚程度与优势斑块规模的协同效应显著增强了侵蚀风险;其次, LPI 与 NP 、 LPI 与 PD 的交互作用次之。对于林地, AI 和 $COHESION$ 的交互作用对土壤侵蚀的影响占据主导地位,2000、2010、2020 年 q 值分别为 0.267、0.255、0.215。这表明,高聚集度与高连通性的林地景观能够有效减缓降雨对地表的直接冲刷,增强水分渗透能力,从而显著降低侵蚀风险。在草地景观中, AI 与 LPI 的交互作用影响最大,2000、2010、2020 年 q 值分别为 0.158、0.137、0.139。总体来看,聚集度指数是影响西南高山峡谷区土壤侵蚀的关键驱动因子,但其作用机制在不同地类中表现出明显的异质性。此外,随着时间推移,各地类景观格局指数对土壤侵蚀的影响逐渐减弱, AI 与 LPI 的交互效应对耕地的影响下降最显著,从 2000 年的 0.12 下降到 2020 年的 0.04(图 8), $AI \cap COHESION$ 、 $COHESION \cap LPI$ 次之, q 值分别降低了 62.50%、57.14%;对林地解释力最高的 $AI \cap LPI$,其 q 值从 2000 年的 0.27 下降到 2020 年的 0.18。

3.3.2 景观水平指数

(1) 单因子探测

LSI 、 $SHDI$ 和 $SPLIT$ 三个指数对研究区土壤侵蚀均具有显著影响($P < 0.05$),但其作用机制存在明显差异(图 9)。其中, $SPLIT$ 是景观水平指数中影响土壤侵蚀的核心驱动因子,2000、2010 和 2020 年分别达 0.244、0.227、0.153,显著高于其他景观指数,这意味着景观破碎化程度是影响西南高山峡谷区土壤侵蚀的关键因素。 $SHDI$ 的影响次之,其解释力随时间呈递减趋势,2000、2010、2020 年 q 值分别为 0.213、0.135、0.117。相比之下, LSI 对土壤侵蚀的影响表现出相对稳定的解释力。

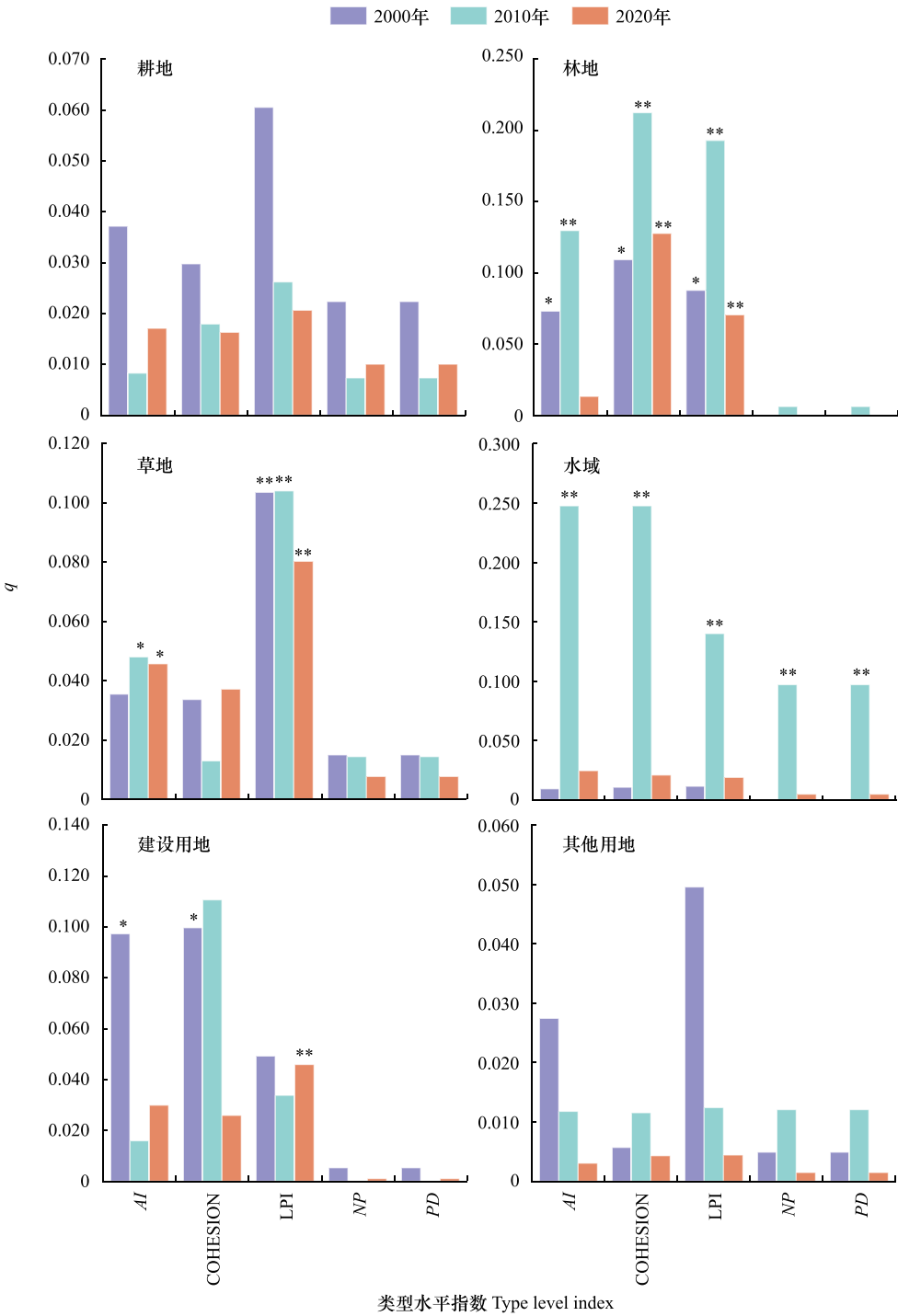


图7 2000—2020年类型水平指数因子贡献率(q 值)探测结果

Fig.7 Detection results of contribution rate (q -value) of type level index factor from 2000 to 2020

AI: 聚集度指数、COHESION: 斑块结合度、LPI: 最大斑块指数、NP: 斑块数量、PD: 斑块密度;显著性水平: * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

(2) 交互探测

交互探测分析结果表明,景观格局因子对土壤侵蚀的影响存在显著的协同增强效应。所有双因子交互作用的解释力(q 值)均显著高于单因子效应,呈现典型的非线性增强效应。2000—2020年,具有较强解释力的交互组合主要包括:LSI \cap CONTAG、SPLIT \cap CONTAG、LSI \cap SPLIT,其 q 值范围分别为0.131—0.375、0.231—0.361、0.255—0.394。但不同时期的主导交互模式存在动态变化:2000年以LSI \cap CONTAG的交互效应最为

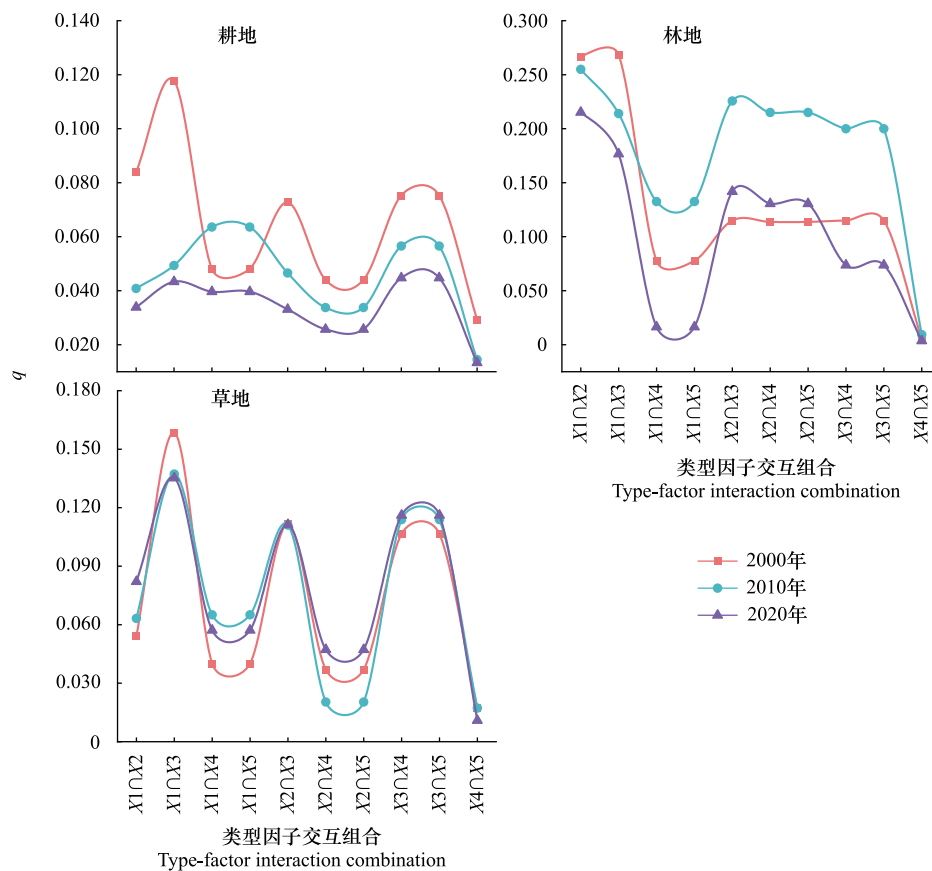


图 8 类型水平指数交互探测结果

Fig.8 Type level index interactive detection results

X1: 聚集度指数(AI)、X2: 斑块结合度(COHESION)、X3: 最大斑块指数(LPI)、X4: 斑块数量(NP)、X5: 斑块密度(PD)

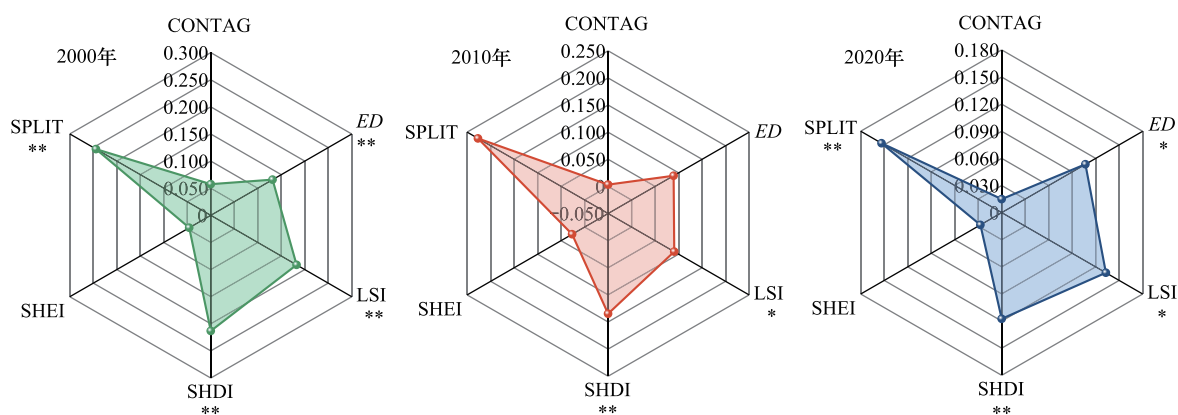


图 9 2000—2020 年景观水平因子探测结果

Fig.9 Results of landscape level factor detection from 2000 to 2020

CONTAG; Contagion index; ED; Edge density; LSI; Landscape shape index; SHDI; Shannon's diversity index; SHEI; Shannon's evenness index; SPLIT; Splitting index

突出($q=0.375$); 2010 年, CONTAG∩SPLIT 的解释力最高($q=0.356$); 至 2020 年则转变为 LSI∩SPLIT 交互作用占据主导地位($q=0.394$)。值得注意的是, 各因子之间的交互作用逐年下降(图 10), 且 SPLIT 作为核心驱

动因子,与其他因子的交互作用均表现出较强的解释力。该发现进一步印证了景观破碎化程度在区域土壤侵蚀过程中的关键作用,维持景观结构的完整性和连通性可有效降低土壤侵蚀风险。这一发现为深入理解多尺度景观格局协同影响土壤侵蚀的复杂机制提供了重要科学依据。

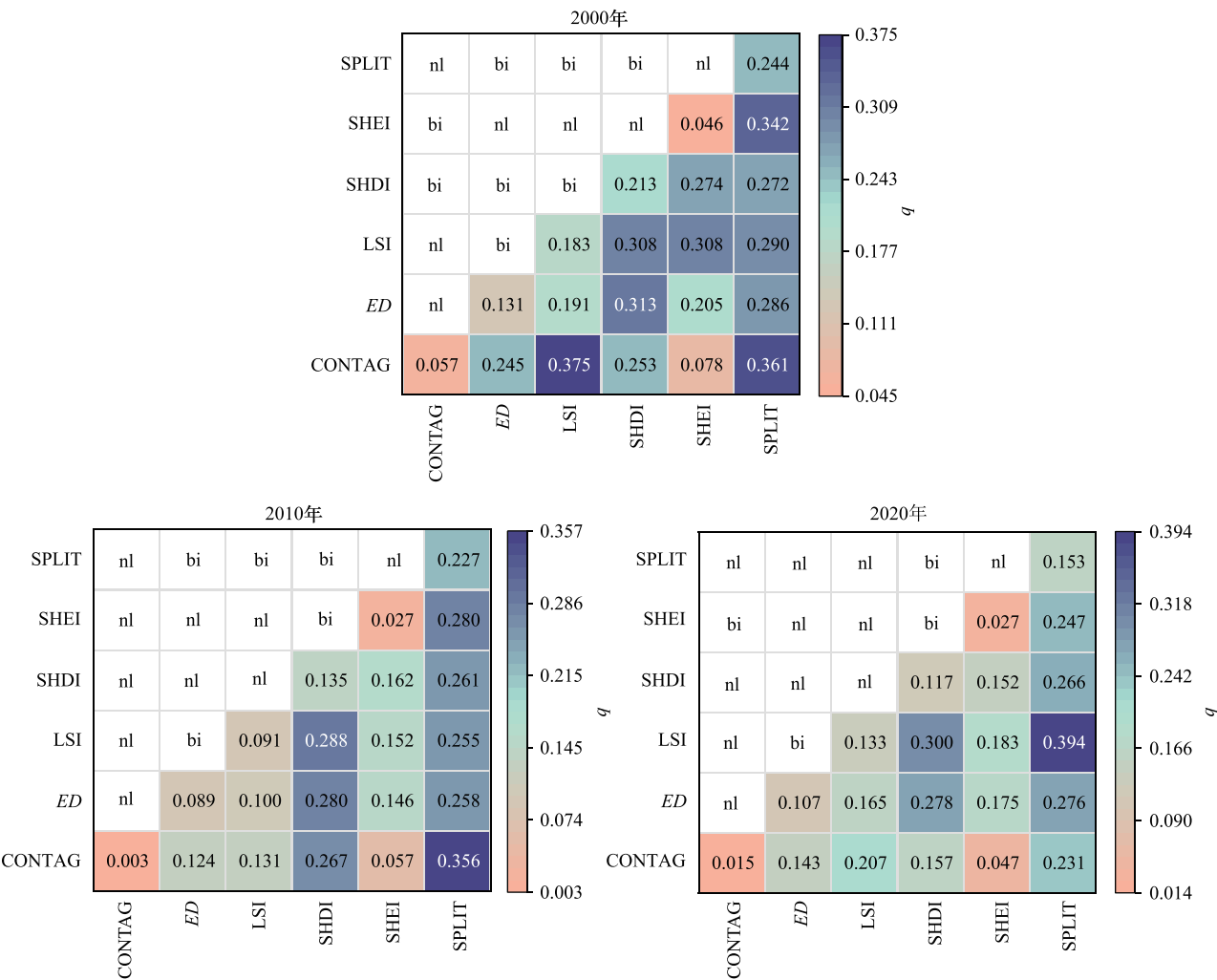


图 10 2000—2020 年景观水平指数交互探测结果

Fig.10 Interactive detection results of landscape level index from 2000 to 2020

nl 为非线性增强;bi 是双因子增强

4 讨论

4.1 与以往研究的对比

西南高山峡谷区因其独特的高山峡谷地貌,造就了极为特殊的景观格局,这种格局显著影响着区域土壤侵蚀过程,二者展现出复杂的动态响应关系。本研究发现,西南高山峡谷区景观多样性增强,但整体聚合程度较低、连通性下降,且斑块破碎化程度加剧。这一规律与同属生态脆弱带的黄河流域^[27]、怒江流域^[28]的景观格局变化高度一致。同时,不同地类的景观格局变化呈现显著的分异规律,其中,草地的破碎化程度显著高于其他地类,斑块数量和斑块密度分别大于 15×10^3 个和 0.25 个/ km^2 。这主要归因于土地利用类型的剧烈转变以及垂直地带性带来的地形约束效应。一方面,剧烈的土地利用转换直接导致景观完整性下降,2000—2020 年间,草地向耕地、林地和建设用地转换的面积分别为 2029.47 km^2 、 15061.80 km^2 、 339.19 km^2 ,农业扩张(耕地面积增加 6.04%)与城镇化(建设用地增长 1.61 倍)导致的生境切割共同驱动草地空间分布更加零散,景观

优势度降低,破碎化程度高;另一方面,西南高山峡谷区典型的垂直地带性导致草地主要分布于海拔 3000—5000 m 的中陡坡地(坡度 $>10^{\circ}$),地形位效应制约了草地的连续分布,造成生境片段化,这与李益敏等^[29]在高山峡谷区的发现基本吻合。徐鹏彬等^[30]对甘肃尕斯库勒湖湿地的研究发现,过度放牧导致草皮层破坏、土壤裸露,进一步分割草地斑块。王彤等^[31]在西南三江流域的研究指出,退耕还林还草政策促使耕地向林地转化,林地扩张与草地形成交错分布,间接导致草地优势度降低及空间隔离。可见,草地破碎化加剧的形成机制具有多源性。此外,2000—2020 年西南高山峡谷区耕地面积增加了 1606.60 km²,这与曾成等^[32]的研究结果相吻合。潘继亚^[33]和陈正发^[34]的研究同样证实了滇西北地区同期耕地面积的增长趋势。深入分析表明,这种耕地扩张现象主要源于政策引导下的“逆向转换”与人口压力的双重驱动:一方面,退耕还林还草工程实施后期出现了明显的“逆向转换”现象。受退耕还林政策的影响,2000—2010 年耕地减少了 253.20 km²。而 2010—2020 年耕地面积净增加 1859.80 km²,其中,高达 2029.47 km²的草地重新转为耕地,这一转变与《云南省产业规划(2016—2025 年)》(以下简称《规划》)的调整有关。该《规划》大力倡导当地发展高原特色现代农业产业,引导部分地区转向发展高附加值经济作物^[35],促成了耕地的这一“逆向”增长态势。另一方面,研究区人口数量由 2000 年的 1079 万增加到 2020 年的 1222 万,快速城镇化进程叠加人口持续增长的双重压力,加剧了对区域耕地资源的刚性需求,推动了耕地面积增加^[36]。

本研究发现,2000—2020 年西南高山峡谷区土壤侵蚀强度总体呈现加剧的趋势,且具有明显的时空分异特征,这与廖瑞恩等^[14]和刘静等^[37]的研究结果相似。从空间上看,Ⅰ区、Ⅱ区平均土壤侵蚀模数分别为 660.58 t km⁻² a⁻¹、962.34 t km⁻² a⁻¹,均属于轻度侵蚀。这两个区域平均海拔分别为 3423 m、4246 m,是冻融侵蚀发生的主要区域,对气候变化响应敏感。频繁的冻融过程显著削弱了土壤团聚体稳定性,破坏土壤结构,增加表层土壤孔隙度和松散度,从而极大地提升了土壤内在可蚀性^[38]。然而,由于该区域远离人类聚居中心,直接人为扰动强度极低,缺乏高强度人为活动对地表覆盖的直接破坏和对侵蚀过程的强烈触发,景观格局相对稳定,土壤侵蚀依然维持在较低水平^[39]。Ⅲ区、Ⅳ区平均海拔分别为 2351 m、2907 m,平均土壤侵蚀模数分别为 2762.38 t km⁻² a⁻¹、1853.49 t km⁻² a⁻¹,人类活动频繁。研究发现Ⅲ区、Ⅳ区剧烈和极强烈侵蚀面积占比显著高于Ⅰ、Ⅱ区,成为区域土壤侵蚀的热点区和治理关键区,这与陶勤等^[40]基于 InVEST 模型的评估结果相互印证,凸显了人类活动在区域土壤侵蚀过程中的主导和放大作用。该区域相对适宜的气候和地形条件使其成为人口聚居、农业生产和经济开发的核心区域,由此带来高强度、多类型且影响深远的人为扰动。一方面,陡坡垦殖导致大面积原生林草植被遭到破坏,极大削弱了植被截留降雨、固持土壤的生态功能,而不合理的耕作方式进一步加剧了降雨径流的冲刷能力^[41]。同时,城镇扩张、道路建设及水电工程开发等活动产生了大量裸露边坡和弃土弃渣场,这些人为创面在雨季更易诱发沟蚀、崩岗甚至滑坡^[42],成为剧烈侵蚀的潜在策源地。值得注意的是,在气候变化背景下,人类活动通过破坏原有景观格局显著削弱了生态系统的气候缓冲能力,致使区域陷入“气候变化-人类扰动-侵蚀加剧”的恶性循环。这种复合作用机制进一步加剧了该区域的土壤侵蚀问题,凸显了综合治理的紧迫性。

研究进一步发现,景观格局指数对土壤侵蚀的调控效应存在显著的地类异质性,但斑块结合度(COHESION)、最大斑块指数(LPI)、分割指数(SPLIT)、景观形状指数(LSI)对土壤侵蚀均表现出较高的解释力。这表明景观的规模化、连续化与土壤侵蚀过程密切相关,大面积的森林和草原能够更好地拦截降雨,减少地表径流,从而减少土壤侵蚀,而破碎化的景观导致裸露地表增加,径流更容易汇集并冲刷土壤,引起土壤侵蚀^[43]。景观形状指数反映了景观斑块形状的复杂程度,形状复杂的斑块通常具有更多的边缘和不规则轮廓^[44],增加了土壤与外界环境的接触面积,受到的侵蚀营力作用更强,进而加剧土壤侵蚀;而景观中各斑块类型分布均匀往往有助于优化景观的生态功能,使不同斑块类型在土壤保持方面发挥协同作用,从而减少土壤侵蚀。这与何玥等^[45]在南方红壤区、高艳丽等^[7]在汉江流域、杨庆骅等^[46]在北江流域的发现基本一致。

4.2 景观格局对土壤侵蚀影响的时间效应

本研究发现,景观格局指数对土壤侵蚀的影响随时间推移逐渐减弱。有研究指出,景观格局与土壤侵蚀

的关系并非静态,其作用强度随生态系统演替、人类干预和气候变化呈现出非线性演变特征^[46]。2000 年,景观格局指数对土壤侵蚀的影响最为显著,属于“景观格局主导期”。此阶段林地集中连片,草地斑块面积较大,二者的 LPI 分别高达 22%、33%,景观格局指数对土壤侵蚀的解释力最强。进入 2010 年,随着退耕还林、退牧还草政策的推进以及城市化进程的加快,景观结构逐渐趋于多样化、破碎化,此时为“景观格局-土壤侵蚀耦合过渡期”。至 2020 年,部分景观格局因长期干预逐渐趋于稳定,但破碎化的态势仍未遏制,各景观格局指数对土壤侵蚀的解释力下降,提示其可能已接近影响阈值,而外部强迫因素对土壤侵蚀的影响则开始显现。进一步对数据分析后发现,LPI 对耕地的解释力从 2000 年的 0.061 下降到 2020 年的 0.021,下降了 65.57%,对草地的解释力从 0.104 下降到 0.080,下降了 23.08% (图 7);景观水平指数交互探测结果显示,LSI \cap CONTAG、SHEI \cap SHDI、ED \cap CONTAG、LSI \cap SHEI 和 SPLIT \cap CONTAG 对土壤侵蚀的解释力(q 值)下降最为显著(图 10), q 值分别从 2000 年的 0.375、0.274、0.245、0.308、0.361 下降到 2020 年的 0.207、0.152、0.143、0.183、0.231,降幅分别高达 44.80%、44.53%、41.63%、40.58%、36.01%。这些现象表明,西南高山峡谷区土壤侵蚀驱动机制随时间推移存在明显的范式转变,从早期的“景观格局主导型”逐步转向“外部因素驱动型”。

有研究表明,气候变化(如极端降水事件)正在超越景观格局成为影响土壤侵蚀的主导因子^[47]。赵筱青等^[28]的研究发现怒江流域的景观格局变化在受到自然环境长期作用的同时,更多的受到人类活动干预、社会经济条件以及政府决策的影响。高江波等^[48]对喀斯特山地土壤侵蚀的研究发现,坡度和植被盖度的相互作用对水土流失的空间分异具有较大的解释能力。可见,景观格局对土壤侵蚀的影响存在明显的时空异质性。未来亟需进一步研究和监测,以揭示不同时间和空间尺度上景观格局与土壤侵蚀之间的复杂关系。

4.3 对当地水土流失防治的建议

本研究提出西南高山峡谷区土壤侵蚀驱动机制存在范式转变。这一理论突破表明,该区水土流失治理需要从单纯的“优化景观格局”升级为“景观优化+气候变化适应+人类活动调控”的协同治理模式,并实施差异化治理策略。在 I、II 区,应以保护现有自然植被为主,加强冻融侵蚀监测和气候变化适应性管理,巩固现有生态功能。III、IV 区则需统筹景观格局优化、气候韧性提升和人类活动调控,通过选育抗旱耐寒乡土物种构建适应性景观,同时严格管控不合理的农业垦殖与工程扰动,优化农业耕作方式,规范工程建设标准,尤其防范人类活动向高海拔生态脆弱区扩张所引发的侵蚀风险。最终,形成保护与修复并重、短期治理与长期适应兼顾的综合治理体系。该发现不仅为深刻理解西南高山峡谷区土壤侵蚀过程提供了全新视角,更提示了在其他生态脆弱区的研究中应关注驱动机制动态演变的可能性,为识别和预警其他生态脆弱区的类似演变提供了重要的分析范式,但其普适性仍有待于更多区域的实证检验。

5 结论

(1) 2000—2020 年,西南高山峡谷区优势景观地类为林地和草地,总面积占比超过 81%。20 年间,研究区景观格局发生了显著变化,整体呈现破碎化加剧、连通性降低、景观丰富度和均匀度有所提升的特征。具体而言:草地面积减少 40458.68 km²,破碎化程度显著高于其他地类,这一变化主要受土地利用类型转换和地形约束效应的共同驱动;耕地面积增加 1609.49 km²,但破碎化持续加剧;林地面积减少 2697.10 km²,斑块数量和斑块密度呈现下降态势。

(2) 2000—2020 年,研究区土壤侵蚀状况总体呈恶化态势,侵蚀强度以微度和轻度为主。空间上,土壤侵蚀呈现明显的东南高-西北低的分布格局,并表现出局部集聚特征。其中,III 区和 IV 区为侵蚀高值区,I 区和 II 区则为侵蚀低值区。各等级土壤侵蚀面积相对稳定,但剧烈侵蚀面积在过去 20 年间增加了 931.94 km²。

(3) 景观破碎化程度是影响西南高山峡谷区土壤侵蚀的关键因素,分割指数(SPLIT)、景观形状指数(LSI)、Shannon 多样性指数(SHDI)共同主导西南高山峡谷区土壤侵蚀的时空演变过程。但随着时间推移,景观格局指数对土壤侵蚀的影响逐渐减弱。未来西南高山峡谷区水土流失治理应采取“分区施策、系统治理”的综合策略,推动治理模式从单一的“景观优化”向“景观优化+气候变化适应+人类活动调控”的协同治

理模式转变。

参考文献(References):

- [1] 傅伯杰, 吕一河, 陈利顶, 苏常红, 姚雪玲, 刘宇. 国际景观生态学研究新进展. 生态学报, 2008, 28(2): 798-804.
- [2] 刘宇. 景观指数耦合景观格局与土壤侵蚀的有效性. 生态学报, 2017, 37(15): 4923-4935.
- [3] 黄志霖, 田耀武, 肖文发, 马德举. 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. 生态学报, 2013, 33(23): 7487-7495.
- [4] 张建香, 张勃, 张华, 张多勇, 戴声佩, 马中华. 黄土高原的景观格局变化与水土流失研究——以黄土高原马莲河流域为例. 自然资源学报, 2011, 26(9): 1513-1525.
- [5] O'Neill R V, Krummel J R, Gardner R H, Sugihara G, Jackson B, DeAngelis D L, Milne B T, Turner M G, Zygmunt B, Christensen S W, Dale V H, Graham R L. Indices of landscape pattern. Landscape Ecology, 1988, 1(3): 153-162.
- [6] 罗佳茹, 李斌斌, 张凤宝, 丛佩娟, 王海燕, 杨明义. 黄丘区特色治理开发小流域土壤侵蚀变化对景观格局演变的响应. 应用生态学报, 2021, 32(12): 4165-4176.
- [7] 高艳丽, 李红波. 汉江流域景观格局变化对土壤侵蚀的影响. 生态学报, 2021, 41(6): 2248-2260.
- [8] 田昌园, 张红丽, 汪军红, 李嘉宁, 张艺, 查同刚. 近 30 年皖西大别山土壤侵蚀时空变化及其对景观格局的响应. 水土保持学报, 2024, 38(3): 37-44.
- [9] 宋爽, 王韶晗, 石梦溪, 胡珊珊, 许大为. 景观格局类型对土壤侵蚀的影响. 水土保持研究, 2022, 29(5): 85-92.
- [10] Zhang S H, Fan W W, Li Y Q, Yi Y J. The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed. Science of the Total Environment, 2017, 574: 34-45.
- [11] 张素, 熊东红, 吴汉, 袁勇, 李婉欣, 张闻多. 基于 RUSLE 模型的孙水河流域土壤侵蚀空间分异特征. 水土保持学报, 2021, 35(5): 24-30.
- [12] 丁琳, 黄婷婷, 秦伟, 周金星. 西南高山峡谷区土壤侵蚀空间分异特征. 泥沙研究, 2023, 48(6): 51-58, 66.
- [13] 王治国, 张超, 纪强, 孟繁斌, 闫俊平, 李小芳. 全国水土保持区划及其应用. 中国水土保持科学, 2016, 14(6): 101-106.
- [14] 廖瑞恩, 齐实, 赖金林, 唐颖, 李鹏. 西南高山峡谷区水力侵蚀时空变化及其驱动力. 水土保持研究, 2024, 31(5): 139-147.
- [15] 赖金林, 齐实, 崔冉冉, 廖瑞恩, 唐颖, 李鹏. 西南高山峡谷区植被变化及影响因素分析. 环境科学, 2023, 44(12): 6833-6846.
- [16] Wang A, Zhang M M, Kafy A A, Tong B, Hao D Q, Feng Y F. Predicting the impacts of urban land change on LST and carbon storage using InVEST, CA-ANN and WOA-LSTM models in Guangzhou, China. Earth Science Informatics, 2023, 16(1): 437-454.
- [17] 程研, 关颖慧, 吴秀芹. 基于土地利用变化的喀斯特陷盆地景观格局演变与生态安全评价. 生态学报, 2023, 43(22): 9471-9485.
- [18] 刘佳依, 许大为, 徐嘉. 基于 InVEST 模型的蒲河流域景观格局及生境质量时空演变分析. 水土保持学报, 2024, 38(2): 258-267.
- [19] Xie Y, Yin S Q, Liu B Y, Nearing M A, Zhao Y. Models for estimating daily rainfall erosivity in China. Journal of Hydrology, 2016, 535: 547-558.
- [20] Foster G R, Wischmeier W H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. Transactions of the ASAE, 1974, 17(2): 305-309.
- [21] McCool D K, Brown L C, Foster G R, Mutchler C K, Meyer L D. Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation. Transactions of the ASAE, 1987, 30(5): 1387-1396.
- [22] Liu B Y, Nearing M A, Risse L M. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes. Transactions of the ASAE, 1994, 37(6): 1835-1840.
- [23] Borrelli P, Robinson D A, Fleischer L R, Lugato E, Ballabio C, Alewell C, Meusburger K, Modugno S, Schütt B, Ferro V, Bagarello V, Oost K V, Montanarella L, Panagos P. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. Nature Communications, 2017, 8: 2013.
- [24] 李佳蕾, 孙然好, 熊木齐, 杨国成. 基于 RUSLE 模型的中国土壤水蚀时空规律研究. 生态学报, 2020, 40(10): 3473-3485.
- [25] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134.
- [26] 中华人民共和国水利部. 土壤侵蚀分类分级标准: SL 190—2007[S]. 北京: 中国水利水电出版社, 2008.
- [27] 梁加乐, 陈万旭, 李江风, 董孟君, 周婷, 潘思佩. 黄河流域景观破碎化时空特征及其成因探测. 生态学报, 2022, 42(5): 1993-2009.
- [28] 赵筱青, 曾洪云, 周晶, 李晖. 怒江流域高山峡谷区景观生态格局变化分析. 热带地理, 2007, 27(3): 219-223.
- [29] 李益敏, 王东驰, 袁静, 刘心知. 基于地形梯度的高山峡谷区土地利用时空格局及功能分区. 水土保持通报, 2020, 40(6): 303-311, 331.
- [30] 徐鹏彬, 邓建明, 赵长明. 甘肃尕斯库勒不同海拔草地群落组分及物种多样性研究. 草业学报, 2012, 21(2): 219-226.
- [31] 王彤, 易桂花, 张廷斌, 李景吉, 别小娟, 林梦男. 西南三江流域生境质量时空格局及其地形梯度效应. 水土保持研究, 2023, 30(5): 306-314.
- [32] 曾成, 李天阳, 何丙辉. 西南高山峡谷区土地利用强度对碳排放的脱钩效应及驱动因素. 生态学报, 2025, 45(14): 6770-6782.

- [33] 潘继亚, 王金亮, 高帆. 滇西北高山峡谷典型区土地利用变化与生态安全评价研究. 生态科学, 2022, 41(2): 29-40.
- [34] 陈正发, 史东梅, 何伟, 夏建荣, 金慧芳, 姜义宝. 1980—2015 年云南坡耕地资源时空分布及演变特征分析. 农业工程学报, 2019, 35(15): 256-265.
- [35] 余李敏. 西南典型岩溶山区坡耕地时空演变及其驱动机制研究[D]. 贵阳: 贵州师范大学, 2024.
- [36] 李玲, 王震, 王克勤, 李亦然, 李选平, 马艳波, 杨锦, 冯小纹. 西南高山峡谷区生态系统服务评估及多情景模拟. 浙江农林大学学报, 2025, 42(4): 813-824.
- [37] 刘静, 项嘉仪, 张东海, 兰梦瑶, 关颖慧. 基于多源地理数据的西南高山峡谷区生态系统服务评估及权衡与协同关系. 水土保持学报, 2024, 38(6): 214-223.
- [38] Li J L, Wang G X, Li K, Li Y, Guo L M, Song C L. Impacts of climate change and freeze - thaw cycles on water and sediment fluxes in the headwater region of the Yangtze River, Qinghai - Tibet Plateau. Catena, 2023, 227: 107112.
- [39] 黄海, 田尤, 刘建康, 张佳佳, 杨东旭, 杨顺. 藏东地区斜坡土壤冻融侵蚀力学机制及敏感性分析. 地理学报, 2021, 76(1): 87-100.
- [40] 陶勤, 王世航, 王奇, 刘峰, 赵明松, 徐胜祥. 基于 InVEST 模型的川滇生态屏障区土壤保持功能评价. 土壤学报, 2024, 61(6): 1548-1556.
- [41] Chen G K, Zhao J J, Duan X W, Tang B H, Zuo L J, Wang X, Guo Q K. Spatial quantification of cropland soil erosion dynamics in the Yunnan Plateau based on sampling survey and multi-source LUCC data. Remote Sensing, 2024, 16(6): 977.
- [42] Li J M, Li H, Guo M M, Ding W F, Zhang C W, Liu J G, Xu W S, Tong X X, Sun B Y. Influences of vegetation types and near-surface characteristics on hydrodynamics and soil erosion of steep spoil heaps under rainfall and overland flow conditions. Soil and Tillage Research, 2025, 247: 106378.
- [43] 邵奕铭, 高光耀, 刘见波, 傅伯杰. 自然降雨下黄土丘陵区草灌植物垂直覆盖结构的减流减沙效应. 生态学报, 2022, 42(1): 322-331.
- [44] 赵泽锦. 大清河流域景观格局变化与生态系统服务功能评价[D]. 北京: 北京林业大学, 2022.
- [45] 何玥, 黄炎和, 林金石, 林小慧, 季翔. 基于路径分析的南方红壤区崩岗侵蚀与景观格局关系. 应用生态学报, 2024, 35(10): 2872-2880.
- [46] 杨庆骅, 齐子萱, 赵耀, 蔡宴朋, 张春亢. 多尺度景观格局变化对北江流域土壤侵蚀风险的影响分析. 环境科学, 2025: 1-20. (2025-04-02). <https://link.cnki.net/doi/10.13227/j.hjlx.202412159>.
- [47] Zhao Y S, Zhu D Y, Wu Z G, Cao Z. Extreme rainfall erosivity: Research advances and future perspectives. Science of the Total Environment, 2024, 917: 170425.
- [48] 高江波, 张怡博, 左丽媛. 喀斯特山地土壤侵蚀和产水量的最优解释力. 地理学报, 2022, 77(11): 2920-2934.