

高寒生态脆弱区生态韧性的社会-生态驱动机制:以西藏为例

徐霞, 陈炯涛

(河海大学公共管理学院, 南京 211100)

摘要: 在全球气候变化加剧和人地关系日趋紧张的背景下,高寒生态脆弱区的可持续发展面临严峻挑战。探讨社会-生态因素对高寒生态脆弱区生态韧性的影响,对区域可持续发展具有重要意义。本研究以西藏自治区这一典型高寒生态脆弱区为研究区,基于研究区2000年、2010年和2020年多源数据(包括遥感影像、气象数据、社会经济数据及环境监测数据),对研究区生态韧性时空演变特征进行了量化分析,同时结合结构方程模型探讨了社会-生态因素对生态韧性的作用机制。结果表明:①2000—2020年研究区生态韧性整体呈“东南高、西北低”的空间分布格局。值得注意的是,虽然研究期间研究区植被覆盖度稳步提升(增幅达9.03%),但水源涵养总量下降22.67%,平均生境质量指数近十年退化29.85%,说明研究区生态恢复虽已初见成效,但也暴露出“增绿而功能退化”的结构矛盾,表明研究区生态系统恢复存在量与质的不同步问题;②结构方程模型分析显示,气候地形背景是研究区生态韧性的主导正向因子,而极端地形气候条件、社会经济压力与大气污染通过诱发土壤退化和加剧自然灾害风险形成关键负向传导路径,其中自然灾害风险防控与土壤健康维护是提升区域生态韧性的关键环节;③生态韧性驱动机制存在明显空间异质性,无人区以自然过程为主导,农牧交错区受人地交互作用影响显著,城镇区则受土地利用强度与环境污染胁迫突出。基于此,提出差异化管理策略:无人区应侧重气候适应与灾害防控,农牧交错区应注重草畜平衡和土壤修复,城镇区则需注重空间结构优化与污染控制。研究从社会-生态耦合视角出发,系统阐释了高寒生态脆弱区生态韧性的响应规律,为理解其内在机理提供了实证支持,提出的“分区分类”精准治理模式,不仅为西藏实施生态安全屏障保护与建设工程提供了科学依据,也为西藏乃至同类地区的生态保护与高质量发展提供了实践路径与决策支持。

关键词: 生态韧性; 社会-生态因素; 驱动机制; 高寒生态脆弱区; 偏最小二乘结构方程模型(PLS-SEM)

中图分类号: F205; X171.1; X87

文献标志码: A

文章编号: 1004-3918(2026)02-0309-12

Socio-Ecological Driving Mechanism of Ecological Resilience in Alpine Ecologically Fragile Regions: A Case Study of Tibet

XU Xia, CHEN Jiongtao

(College of Public Administration, Hohai University, Nanjing 211100, China)

Abstract: Against the backdrop of intensifying global climate change and increasing tensions in human-land relationships, the sustainable development of alpine ecologically fragile regions faces severe challenges. Investigating the complex and multifaceted impacts of socio-ecological factors on the ecological resilience of alpine ecologically fragile regions is of great significance for regional sustainable development. This study takes Tibet Autonomous Region, a typical alpine ecologically fragile area, as the research area. Based on the multi-source data

收稿日期: 2025-10-28

修回日期: 2025-12-17

接受日期: 2026-01-06

基金项目: 国家自然科学基金项目(41801216)

作者简介: 徐霞(2001-),女,硕士研究生,主要从事土地生态与人地系统等方面的研究, E-mail: xuxiacka@163.com

引用格式: 徐霞,陈炯涛. 高寒生态脆弱区生态韧性的社会-生态驱动机制:以西藏为例[J]. 河南科学, 2026, 44(2): 309-320.

Xu X, Chen J T. Socio-ecological driving mechanism of ecological resilience in alpine ecologically fragile regions: A case study of Tibet[J]. Henan Science, 2026, 44(2): 309-320.

of the study area in 2000,2010 and 2020, including remote sensing images, meteorological data, socio-economic data and environmental monitoring data, this research quantitatively evaluates the spatiotemporal evolution patterns of ecological resilience in the study area. Subsequently, the partial least squares structural equation modeling (PLS-SEM) is used to explore the mechanism of social-ecological factors on ecological resilience. The principal findings of this study are threefold. ① From 2000 to 2020, the spatial distribution of ecological resilience in the study area exhibited a pattern of “high in the southeast and low in the northwest” in the whole. It is worth noting that although the vegetation coverage in the study area increased steadily (an increase of 9.03%) during the study period, the total water conservation capacity decreased by 22.67%, and the average habitat quality index decreased by 29.85% in the past ten years. This reveals that there is a problem of synchronization between quantity and quality of ecosystem restoration in the study area, which results in a profound structural contradiction of “greening but functional degradation”. ② The PLS-SEM analysis elucidates that climatic and topographic foundations are confirmed as the dominant positive factors influencing ecological resilience in the study area, while the extreme topographic and climatic conditions, as well as socio-economic pressures and atmospheric pollution forms a key negative transmission path by inducing soil degradation and aggravating natural disaster risk. Among them, natural disaster risk prevention and control and soil health maintenance are pinpointed as the most critical links for enhancing regional ecological resilience. ③ Significant spatial heterogeneity exists in the driving mechanism of ecological resilience. The uninhabited area is predominantly governed by natural processes, the agro-pastoral ecotone is significantly affected by human-land interaction, and the urban area is affected by land use intensity and environmental pollution stress. Based on this, the study proposes a differentiated management strategy. The uninhabited area should focus on climate adaptation and disaster prevention and control, the agro-pastoral ecotone should focus on grass-livestock balance and soil remediation, and the urban area should prioritize spatial structure optimization and pollutant control. By adopting a coupled social-ecological system perspective, this research systematically explains the response law of ecological resilience in alpine ecologically fragile areas, and provides empirical support for understanding its internal mechanism. The proposed “zoning and classification” precision governance model not only offers a scientific basis for the implementation of ecological security barrier protection and construction projects in Tibet, but also provides a practical path and decision support for ecological protection and high-quality development in Tibet and even analogous alpine ecologically fragile regions.

Key words: ecological resilience; social-ecological factors; driving mechanism; alpine ecological fragile area; partial least squares structural equation model (PLS-SEM)

0 引言

西藏是国家关键的生态安全屏障,也是典型的高寒生态脆弱区,该区域自然条件相对恶劣,生态系统结构相对简单、对气候变化与人类干扰高度敏感、自我恢复能力较低。受自然灾害、气候变化和人类活动干扰影响,近年来该区域的冰川退缩、冻土融化、土地沙化与生物多样性下降等环境胁迫问题日益突出^[1-2]。此外,面对经济增长和人口增加压力,西藏加快基础设施与城镇建设,导致土地扩张与人类活动加剧,对区域社会-生态系统造成了强烈的干扰^[3-4],生态脆弱与发展需求之间的冲突进一步凸显,如何在不断变化的环境中保持生态系统可持续

性,使其能够持续为人类提供服务,成为资源管理者关注的焦点。

习近平在中央第七次西藏工作座谈会上指出,保护好青藏高原生态就是对中华民族生存和发展的最大贡献,强调需深化科学考察,揭示生态环境变化机理,系统推进生态保护与治理。生态韧性(Ecological Resilience, ER)是指生态系统在承受外部干扰后维持其结构完整、功能持续和自我恢复的能力,是衡量系统健康与可持续性的关键,既能反映生态系统自身健康状况,也能体现其对人类社会的支撑能力^[5]。对高寒生态脆弱区生态韧性的时空格局及其驱动机制进行研究,对科学制定规划管理政策、推动区域高质量发展具有重要意义。但现有关于高寒

脆弱区生态的研究大多集中在土地利用变化、生态系统服务价值评估、生态脆弱性评价等方面。例如,李作成等^[6]基于 Google Earth Engine 评估了青藏高原土地沙化的时空变化特征,剖析了局部地表演变过程的动态趋势;贾天朝等^[7]利用 InVEST 模型量化了生境质量这一核心服务功能,探讨了生境质量对气候变化与人类活动的空间响应特征;于伯华和吕昌河^[8]通过构建多维评价指标体系,系统解析了青藏高原高寒区的生态脆弱性特征及空间格局。总体而言,相关研究从不同侧面深化了对高寒生态系统变化过程的认识,但多以生态脆弱性或单项生态功能为研究对象,对高寒生态系统在扰动下维持稳定与恢复能力的整体韧性刻画仍显不足。

此外,已有研究多从单一因素视角探讨生态韧性的形成机制,如气候因子、土壤水分、人为干扰或冻土退化等。例如,Sun 等^[9]分析了全球植被韧性和抗性对气候变化的响应特征,发现热带森林的植被韧性有所提升;Yao 等^[10]揭示了土壤水分在生态系统干旱恢复过程中的关键作用;Zhou 等^[11]指出放牧强度通过改变植被结构和土壤碳储量削弱草地生态系统对气候波动的缓冲能力;Schuur 等^[12]则系统探讨了永久冻土退化对碳循环和植被恢复力的影响,揭示了冻土退化对生态系统功能的潜在反馈效应。但其实生态系统韧性并非单一因素驱动,而是自然与社会多维因素交互作用的结果:在自然因素中,区域气候与地形直接决定水热格局和土壤条件,是生态系统空间分异形成的基础^[13],土壤质量影响生态系统的生产力潜力和植被恢复能力,自然灾害风险会破坏生态系统的结构与功能,加剧生态系统脆弱性;在社会因素中,社会经济活动会通过改变土地利用格局和资源消耗方式直接干扰生态系统的数量和结构,进而影响区域生态服务的供给能力^[14-15]。总之,现有关于生态韧性影响机制的研究缺乏对多元社会-生态因子的交互作用及其耦合路径的系统分析,自然与社会因素往往被割裂讨论,尚未形成统一的社会-生态因素解释框架。

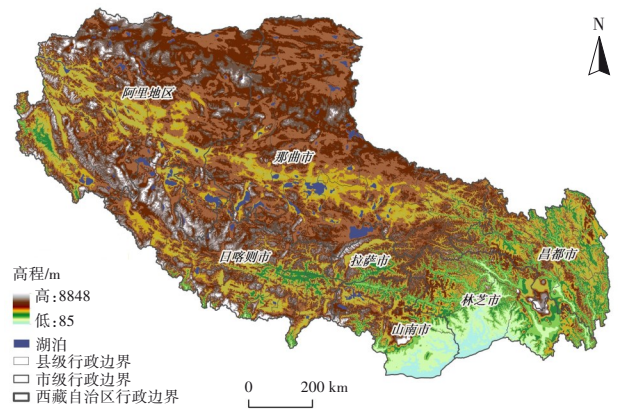
鉴于此,本研究以西藏自治区这一典型高寒生态脆弱区为研究区,基于多源数据(包括遥感影像、气象数据、社会经济数据及环境监测数据),构建融合生态系统健康与服务功能的生态韧性测度体系,以量化分析研究区生态韧性时空演变特征,并基于偏最小二乘结构方程模型(Partial Least Squares Structural Equation Modeling, PLS-SEM)识别气候、

地形、景观格局、土壤质量、自然灾害风险、社会经济、大气污染等因子对研究区生态韧性的作用路径与主导效应,对应提出西藏生态韧性提升的关键要素与区域。本研究不仅丰富了生态韧性在高寒生态脆弱区的应用,而且可为西藏生态韧性与社会经济协调高质量发展提供科学建议。

1 研究概况与数据来源

1.1 研究区概况

西藏自治区位于青藏高原西南部(26° 50'~36° 53'N,78° 25'~99° 06'E),面积约 120 万 km²,约占全国面积的八分之一。如图 1 所示,研究区地形以高原山地为主,平均海拔超过 4000 m,被称为“世界屋脊”。受强烈的构造运动、冰川演化及气候变迁的共同影响,区内水系发育,分布有众多湖泊,是雅鲁藏布江、澜沧江、怒江及金沙江等国际河流的发源地。研究区气候属典型的高原大陆性气候,年均气温约 5.4℃,年均降水量约 400 mm,干湿季分明。研究区土地利用类型多样,如图 2 所示,涵盖沙地、冰川山地、水域、林地、草地、耕地和建设用地等,垂直地带性显著,生态系统类型和微气候随海拔快速更替,生态稳定性受土地覆被格局的影响强烈。该区域生态环境脆弱,是全球气候变化的敏感与脆弱带,主要生态风险表现为冻融侵蚀、冰川退缩、土地沙化以及生物多样性下降。研究区经济以农牧业为主,相对较发达区域集中在雅鲁藏布江中游,整体经济水平较低。随着人类活动强度和范围的持续增加,研究区原本脆弱的生态系统承受了更大压力,人地耦合系统面临严峻挑战。



注:基于自然资源部标准地图服务网站审图号为GS(2023)2767号的标准地图制作,底图无修改。

图1 研究区地形图

Fig.1 Topographic map of the study area

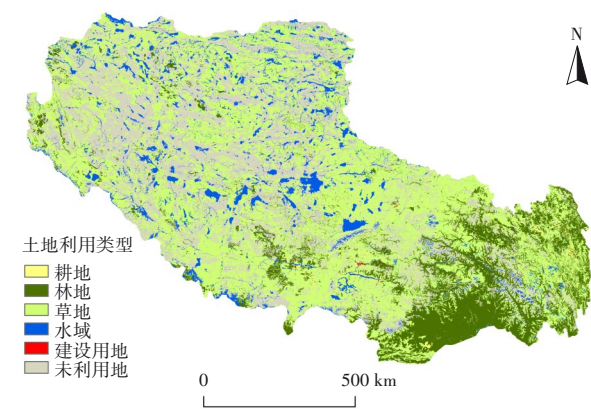


图2 研究区土地利用类型图
Fig.2 Land use type map of the study area

1.2 数据来源

研究所采用的数据主要包括研究区 2000 年、2010 年和 2020 年三期的气象时序数据、环境数据、土壤数据、净初级生产力 (Net Primary Productivity, NPP) 数据、植被覆盖度 (Fraction of Vegetation Cover, FVC) 数据、土地利用数据、数字高程模型 (Digital Elevation Model, DEM) 数据、社会经济数据、GDP 和人口密度数据、夜间灯光数据。气象时序数据、环境数据和中国土壤数据集 (HWS2.0) 来源于国家青藏高原科学数据中心 (<https://data.tpdc.ac.cn/>)；NPP 数据与 FVC 数据来源于 Earthdata Search (<https://search.earthdata.nasa.gov/>)，NPP 数据为 MOD17A3 HGF 年度 NPP 产品，FVC 数据基于 MOD13Q1 NDVI 产品计算获得；土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据平台 (<https://www.resdc.cn/>)；DEM 数据来源于 Copernicus Data Space Ecosystem (<https://dataspace.copernicus.eu/>)；社会经济数据、GDP 和人口密度数据来源于 WorldPop (<https://hub.worldpop.org/>)；夜间灯光数据来源于 NASA EarthData (<https://www.earthdata.nasa.gov/>)。对原始数据进行投影统一、重采样、剔除异常值、缺失值填补等预处理，并采用极差标准化法消除各指标的量纲差异，将值域归一化至[0,1]区间，以保证数据空间分辨率与分析口径的统一。

2 研究方法

2.1 生态韧性潜变量的选取及评价指标体系的构建

生态韧性(ER)是一个复杂的系统概念,强调生态系统在应对扰动时维持其结构与功能稳定的能

力,本研究将其构建为多维潜变量,以便从内部健康到外部服务对生态韧性进行系统性描述。其中,植被覆盖度(FVC)、净初级生产力(NPP)与生境质量(HQ)用于描述生态系统的本底健康^[16-17],土壤保持(SR)与水源涵养(WY)可体现生态系统的关键调节服务功能^[18],生态系统服务功能表征指标基于InVEST模型计算获取,具体计算如下。

土壤保持(SR)通过土壤保持量^[19]进行表征,计算公式如下:

$$S = A_p - A = RKL_s - RKL_sCP = RKL_s(1 - CP), \quad (1)$$

式中: S 为土壤保持量, $t/(km^2 \cdot a)$; A_p 为潜在土壤最大侵蚀量, $t/(km^2 \cdot a)$; A 为实际土壤侵蚀量, $t/(km^2 \cdot a)$; R 、 K 、 L_s 、 C 、 P 分别为降雨侵蚀力因子、土壤可蚀性因子、坡度坡长因子、植被覆盖因子、水土保持措施因子。其中 A_p 和 A 可依据改进的通用土壤侵蚀方程 (Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE) 模型计算。

水源涵养(WY)的表征指标为水源涵养量^[20],依据式(2)计算。

$$W = P - E - Q, \quad (2)$$

式中: W 为水源涵养量,mm; P 为降水量,mm; E 为蒸散发量,mm; Q 为径流量,mm。

利用 InVEST 模型中的 HabitatQuality 模块对生境质量(HQ)进行评估,得出的生境质量指数^[21]为表征生境质量优劣的指标,其计算公式如下:

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right], \quad (3)$$

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^Y \left(\frac{W_r}{\sum_{r=1}^R W_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr}, \quad (4)$$

$$i_{rxy} = \begin{cases} 1 - \frac{d_{xy}}{d_{r,max}}, & \text{线性衰退,} \\ \exp\left(\frac{-2.99d_{xy}}{d_{r,max}}\right), & \text{指数衰退,} \end{cases} \quad (5)$$

式中: Q_{xj} 为土地利用类型 j 中栅格 x 的生境质量指数,取值为[0,1]; k 为半饱和常数,一般取 D_{xj} 最大值的1/2; z 为归一化常量,模型中设置为2.5; H_j 为土地利用类型 j 的生境适宜度,反映地表类型对物种的适宜程度,取值为[0,1]; D_{xj} 为土地利用类型 j 中栅格 x 的生境退化度; R 为威胁因子总数; r 为威胁因子; y 为威胁因子 r 的栅格单元; Y 为威胁因子 r 的栅格单

元总数; W_r 为威胁因子 r 的权重; r_j 为威胁因子 r 的强度; i_{rxy} 为威胁因子 r 对生境的胁迫水平; β_x 为威胁因子的可达性水平; S_{jr} 为生境类型 j 对威胁因子 r 的敏感度; d_{xy} 为栅格单元 x 与栅格单元 y 的直线距离; $d_{r,\max}$ 为威胁因子 r 的最大威胁距离。 Q_{xy} 越接近 1, 表明生境质量越好; Q_{xy} 越接近 0, 表明生境质量越差。

基于归一化植被指数(NDVI)采用像元二分模型计算植被覆盖度(FVC)^[22], 计算公式如下:

$$FVC = \frac{NDVI - NDVI_s}{NDVI_v - NDVI_s}, \quad (6)$$

式中:FVC为植被覆盖度;NDVI为归一化植被指数;NDVI_v为纯植被区域的NDVI值,以NDVI累计频率的95%分位数代表纯植被像元;NDVI_s为裸土或无植被区域的NDVI值,以NDVI累计频率的5%分位数代表裸土或无植被像元。

2.2 社会-生态因素对生态韧性的影响探测

结构方程模型(Structural Equation Modeling, SEM)是探究社会-生态因素对ER作用过程和机制的重要工具。其中,偏最小二乘结构方程模型(Partial Least Squares Structural Equation Modeling, PLS-SEM)能够有效处理复杂结构模型当中的多元指标和潜变量,既能刻画中介效应和间接路径,又对样本数据分布要求较低,不易受到多重共线性和缺失数据的影响^[23],因此在探析社会-生态交互作用研究中具有显著优势。

为揭示研究区生态韧性驱动效应,本研究识别六类潜在驱动因子:气候地形背景(CTC)、社会经济因素(SP)、大气污染(AP)、景观格局(LP)、土壤质量(SQ)和自然灾害风险(NHR),并选择22项指标表征这六类因子(表1)。其中,CTC决定了生态系统类型和分布,并通过SQ、LP和NHR间接影响ER^[24];SP通过经济发展与人口分布改变土地利用方式,进而影响生态系统结构,或经SQ间接作用于ER;AP通过削弱SQ、降低FVC直接或间接影响ER^[25];LP通过景观结构与连通性改变NHR,进而影响生态系统服务供给^[26];SQ既直接影响生态系统韧性,也通过NHR间接作用于ER^[27];NHR则直接影响系统稳定性与质量^[28]。据此,本研究在理论上提出以下路径假设:CTC可直接影响ER,也可能经LP、SQ和NHR间接作用;AP可直接或通过SQ间接影响ER;LP和SQ既可能直接影响ER,也可经

NHR形成间接效应;SP主要通过改变LP和SQ影响ER;NHR直接作用于ER。上述理论假设构成了本研究PLS-SEM的初始结构框架,为后续的实证检验奠定基础。

最后,计算22个指标2000年、2010年和2020年三个时期的均值,并基于统一的规则格网(20 km×20 km)提取指标数据,用于PLS-SEM的建模与分析。

在建模前,对各指标进行了方差膨胀因子(VIF)检验,结果均小于3,说明各指标之间不存在显著共线性问题,可以排除潜在的多重共线性问题。在SEM框架中,因变量可以作为其他因变量的自变量,并通过路径方向展示多个变量之间直接和间接的因果关系,形成一个因果网络。通过路径系数估计和拟合度检验,可剔除对模型没有实际贡献的变量,最终获得作用路径图,以揭示社会-生态因素对研究区生态韧性的作用路径以及各潜在驱动因子对ER的影响强度。经检验,构建的PLS-SEM对数据拟合良好(GoF=0.81, R²=0.94),表明模型可以有效地揭示各社会-生态因子对生态韧性的影响路径与机制,可进一步进行研究。

3 结果与分析

3.1 生态韧性时空变化特征

2000—2020年研究区的WY、SR、HQ、FVC和NPP空间分布如图3~7所示,明显看出,研究区生态韧性整体呈现“东南高、西北低”的空间分布格局,且2000年、2010年和2020年研究区的WY、SR、HQ、FVC和NPP空间分布相对稳定。具体表现为:2000—2020年,WY高值区主要分布在研究区东南部的森林区、那曲东部的高寒草甸区及阿里西南部地区,WY低值区集中分布于研究区西北部羌塘高原荒漠区;SR高值区与WY高值区的空间分布基本一致,且在河谷和峡谷地带表现更优;HQ的空间分布格局在研究期内发生了显著变化,2000年、2010年HQ高值区广泛分布于研究区东南部的森林区和研究区北部的草原地区,但2020年研究区北部草原地区的生境质量大规模下降,而研究区东南部的HQ高值区范围有所扩大;研究期内研究区FVC和NPP的空间分布格局高度一致,均表现为从东南部热带雨林区向西北部高寒荒漠区递减,且在念青唐古拉山高海拔地区显著偏低的特征。

表1 研究区生态韧性驱动因子表征指标

Tab.1 Characterization indicators of the ecological resilience driving factors in the study area		
驱动因子	表征指标	指标计算方式
气候地形背景(CTC)	年平均气温(MAT)	$MAT = \frac{\sum_{i=1}^{12} T_i}{12},$ 式中:T_i为第<i>i</i>个月的平均气温,℃。
	年平均降水量(MAP)	$MAP = \sum_{j=1}^{12} P_j,$ 式中:P_j为第<i>j</i>个月的平均降水量,mm。
	潜在蒸散发(PET)	$PET = \sum_{m=1}^{12} E_m,$ 式中:E_m为第<i>m</i>个月的潜在蒸散发量,mm/d。
	地形崎岖度指数(TRI)	$TRI = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (D_{0,0} - D_{i,j})^2},$ 式中:TRI为地形崎岖度指数;$D_{0,0}$为中心像元的高程值; $D_{i,j}$为邻域内相邻像元的高程值;<i>n</i>为邻域窗口的尺寸,本文中<i>n</i>为5^[29]。
社会经济因素(SP)	国内生产总值(GDP)	数据经预处理后直接应用于分析
	人口密度(POP)	数据经预处理后直接应用于分析
	夜间灯光(NTL)	数据经预处理后直接应用于分析
大气污染(AP)	SO ₂	数据经预处理后直接应用于分析
	PM _{2.5}	数据经预处理后直接应用于分析
景观格局(LP)	修正 Simpson 多样性指标(MSIDI)	
	景观形状指标(LSI)	景观格局指数(MSIDI、LSI、CONTAG、AI和SHDI)均可基于土地利用遥感监测数据(LUCC数据)通过Fragstats4.3软件计算获取;需要说明的是,虽然MSIDI与SHDI均是表征景观多样性的指标,但是两者在生态学意义上具有互补性,前者更强调景观结构稳定性,后者则反映景观类型数量与均匀度特征。
	蔓延度指数(CONTAG)	
	集聚度指数(AI)	
	香农多样性指数(SHDI)	
土壤质量(SQ)	土壤养分综合指数(SNCI)	
	基于氮磷钾养分等级叠加计算,权重分别为:0.4、0.4、0.2,依据《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T 0295—2016)确定 ^[30] 。	
	土壤电导率(CF)	数据经预处理后直接应用于分析
	土壤容重(BD)	数据经预处理后直接应用于分析
	土壤酸碱度(pH)	数据经预处理后直接应用于分析
	土壤有机碳(SOC)	数据经预处理后直接应用于分析
自然灾害风险(NHR)	土地沙化敏感性(LSS)	$S_{ds} = \sum W_i R_i,$ 式中:S_{ds}为土地沙化敏感性指数;W_i为各评价因子的权重,本研究的评价因子有干燥度指数、风速、土壤质地、植被覆盖度这4个,它们的权重分别为0.3、0.25、0.25、0.2;R_i为各评价因子的敏感性等级值^[31-32]。
	冻融侵蚀敏感性(FS)	$S_{\theta} = \sum W_j R_j,$ 式中:S_{θ}为冻融侵蚀敏感性指数;W_j为各评价因子的权重,本研究的评价因子有气温年较差、降水、坡度、地表粗糙度、植被覆盖度这5个,它们的权重分别为0.25、0.25、0.2、0.15、0.15;R_j为各评价因子的敏感性等级值^[33-34]。
	水土流失敏感性(SES)	$S_s = \sqrt[3]{RKL_s},$ 式中:S_s为水土流失敏感性指数;R为降雨侵蚀力因子; K为土壤可蚀性因子;L_s为坡度坡长因子^[35]。

研究区生态韧性之所以呈现“东南高、西北低”的空间分布格局,与区域的气候地形背景(CTC)有一定的关系:研究区东南部的河谷与山地森林生态系统受印度洋暖湿气流影响,水热条件优越,森林-河谷复合景观具备较高的连通性与异质性^[36],植被覆盖度、生态系统服务和恢复能力均处于较高水平,

具备较强的缓冲与组织能力,能够有效抵御大部分人类活动干扰^[37];而研究区西北部的高寒荒漠草原区气候极端干旱寒冷,降水稀少,自然环境恶劣,植被稀疏,功能单一,生态系统长期处于生存阈值临界状态,水热异常或冻融过程增强等环境扰动极易造成生态系统退化^[38],生态系统恢复力弱。

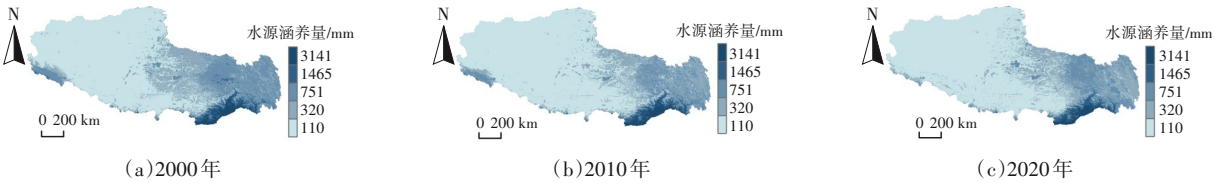


图3 2000—2020年研究区水源涵养量空间分布图

Fig.3 Spatial distribution map of water conservation in the study area from 2000 to 2020

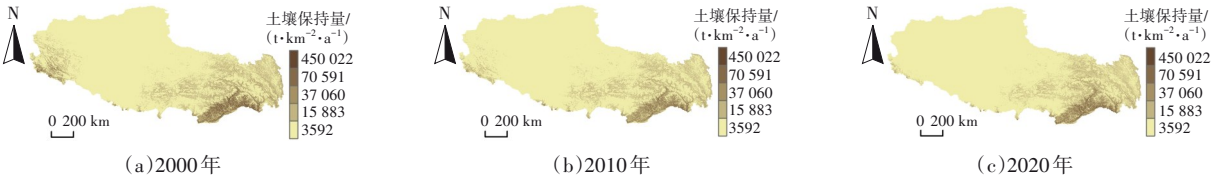


图4 2000—2020年研究区土壤保持量空间分布图

Fig.4 Spatial distribution map of soil conservation in the study area from 2000 to 2020

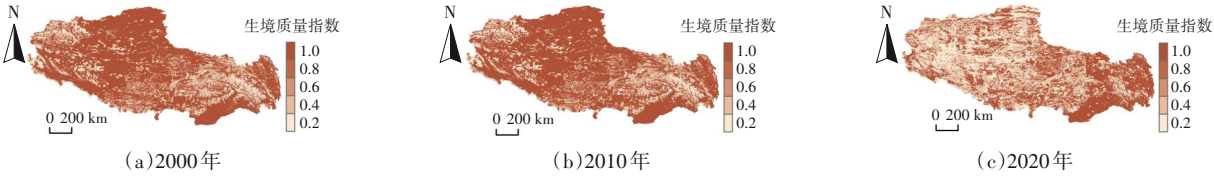


图5 2000—2020年研究区生境质量空间分布图

Fig.5 Spatial distribution map of habitat quality in the study area from 2000 to 2020

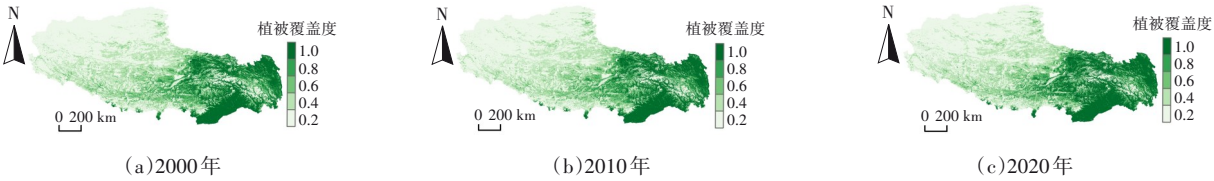


图6 2000—2020年研究区植被覆盖度空间分布图

Fig.6 Spatial distribution map of vegetation coverage in the study area from 2000 to 2020

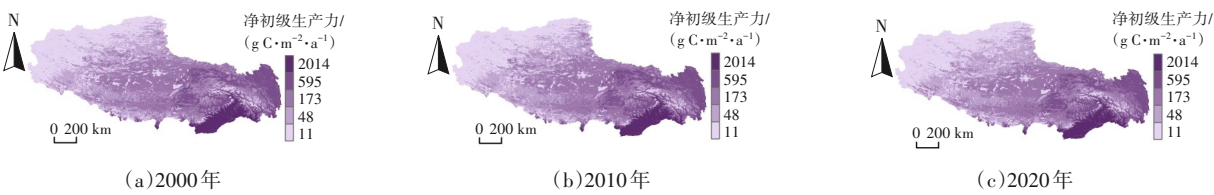


图7 2000—2020年研究区净初级生产力空间分布图

Fig.7 Spatial distribution map of net primary productivity in the study area from 2000 to 2020

时间序列变化表明(图8),2000—2020年各生态韧性指标演变存在明显差异:水源涵养总量呈现持续下降趋势,由2000年的 2.254×10^8 mm下降至2020年的 1.743×10^8 mm,下降幅度为22.67%,且2010—2020年下降速度放缓;平均生境质量在2000—2010年有小幅上升,平均生境质量指数由2000年的

0.697 7上升至2010年的0.705 9,但2010—2020年平均生境质量指数从0.705 9急剧下降至0.495 2,总体下降了29.02%;土壤保持总量在2000—2010年由 4.571×10^9 t/(km²·a)下降至 3.085×10^9 t/(km²·a),下降32.49%,在2010—2020年小幅回升至 3.400×10^9 t/(km²·a);平均FVC呈稳步增加趋势,总体上升

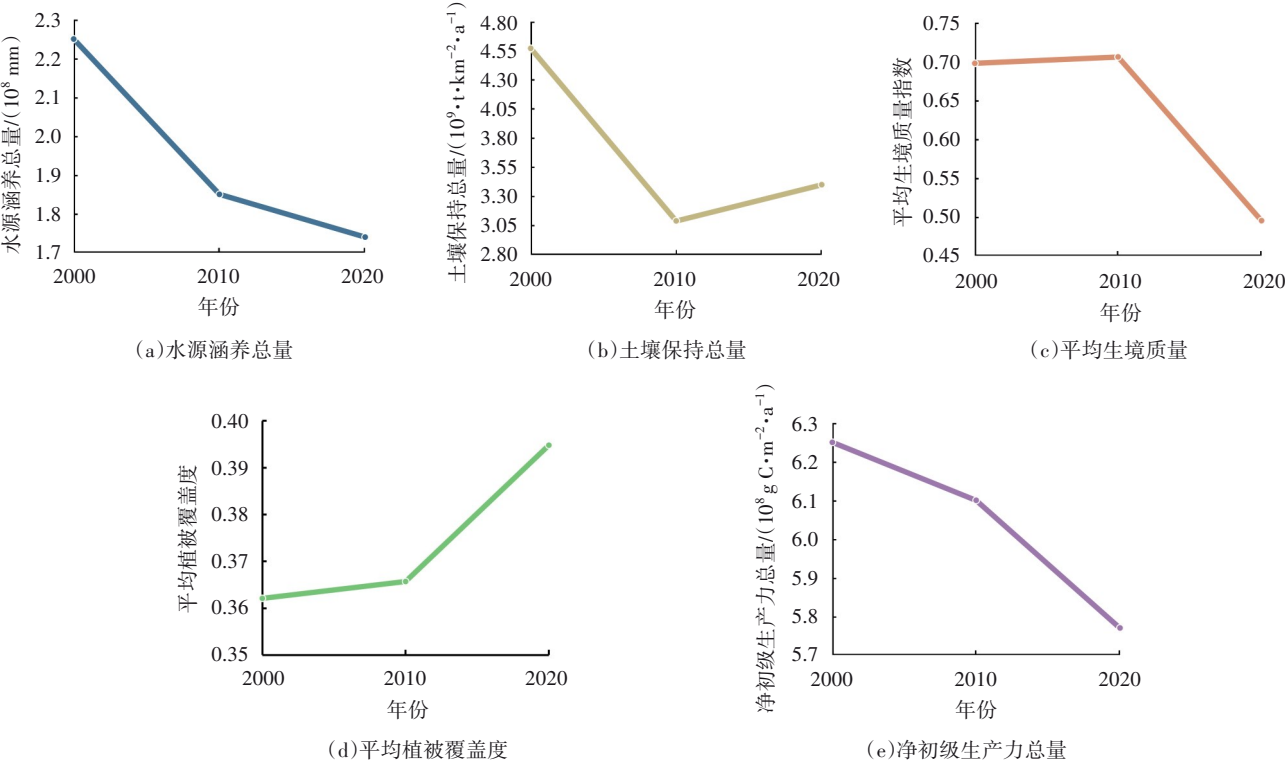


图 8 2000—2020 年研究区生态韧性时间序列变化图

Fig.8 Temporal variation of ecological resilience in the study area from 2000 to 2020

了9.03%,且增速在2010—2020年加快,增加区域集中分布在雅江中段流域;NPP总量则呈现小幅度下降趋势,总体下降了7.76%。

总体上看,2000—2010年研究区的植被覆盖度在持续增加,土壤保持量则呈局部恢复态势,反映出生态保护与气候暖湿化带来的积极效应;但水源涵养能力的削弱,加上生境质量在近十年的急剧退化,揭示了研究区生态系统仍面临严峻挑战。研究区这种植被恢复与功能退化并存的现象,表明其生态系统的协调性较差,深层次的结构与功能健康问题亟需关注。结合图3~7可以看出,中部农牧交错区和高寒草地是植被覆盖度上升而生态功能退化矛盾突出的过渡地带,也是生态问题最复杂的区域。2010年后,受退牧还草、人工种草及气候变暖等因素影响,区域植被覆盖度(FVC)提升,但高强度放牧和草地资源的过度利用加剧了群落结构的单一化与景观破碎化,导致生境质量(HQ)明显下降,土壤保持(SR)与水源涵养(WY)功能局部衰减。以上结果表明,研究区草地生态系统虽在表层“变绿”,但其结构复杂性和生态功能并未同步增强,反映出研究区生态系统“增绿而功能退化”的结构性失衡特征,生态系统稳定性与生物多样性受到侵蚀。

3.2 生态韧性驱动机制

影响效应分解结果(图9(a))显示,气候地形背景(CTC)是提升生态韧性最核心的主导因子,总效应达0.95,这主要源于其对生态韧性的直接促进作用(直接效应:0.6),同时还通过间接路径产生增益效果(间接效应:0.35)。结构方程模型通路图(图9(b))表明,优越的气候地形条件能降低自然灾害风险(CTC→NHR:−0.71),而较低的自然灾害风险直接有利于生态韧性的改善(NHR→ER:−0.21),形成了一条增强—削弱—增强的正向传导链条。此外,NHR还可通过影响SQ、LP间接影响ER。

土壤质量(SQ)是抑制生态韧性最主要的限制因子,其总效应为−0.31,是最大的负向影响因子,SQ既直接影响生态系统韧性,也通过灾害风险间接作用于ER,主要通过间接途径实现(间接效应:−0.25)。从图9(b)可以看出,土壤质量本身是多个胁迫因素的汇集点,恶劣气候地形条件(CTC→SQ:−0.61)和大气污染(AP→SQ:−0.57)均会严重削弱土壤质量,土壤质量降低又会加剧自然灾害风险(SQ→NHR:0.29),进而间接对生态韧性产生负面影响。

自然灾害风险(NHR)对生态韧性具有显著的抑制作用(总效应:−0.21),会直接影响生态系统稳定

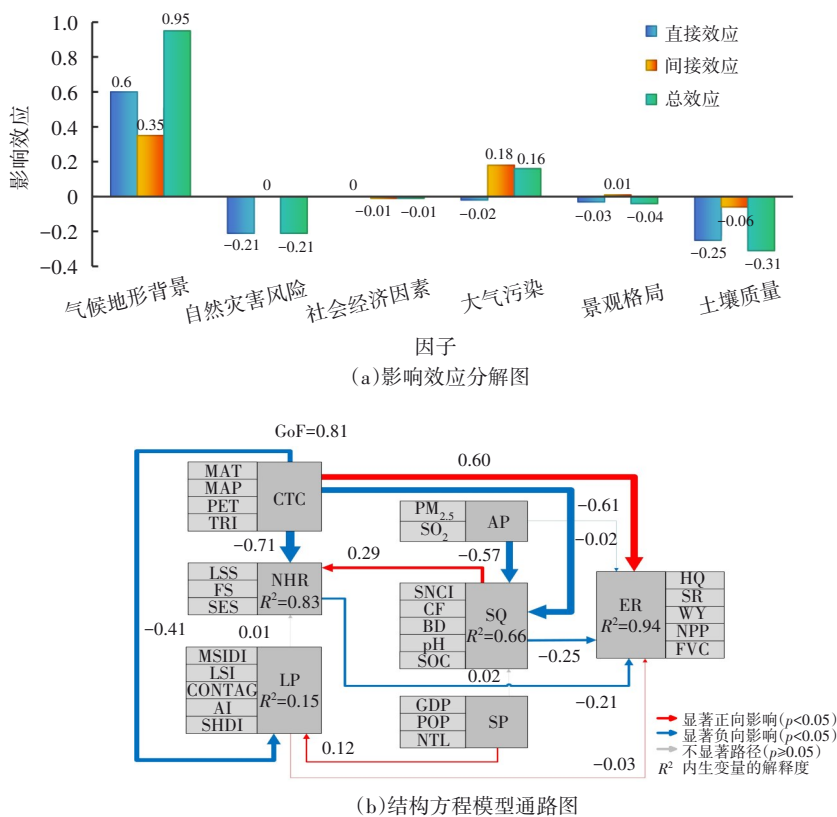


图9 社会-生态因素对研究区生态韧性的影响分析结果

Fig.9 Analysis results of the influence of socio-ecological factors on ecological resilience of the study area

性与质量。社会经济因素(SP)的整体影响趋于中性(总效应:-0.01),表明社会经济发展对生态韧性的影响机制较为复杂,既可能通过基础设施改善与资源投入增强生态系统恢复力,也可能因土地利用强度增加与污染排放加剧而削弱生态系统承载力。景观格局(LP)对生态韧性的影响相对有限,可通过改变景观结构与景观连通性直接影响生态韧性,也可通过影响NHR进而影响生态系统服务供给。大气污染(AP)对生态韧性的直接效应较弱,主要通过影响土壤质量等途径产生间接影响。

PLS-SEM结果表明,气候地形背景(CTC)是生态韧性的基础性因子,大气污染和极端地形气候条件通过影响土壤质量(SQ)与自然灾害风险(NHR)形成关键中介路径。综上认为,研究区生态韧性主要由气候地形等宏观自然背景正向驱动,同时受到土壤退化和自然灾害风险的严重制约。社会经济、大气污染及景观格局等人类活动因子对研究区生态韧性的影响相对较弱,但其通过恶化土壤质量等间接路径,构成了生态韧性下降的重要传导机制。

此外,通过分析可以发现,研究区生态韧性的驱动机制具有明显的情景差异与空间异质性:高海拔

无人区及纯牧区以自然本底主导,人类活动强度低,CTC和NHR是影响区域生态韧性的决定性因素,良好的水热与地形条件是生态韧性形成的前提,干旱、冻融、大风与暴雪等自然灾害风险是其主要直接威胁因素^[39];农牧交错区的人地矛盾突出,是研究区生态系统中最敏感复杂的区域,是增绿但功能减退的集中区,自然背景(CTC)仍具重要性,但过度放牧(SP)与草场围栏、道路分割导致的景观破碎化(LP)的负效应突出,草场退化不仅削弱了土壤质量(SQ),还加剧了土地沙化、水土流失等自然灾害风险(NHR),于是形成恶性循环^[38];城镇密集区与河谷农业区以人类活动为主导,特别是在拉萨、日喀则等人口与经济活动高度集中的区域,优越的CTC提供了良好的自然本底,但城镇扩张、基础设施建设(SP)、土地利用类型转换和景观破碎化(LP)以及大气污染(AP)成为区域生态韧性的主要负向驱动力。

4 结论

本研究基于植被指数和生态系统服务功能分析西藏生态韧性时空演化特征,采用PLS-SEM从社会-生态因素视角揭示了高寒脆弱区生态韧性的作

用机制,得出的主要结论如下。

1)2000—2020年西藏生态韧性整体呈“东南高、西北低”的空间分布格局,其中FVC稳步提升,NPP小幅削弱,WY和SR整体下降,HQ在近十年明显退化,表现出植被覆盖度上升而功能退化的结构性矛盾,区域生态韧性提升仍面临严峻挑战。

2)结构方程模型结果表明:气候地形背景是影响西藏生态韧性的主要正向因子,大气污染和极端地形气候通过影响土壤质量与自然灾害风险构成关键负向路径,表明土壤健康与自然灾害风险防控在西藏生态韧性维持中的重要性。

3)西藏生态韧性驱动机制存在显著空间差异:无人区以自然因素为主导,农牧交错区受人地交互影响显著,城镇区则主要受土地利用与污染胁迫影响,基于此,应针对不同区域的核心矛盾制定差异化的保护与发展策略,以促进西藏整体生态韧性的提升与区域可持续发展。

5 建议

基于西藏自治区生态韧性空间分布格局及社会-生态驱动机制的空间差异分析,研究提出以下差异化治理建议。

1)藏东南森林-河谷地带应着重强化生态廊道网络建设与山地灾害风险监测,严格评估交通基础设施对生态韧性的影响,控制建设用地无序扩张,完善生态补偿机制,通过生态廊道建设与生态系统修复维持高水平生态服务供给。

2)藏西北高寒荒漠草原地区应实施长期封育与生态搬迁,强化保护地网络连通与功能提升,通过建立气候变化适应性管理机制与自然灾害风险预警机制降低生态系统对极端气候和人类扰动的敏感性。

3)中部农牧交错带和高寒草原区应着重调控人类活动压力,推动草畜平衡和土壤恢复,实行差异化轮牧,限制围栏化无序扩张,推进退化草地分级修复,阻断土壤质量退化主导的负向传导链,以提升生态系统稳定性与可持续发展能力。

6 局限性与展望

本研究揭示了西藏生态韧性的时空分异格局与关键传导路径,提出以控制土壤质量为重点、以改善景观连通性和人地交互过程调控为抓手的差异化治理策略,为高寒生态脆弱区生态韧性提升与适应性管理提供了重要科学支撑,但仍存在一定局限性。

首先,研究仅基于2000年、2010年和2020年三

个时间点数据开展分析,时间间隔较长,虽揭示了西藏生态韧性的长期演变趋势,但可能忽略了年际间的波动和极端事件的短期冲击所带来的影响。

其次,评价生态韧性时采用的指标虽然涵盖了反映植被及关键生态功能的指标,但缺乏反映水质、群落多样性等的评价指标,可能低估生态系统结构性退化风险。

此外,在方法层面,PLS-SEM作为一种静态路径分析方法,能有效检验变量间因果关系假设,但难以捕捉生态系统中的动态反馈机制。

未来研究可引入高时效地面观测数据和遥感监测数据,结合动态贝叶斯网络、系统动力学模型等方法,加强对不确定性和反馈机制的刻画,以更全面地解析生态韧性的恢复与退化过程。

参考文献:

[1] 王宁练,姚檀栋,徐柏青,等. 全球变暖背景下青藏高原及周边地区冰川变化的时空格局与趋势及影响[J]. 中国科学院院刊,2019,34(11):1220-1232.
Wang N L, Yao T D, Xu B Q, et al. Spatiotemporal pattern, trend, and influence of glacier change in Tibetan Plateau and surroundings under global warming[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2019, 34(11): 1220-1232.

[2] Wang Y, Lü Y H, Lü D, et al. Climate change and its ecological risks are spatially heterogeneous in high-altitude region: The case of Qinghai-Tibet Plateau [J]. Catena, 2024, 243: 108140.

[3] 刘申怡. 基于SRP模型的高寒区生态脆弱性评价与影响因素分析——以雅鲁藏布江泽当宽谷为例[J]. 河南科学, 2025, 43(5): 673-684.
Liu S Y. Evaluation of ecological vulnerability and analysis of influencing factors in alpine regions based on SRP model: A case study of the Zedang Wide Valley of the Yarlung Zangbo River [J]. Henan Science, 2025, 43(5): 673-684.

[4] 傅伯杰, 欧阳志云, 施鹏, 等. 青藏高原生态安全屏障状况与保护对策[J]. 中国科学院院刊, 2021, 36(11): 1298-1306.
Fu B J, Ouyang Z Y, Shi P, et al. Current condition and protection strategies of Qinghai-Tibet Plateau ecological security barrier[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2021, 36(11): 1298-1306.

[5] Liu C, Yang M H, Hou Y T, et al. Spatiotemporal evolution of island ecological quality under different urban densities: A comparative analysis of Xiamen and Kinmen Islands, southeast China[J]. Ecological Indicators, 2021,

- 124:107438.
- [6] 李作成,张路,欧阳志云,等. 基于 Google Earth Engine 的青藏高原土地沙化模拟与动态评估[J]. 生态学报, 2023,43(4):1526-1536.
- Li Z C, Zhang L, Ouyang Z Y, et al. Land desertification simulation and dynamic assessment of Qinghai-Tibet Plateau based on Google Earth Engine [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2023, 43(4): 1526-1536.
- [7] 贾天朝,胡西武,杨海娟,等. 生境质量对气候变化与人类活动的空间响应——以青藏高原为例[J]. 水土保持学报, 2024, 38(5): 203-211, 224.
- Jia T C, Hu X W, Yang H J, et al. Spatial response of habitat quality to climate change and human activities—Taking the Qinghai-Xizang Plateau as an example [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2024, 38(5): 203-211, 224.
- [8] 于伯华,吕昌河. 青藏高原高寒区生态脆弱性评价[J]. 地理研究, 2011, 30(12): 2289-2295.
- Yu B H, Lü C H. Assessment of ecological vulnerability on the Tibetan Plateau [J]. *Geographical Research*, 2011, 30(12): 2289-2295.
- [9] Sun N, Liu N J, Zhao X, et al. Evaluation of spatiotemporal resilience and resistance of global vegetation responses to climate change [J]. *Remote Sensing*, 2022, 14(17): 4332.
- [10] Yao Y, Liu Y, Zhou X S, et al. Soil moisture determines the recovery time of ecosystems from drought [J]. *Global Change Biology*, 2023, 29(13): 3562-3574.
- [11] Zhou G, Luo Q, Chen Y, et al. Effects of livestock grazing on grassland carbon storage and release override impacts associated with global climate change [J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(3): 1119-1132.
- [12] Schuur E A G, Abbott B W, Commane R, et al. Permafrost and climate change: Carbon cycle feedbacks from the warming Arctic [J]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2022, 47(1): 343-371.
- [13] Yuan B D, Fu L N, Zou Y A, et al. Spatiotemporal change detection of ecological quality and the associated affecting factors in Dongting Lake Basin, based on RSEI [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 302: 126995.
- [14] 陶洁怡,董平,陆玉麒. 长三角地区生态韧性时空变化及影响因素分析[J]. 长江流域资源与环境, 2022, 31(9): 1975-1987.
- Tao J Y, Dong P, Lu Y Q. Spatial-temporal analysis and influencing factors of ecological resilience in Yangtze River Delta [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2022, 31(9): 1975-1987.
- [15] Wang S J, Liu Z T, Chen Y X, et al. Factors influencing ecosystem services in the Pearl River Delta, China: Spatiotemporal differentiation and varying importance [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2021, 168: 105477.
- [16] 李霞,张国壮,陈永昊,等. 农牧交错带辽河流域2010—2019年植被覆盖变化及驱动因素分析[J]. 农业工程学报, 2022, 38(22): 63-72.
- Li X, Zhang G Z, Chen Y H, et al. Vegetation cover change and driving factors in the agro-pastoral ecotone of Liaohe River Basin of China from 2010 to 2019 [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2022, 38(22): 63-72.
- [17] 刘华超,任春颖,王宗明,等. 大兴安岭生态功能区生态系统服务功能动态及权衡协同关系研究[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(5): 587-598.
- Liu H C, Ren C Y, Wang Z M, et al. Dynamics of ecosystem service functions and their tradeoff and synergetic relationships in Great Xing'an Mountains ecological function zone [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2022, 38(5): 587-598.
- [18] Paetold A, Warren P H, Maltby L L. A framework for assessing ecological quality based on ecosystem services [J]. *Ecological Complexity*, 2010, 7(3): 273-281.
- [19] 周末,张博,陈丽萍,等. 基于GIS的福建省将乐县土壤侵蚀及保持定量分析[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2019, 47(6): 23-30, 40.
- Zhou L, Zhang B, Chen L P, et al. GIS-based quantitative analysis of soil erosion and conservation in Jiangle, Fujian [J]. *Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition)*, 2019, 47(6): 23-30, 40.
- [20] 王辉源,宋进喜,吴琼. 未来气候及土地利用变化对水源涵养量的影响[J]. 水土保持学报, 2023, 37(5): 226-234.
- Wang H Y, Song J X, Wu Q. Influence of future climate and land use changes on water conservation [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2023, 37(5): 226-234.
- [21] 张继,杨世琦,赵磊,等. 基于InVEST模型的重庆市“一带三屏”生境质量时空演变特征分析[J]. 生态环境学报, 2025, 34(2): 167-180.
- Zhang J, Yang S Q, Zhao L, et al. Spatiotemporal evolution characteristics of habitat quality in the One Belt and Three Barriers region of Chongqing City based on the InVEST model [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2025, 34(2): 167-180.
- [22] 吴炳方,曾源,赵旦,等. 中国生态参数遥感监测方法及其变化格局[M]. 北京:科学出版社, 2019.
- Wu B F, Zeng Y, Zhao D, et al. Remote sensing monitoring methods of ecological parameters in China and their changing patterns [M]. Beijing: Science Press, 2019.
- [23] Wu L F, Chen C X. Does pattern matter? Exploring the pathways and effects of urban green space on promoting

- life satisfaction through reducing air pollution[J]. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2023, 82: 127890.
- [24] Li T, Li L L, Chen X Q, et al. Soil quality assessment of cropland in China and its relationships with climate and topography[J]. *Land Degradation & Development*, 2023, 34(3): 637–652.
- [25] 马雅楠, 马秀枝, 晁开瑞, 等. 基于GIS的新疆伊犁河谷自然生态环境质量综合评价[J]. *环境科学与技术*, 2025, 48(6): 206–218.
Ma Y N, Ma X Z, Chao K R, et al. A GIS-based comprehensive evaluation of natural ecological environment quality in Yili River Valley, Xinjiang[J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 48(6): 206–218.
- [26] Li M, Luo G J, Li Y B, et al. Effects of landscape patterns and their changes on ecosystem health under different topographic gradients: A case study of the Miaoling Mountains in southern China[J]. *Ecological Indicators*, 2023, 154: 110796.
- [27] 代雅建, 崔健, 郭常来, 等. 辽宁锦州城区土壤环境质量及潜在生态危害评价[J]. *地质通报*, 2021, 40(10): 1671–1679.
Dai Y J, Cui J, Guo C L, et al. Evaluation of soil environmental quality and potential ecological hazards in Jinzhou City, Liaoning Province[J]. *Geological Bulletin of China*, 2021, 40(10): 1671–1679.
- [28] 李振亚, 魏伟, 周亮, 等. 中国陆地生态敏感性时空演变特征[J]. *地理学报*, 2022, 77(1): 150–163.
Li Z Y, Wei W, Zhou L, et al. Spatio-temporal evolution characteristics of terrestrial ecological sensitivity in China[J]. *Geographica Sinica*, 2022, 77(1): 150–163.
- [29] Vrdoljak L, Režić M, Petričević I. Bathymetric and geological properties of the Adriatic Sea [J]. *Rudarsko-Geološko-Naftni Zbornik*, 2021, 36(2): 93–107.
- [30] 董秋瑶, 宋超, 温皓天, 等. 皖西大别山农耕地表层土壤养分地球化学综合评价及影响因素[J]. *岩矿测试*, 2024, 43(2): 344–355.
Dong Q Y, Song C, Wen H T, et al. Comprehensive geochemical evaluation and influencing factors of topsoil nutrients in a farming area of Dabie Mountain in western Anhui, China[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2024, 43(2): 344–355.
- [31] 胡梦甜, 张慧, 高吉喜, 等. 基于RWEQ模型修正的土地沙化敏感性评价[J]. *水土保持研究*, 2021, 28(1): 368–372.
Hu M T, Zhang H, Gao J X, et al. RWEQ-based assessment on sensitivity of land desertification[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2021, 28(1): 368–372.
- [32] 徐玲玲, 延昊, 钱拴. 基于MODIS-NDVI的2000—2018年中国北方土地沙化敏感性时空变化[J]. *自然资源学报*, 2020, 35(4): 925–936.
Xu L L, Yan H, Qian S. Spatio-temporal change of land desertification sensitivity in northern China from 2000 to 2018 based on MODIS-NDVI [J]. *Journal of Natural Resources*, 2020, 35(4): 925–936.
- [33] Guo B, Zhou Y, Zhu J, et al. An estimation method of soil freeze-thaw erosion in the Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Natural Hazards*, 2015, 78(3): 1843–1857.
- [34] Li Y Z, Han F S, Zhou H X. Assessment of terrestrial ecosystem sensitivity and vulnerability in Tibet[J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2017, 8(5): 526–537.
- [35] 金丽娟, 许泉立. 基于RUSLE模型的四川省土壤侵蚀敏感性评价及时空演化分析[J]. *生态科学*, 2023, 42(6): 19–32.
Jin L J, Xu Q L. Sensitivity assessment of soil erosion and its spatio-temporal evolution analysis in Sichuan Province based on RUSLE [J]. *Ecological Science*, 2023, 42(6): 19–32.
- [36] 李佩君, 左德鹏, 徐宗学, 等. 基于地形梯度的雅鲁藏布江流域土地利用及景观格局分析[J]. *山地学报*, 2022, 40(1): 136–150.
Li P J, Zuo D P, Xu Z X, et al. Land use/cover and landscape patterns based on terrain in the Yarlung Tsangpo River Basin, China[J]. *Mountain Research*, 2022, 40(1): 136–150.
- [37] 卢帅, 张晓凡, 向莹, 等. 2000—2020年西藏“一江两河”地区人类活动对植被覆盖变化的影响[J]. *水土保持通报*, 2024, 44(2): 302–311.
Lu S, Zhang X F, Xiang Y, et al. Effect of human activities on vegetation cover change in Yarlung Zangbo, Nyangqu and Lhasa Rivers area of Xizang Autonomous Region during 2000—2020[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2024, 44(2): 302–311.
- [38] 赵旺林, 罗天祥, 张林. 气候变化与放牧对西藏典型高寒荒漠草地植被指数变化的相对影响[J]. *生态学报*, 2019, 39(22): 8494–8503.
Zhao W L, Luo T X, Zhang L. Relative impact of climate change and grazing on NDVI variations in typical alpine desert grasslands in Tibet [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(22): 8494–8503.
- [39] 杨秀海, 卓嘎, 边多. 藏西北高寒牧区气候特征及草地退化原因分析[J]. *干旱区资源与环境*, 2009, 23(2): 113–118.
Yang X H, Zhuo G, Bian D. Study on climate feature and grass degeneration on northwest Tibet [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2009, 23(2): 113–118.

(编辑 杨晓燕)