

# 基于生态系统服务的景观生态风险评价及其 驱动因素研究 ——以福建省为例

张师赫<sup>1</sup>, 李宝银<sup>1</sup>, 林玉英<sup>2,3</sup>, 钟全林<sup>1</sup>, 程栋梁<sup>1</sup>, 徐朝斌<sup>1</sup>, 常云妮<sup>1</sup>

(1.福建师范大学 地理科学学院, 福州 350007; 2.福建师范大学

生态学博士后科研流动站, 福州 350007; 3.福建师范大学 旅游学院, 福州 350117)

**摘要:**景观生态风险评价是实现景观格局优化的前提与基础,对于推动景观生态管理、生态文明建设具有重要意义。为提高景观生态风险评价的准确性和全面性,基于生态系统服务改进景观生态风险的评价方法,评价并分析了福建省2000—2020年景观生态风险的时空演变特征,并采用探索性回归分析与地理加权回归模型,探究了景观生态风险时空演变的主要驱动因素。结果表明:(1)2000—2020年福建省景观干扰度逐渐增强,总体呈现“西北低东南高”“大集聚、小分散”的空间分布特征。2000—2020年福建省景观脆弱度整体呈波动下降趋势,而西南部则呈增加的趋势。(2)2000—2020年福建省景观生态风险指数均值由2000年的0.042增长至2020年的0.049,增加了16.7%。至2020年,较高、高风险区面积增长1.8倍,并由东部及东南沿海地区逐渐向内陆扩张;低风险区则减少至2000年的90%,主要分布在中北、中东部及其周围地带。(3)GDP、常住人口及年均降水量对福建省景观生态风险解释能力最强,对景观生态风险的影响存在空间异质性。GDP、常住人口对福建省景观生态风险具有正向驱动作用,年均降水量则起抑制作用。为此,优化城市经济发展模式、控制常住人口规模是福建省景观生态风险管理及优化的关键。

**关键词:**景观生态风险; 生态系统服务; 地理加权回归; 福建省

中图分类号:P901

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2022)06-0174-09

## Research on Landscape Ecological Risk Assessment and Driving Factors Based on Ecosystem Services — A Case Study of Fujian Province

ZHANG Shihe<sup>1</sup>, LI Baoyin<sup>1</sup>, LIN Yuying<sup>2,3</sup>,

ZHONG Quanlin<sup>1</sup>, CHENG Dongliang<sup>1</sup>, XU Chaobin<sup>1</sup>, CHANG Yunni<sup>1</sup>

(1.School of Geographical Science, Fujian Normal University, Fuzhou 350007,

China; 2.Postdoctoral Research Station of Ecology, Fujian Normal University,

Fuzhou 350007, China; 3.College of Tourism, Fujian Normal University, Fuzhou 350117, China)

**Abstract:** Landscape ecological risk assessment is the prerequisite and basis for realising the optimisation of landscape patterns, which is of great significance for promoting landscape ecological management and ecological civilisation construction. In this study, the spatiotemporal evolution characteristics of the landscape ecological risk in Fujian Province from 2000 to 2020 were evaluated and analysed based on the ecosystem services to improve the landscape ecological risk assessment method. Using the exploratory regression analysis and geographically weighted regression model, the main driving factors of the spatio-temporal evolution of landscape ecological risk were identified. The results showed that: (1) From 2000 to 2020, the degree of landscape disturbance in Fujian Province had gradually increased. Overall, it presented the spatial distribution characteristics of ‘low in northwest and high in southeast’ ‘large agglomeration, small dispersion’. From

收稿日期:2021-08-25

修回日期:2021-09-17

资助项目:国家自然科学基金(41901221,31971643);福建省水利厅科技项目(SC-290);福建省林业局科技项目(SC-259)

第一作者:张师赫(1996—),男,辽宁鞍山人,硕士研究生,研究方向为景观生态与土地利用模拟。E-mail:zhangshihe1900@163.com

通信作者:李宝银(1962—),男,福建长乐人,博士,教授,主要从事森林资源与环境管理研究。E-mail:lby938@163.com

2000 to 2020, the overall landscape vulnerability in Fujian Province showed a fluctuating downward trend, while the southwestern region showed an increasing trend. (2) From 2000 to 2020, the overall landscape ecological risk in Fujian Province was on the rise. The average value of the landscape ecological risk index had increased from 0.042 in 2000 to 0.049 in 2020, i. e., with an increase of 16.7%, showing obvious spatio-temporal heterogeneity. By 2020, the area of higher-level and highest-level risk areas increased 1.8 fold and gradually expanded from the eastern and southeast coastal areas to the inland. The low-level risk areas were reduced to 90% of 2000, mainly distributed in the central northern, central eastern and surrounding areas. (3) GDP, the permanent population, and annual average precipitation were the main driving factors behind the landscape ecological risks in Fujian Province, and the impact of various driving factors on landscape ecological risks was spatially heterogeneous. GDP and the permanent population had positive driving effects for landscape ecological risk in Fujian Province, while the average annual precipitation had a restraining effect. Therefore, optimising the urban economic development model and controlling the size of the permanent population is the key to the management and optimisation of landscape ecological risks in Fujian Province.

**Keywords:** landscape ecological risk; ecosystem services; geographically weighted regression; Fujian Province

随着我国城镇化进程的持续推进,高强度的人类活动导致景观格局发生快速的变化,进而引发诸多景观生态风险<sup>[1]</sup>。景观生态风险是指景观格局与生态过程在自然或人为因素的干扰下可能产生的负面影响<sup>[2]</sup>。景观生态风险的科学评价可为区域生态风险预测与防范、景观格局监管与优化提供科学依据<sup>[3]</sup>。近年来景观生态风险评价受到众多学者和管理者的关注<sup>[4]</sup>。景观生态评价方法基本遵循生态灾害发生概率乘以风险损失的基本原理,大多通过构建基于景观干扰度与景观脆弱度的景观生态风险综合指数以刻画风险的时空异质性<sup>[5]</sup>。其中,景观脆弱度反映的是景观功能抵抗各种干扰的能力,多采用生境脆弱性<sup>[6]</sup>或者专家打分法<sup>[7]</sup>进行评价,这些方法虽在一定程度上反映各景观类型自身的特点,但存在较强的主观性、不确定性等缺点,并且将景观指数的变化视为社会发展的结果,忽视了景观与生态系统的关系。生态系统服务作为景观抗干扰能力的直接体现<sup>[8]</sup>,同时也是景观格局与生态过程互馈的产物,连接着生态系统与人类福祉<sup>[9]</sup>,是定量景观脆弱度的最佳评价指标。通过生态系统服务水平反映景观抗干扰能力,能较好地表征景观格局与生态过程的时空异质性<sup>[10]</sup>。因此,将生态系统服务纳入景观生态风险评价模型中,既可克服专家打分法主观性、不确定性等缺点,避免景观生态风险评价单纯成为景观指数的计算与堆砌,明确评价结果的生态意义;又可提高景观生态风险评价的准确性和全面性,从而推动区域可持续发展、增进人类的福祉。然而,现阶段运用生态系统服务作为景观脆弱度评价的研究较为少见。

目前景观生态风险驱动因素的研究中,多采用 OLS

模型(Ordinary Linear Regression, OLS)探究生态风险对道路网络<sup>[11]</sup>、洪水<sup>[12]</sup>、海拔等<sup>[13]</sup>因素的响应机制,这些研究虽丰富了理论及方法的探索,但忽视了地理要素在空间上的非平稳性<sup>[14]</sup>,可能导致评价结果的偏差或错误<sup>[15]</sup>。地理加权回归模型(Geographically Weighted Regression, GWR)作为一种基于局部光滑思想考虑变量空间异质性的空间回归模型,能够揭示研究对象空间异质性条件下的空间变化及其驱动因素,目前广泛用于生态系统服务、交通碳排放等驱动因素空间分布的相关研究中<sup>[16-17]</sup>。因此,将 GWR 模型运用于景观生态风险驱动因素研究中,不仅能克服 OLS 模型忽视空间效应、回归系数采用区域平均的不足<sup>[18]</sup>,还能提升景观生态风险与驱动因素间关系的空间异质性的表达,对丰富景观生态风险驱动因素的理论研究、制定精准的生态风险优化与管理政策具有重要意义。

福建省作为我国首个国家生态文明试验区,是我国南方重要的生态安全屏障,在我国生态文明建设方面具有重要的地位。然而,随着城镇化进程的不断推进,生态用地遭到挤压,自然生态系统受到干扰,区域生态风险呈增加的趋势。鉴于此,以福建省作为研究对象,基于土地利用遥感监测影像、植被净初级生产力等数据资料,采用生态系统服务对景观生态风险评价体系进行改进,在此基础上,探究 2000—2020 年福建省景观生态风险时空格局演变特征,并利用探索性回归分析与 GWR 模型揭示福建省景观生态风险的主要驱动因素及其空间异质性特征,以期为福建省景观生态风险管理以及生态文明建设示范提供科学依据。

# 1 研究数据与方法

## 1.1 研究区概况

福建省(23°33′—28°20′N, 115°50′—120°40′E)位于中国东南沿海,属亚热带海洋性季风气候,年均气温 17~21℃,平均降雨量 1 400~2 000 mm,地势呈现西北高、东南低的整体特征。陆地总面积 1.214 × 10<sup>5</sup> km<sup>2</sup>,山地、丘陵占全省总面积的 80% 以上。伴随着快速的城镇化发展,福建省城镇化率由 2000 年的 41.6% 上升到 2020 年的 69.5%,致使生态用地遭到侵占,破碎化现象较严重,生态风险日益加剧,严重制约着生态文明建设的推进。因此,本研究以福建省为案例研究区,探讨景观生态风险的时空特征及其驱动因素,以辅助风险管理,推动生态文明建设,也为其他省份的相关研究提供参考。

## 1.2 数据来源

本研究采用如下数据:2000—2020 年福建省土地利用遥感监测数据(分辨率为 1 km)、DEM 数据(分辨率为 30 m)来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>);2000—2020 年福建省植被净初级生产力(Net Primary Production, NPP)数据来源于国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn/>)及 NASA 网站(<https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/>);2000—2020 年福建省气温数据、降水量数据来源于中国气象数据共享网(<http://www.nmic.cn/>);土壤粗砂含量、粉砂含量、

有机碳含量等土壤数据(1:100 万土壤数据)来源于国家青藏高原科学数据中心(<http://westdc.westgis.ac.cn/zh-hans/>);社会经济统计数据来源于《福建统计年鉴》和各县市统计年鉴及统计公报。

## 1.3 景观生态风险小区的划分

为科学计算福建省景观生态风险指数并进行空间可视化表达<sup>[19]</sup>,本研究借鉴国内相关研究成果<sup>[20-22]</sup>,按照研究区斑块面积 2~5 倍原则,兼顾采样及计算的工作量,通过等间距网格采样法,将研究区划分为 307 个 20 km×20 km 的景观生态风险小区。利用 Fragstats4.2 软件及景观生态风险评价模型计算每一风险小区的景观生态风险指数,并将结果赋予风险小区中心点作为空间插值分析的样本。

## 1.4 基于生态系统服务的景观生态风险评价改进方法

区域景观生态系统在受到外部干扰的同时具有内部抵抗力,当受到的自然因素、人为活动等外部干扰越大,自身抵抗力越小时,该生态系统承受的风险越大,反之则承受的风险越小。因此,基于景观干扰度指数(表征外部干扰)和景观脆弱度指数(表征内部抵抗力)构建景观生态风险指数。

1.4.1 景观干扰度指数的构建 景观干扰度反映不同景观类型所代表的生态系统受到外部干扰的程度大小。本研究选取景观破碎度、景观分离度和景观优势度指标构建景观干扰度计算模型<sup>[5]</sup>。参考已有研究并结合福建省景观变化的特点<sup>[23]</sup>,对景观破碎度、景观分离度和景观优势度的权重,分别赋以 0.6,0.3,0.1。景观干扰度计算表达式见表 1。

表 1 景观格局指数计算方法

景观格局指数	计算方法	参数含义
景观破碎度指数	$C_{ki} = n_{ki} / A_{ki}$	$n_{ki}$ 为风险小区 $k$ 中景观类型 $i$ 的斑块数; $A_{ki}$ 为风险小区 $k$ 中景观类型 $i$ 的总面积
景观分离度指数	$N_{ki} = l_{ki} \times A_k / A_{ki}, l_{ki} = \frac{1}{2} \sqrt{\frac{n_{ki}}{A_k}}$	$l_{ki}$ 为风险小区 $k$ 中景观类型 $i$ 的距离指数; $A_k$ 为风险小区 $k$ 中景观总面积
景观优势度指数	$D_{ki} = \frac{Q_{ki} + M_{ki}}{4} + \frac{L_{ki}}{2}$	$Q_{ki}$ = 斑块 $i$ 出现的样方数/总样方数; $M_{ki}$ = 斑块 $i$ 的数目/斑块总数; $L_{ki}$ = 斑块 $i$ 的面积/样方的总面积
景观干扰度	$S_{ki} = aC_{ki} + bN_{ki} + cD_{ki}$	$a, b, c$ 为相应各景观指数的权重,且 $a + b + c = 1$
景观干扰度指数	$R_{ki} = S_{ki} - \min(S_{ki}) / \max(S_{ki}) - \min(S_{ki})$	$\max(S_{ki})$ 为风险小区 $k$ 中景观类型 $i$ 景观干扰度的最大值; $\min(S_{ki})$ 为风险小区 $k$ 中景观类型 $i$ 景观干扰度的最小值

1.4.2 景观脆弱度指数的构建 本研究基于生态系统服务改进景观脆弱度评价方法。景观脆弱度作为反映不同景观类型抵抗风险能力的指标,景观脆弱度与生态系统服务功能密切相关。景观脆弱度越高,景观格局所遭受生态风险的可能越大,自然生态系统服务功能越弱。基于前人的研究<sup>[24-25]</sup>,采用 NPP 定量

指标法,选取植被碳固定、土壤保持、水源涵养与提供、栖息地提供 4 种对于生态保护与恢复极其重要的生态系统服务指标,用于评价景观脆弱度<sup>[23]</sup>。评价指标具体含义及算法详见环境保护部《生态保护红线划定技术指南》<sup>[26]</sup>,计算公式见表 2。

1.4.3 景观生态风险指数的构建 基于景观干扰度



指数和景观脆弱度指数构建景观生态风险评价指数, 计算公式为:

$$\text{LER}_k = \sum_{i=1}^N \left( R_{ki} \times \frac{A_{ki}}{A_k} \right) \times V_k \tag{1}$$

式中:  $\text{LER}_k$  为风险小区  $k$  的景观生态风险指数;  $R_{ki}$  风险小区  $k$  中景观类型  $i$  的景观干扰度;  $V_k$  为风险小区  $k$  的景观脆弱度;  $N$  为景观类型总数;  $A_{ki}$  为风险

小区  $k$  中景观类型  $i$  的面积;  $A_k$  为景观生态风险评价风险小区  $k$  的总面积。

采用普通克里金法对景观生态风险指数进行空间插值。同时, 为了更好表现各期景观生态风险空间分布特征, 利用自然断点法对景观生态风险指数进行等级划分<sup>[27]</sup>, 即低风险区、较低风险区、中风险区、较高风险区、高风险区。

表 2 景观脆弱度的计算方法

类型	计算方法	参数含义
植被碳固定( $\text{VC}_k$ )	$\text{NPP} \times (1 - \text{VC}_{\text{npp}})$	NPP 为植被净初级生产力因子
土壤保持( $\text{VS}_k$ )	$\text{NPP} \times (1 - \text{VC}_{\text{npp}}) \times (1 - K) \times (1 - F_{\text{slo}})$	$\text{VC}_{\text{npp}}$ 为 NPP 的年内稳定性因子
水源涵养与提供( $\text{VW}_k$ )	$\text{NPP} \times (1 - \text{VC}_{\text{npp}}) \times F_{\text{sic}} \times F_{\text{pre}} \times (1 - F_{\text{slo}})$	$K$ 为土壤侵蚀因子; $F_{\text{slo}}$ 为坡度因子
栖息地提供( $\text{VH}_k$ )	$\text{NPP} \times (1 - \text{VC}_{\text{npp}}) \times F_{\text{pre}} \times F_{\text{tem}} \times D$	$F_{\text{sic}}$ 为土壤入渗能力因子; $F_{\text{pre}}$ 为年降水量因子
总生态系统服务( $\text{VZ}_k$ )	$\text{VC}_k + \text{VS}_k + \text{VW}_k + \text{VH}_k$	$F_{\text{tem}}$ 为年均气温因子; $D$ 为地表粗糙度因子
景观脆弱度指数( $V_k$ )	$\max(\text{VZ}_k) - \text{VZ}_k / \max(\text{VZ}_k) - \min(\text{VZ}_k)$	$\max(\text{VZ}_k)$ 为总生态系统服务最大值 $\min(\text{VZ}_k)$ 为总生态系统服务最小值

1.5 地理加权回归模型的构建

1.5.1 驱动因素筛选 景观生态风险变化受到自然因素、人为因素等众多因素影响。本研究参考相关学者的研究成果<sup>[28-29]</sup>, 结合研究区实际情况及数据的典型性、可获取性, 初步选取年均气温、年均降水量、坡度、GDP、常住人口、第一产业生产总值、第二产业生产总值、第三产业生产总值、城镇化水平、建设用地面积、土地垦殖率等共 11 个候选变量。为了避免多因素的多重共性问题, 最大化提升 GWR 模型的解释能力, 本研究借助 ArcGIS 软件的探索性回归工具, 对景观生态风险解释能力最强的因素进行筛选, 筛选的原则为: (1) 驱动因素组合最小校正决定系数( $R^2_{\text{adj}}$ ) 为 0.4; (2) 最大方差膨胀因子(VIF)值远低于 7.5; (3) 驱动因素组合的 Akaike 信息准则(AICc)值应尽可能小。

1.5.2 GWR 模型构建 本研究采用 GWR 模型探究各因素对景观生态风险影响的空间分异规律。以景观生态风险指数作为被解释变量, 以筛选后的驱动因素为解释变量, 构建 GWR 模型, 模型表达式如下:

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_{k=1}^p \beta_k(u_i, v_i) \chi_{ik} + \epsilon_i \quad i = 1, 2, \dots, n \tag{2}$$

式中:  $y_i$  为  $(u_i, v_i)$  第  $i$  个样本的地理坐标;  $\beta_k(u_i, v_i)$  为第  $i$  个样本第  $k$  个参数的回归系数;  $\epsilon_i$  为第  $i$  个样本空间单元的随机误差项;  $\beta_0(u_i, v_i)$  为第  $k$  个样本的常数项;  $p$  为样本总数;  $\chi_{ik}$  为第  $k$  个样本第  $i$  个解释变量。

在进行模型参数的设定中, 以福建省各市县经纬度为地理坐标, 选取高斯函数作为权重函数, Kernel

类型选择 Adaptive bi-square, 并采用 Akaike 信息准则(AICc)及校正决定系数( $R^2_{\text{adj}}$ ) 来确定模型的带宽及拟合精度<sup>[30]</sup>, 当模型 AICc 越小、 $R^2_{\text{adj}}$  越大时, 即为最优带宽和拟合模型; 为充分展现影响因子的空间异质性, 利用自然断点法将各影响因子的系数可视化。

2 结果与分析

2.1 景观干扰度时空演变格局

2000—2020 年福建省景观干扰度见图 1, 从时间尺度上看, 2000—2020 年福建省景观干扰度逐渐增强, 景观干扰度均值由 2000 年的 0.061 增加至 2020 年的 0.081, 增加了 32.8%。景观干扰度高、较高值区域逐步增加, 所占研究区面积由 2000 年的 9.1% 增加至 2020 年的 34.9%; 景观干扰度低、较低值区域则逐步减少, 所占研究区面积由 2000 年的 73.3% 降低至 2020 年的 37.3%。从空间尺度上看, 2000—2020 年福建省景观干扰度总体呈现“西北低东南高”“大集聚、小分散”的空间分布特征, 零散化趋势减弱, 同等级区域分布逐渐集中且内嵌套其他等级的现象更加凸显。其中, 干扰度高值区域主要集中在福建南部及东部沿海, 低值区域主要集中在西北部。随着海峡西岸经济特区、21 世纪海上丝绸之路核心区建设等战略的提出与实施, 以“闽三角”为代表的沿海城市, 对外开放程度逐步提高, 基础设施建设不断完善、城镇化与工业化快速提升, 加剧了人类活动对于生态系统的干扰, 致使景观干扰度不断增强, 较高、高干扰度区域连续扩张, 潜在景观生态风险越发加剧, 也从侧面反映了社会经济发展与国家政策对于景观格局的影响。

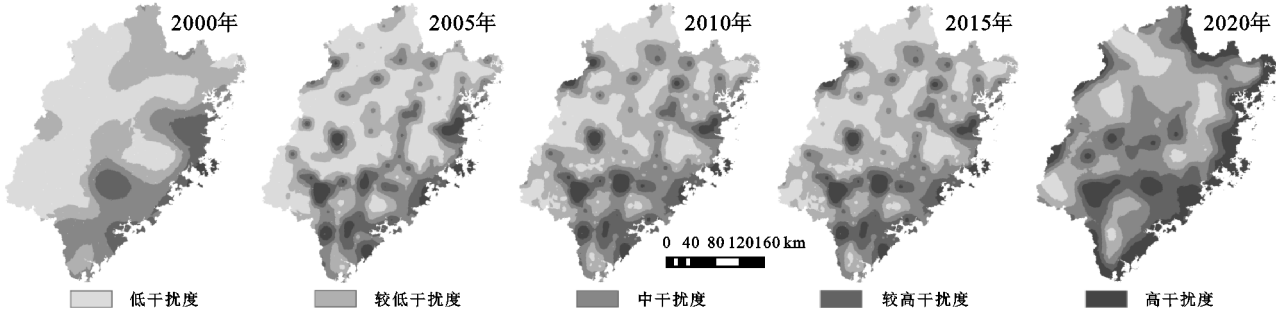


图 1 2000—2020 年福建省景观干扰度空间分布

2.2 景观脆弱度时空演变格局

2000—2020 年福建省景观脆弱度见图 2,从时间尺度上看,2000—2020 年景观脆弱度均值分别为 0.694,0.596,0.674,0.615,0.612,呈波动下降趋势,生态系统抗干扰能力有所提升。景观脆弱度高值、较高值区域所占研究区面积由 2000 年的 41.4%降低至 2020 年的 6.3%,减少了 84.5%;景观脆弱度低值、较低值区域所占研究区面积由 2000 年的 34.5%增长至 2020 年的 75.5%,增加了 1.2 倍。从空间尺度上看,福建省景观脆弱度高值、较高值区域由北部及西部转移至东南部,景观脆弱度低值、较低值区域则由南部逐步扩散,主要集中在中部及北部。2000—2010 年福建省景观脆弱度相对高值区域主要集中在北部及西部。2015—2020 年福建省景观脆弱度整体水平有所改善,相对高值区域则主要集中东南地区。研究期

初,闽西闽北地区土地贫瘠,水土流失现象严重;此外,人类生态保护意识差,不合理的土地利用行为严重干扰了土壤保持、水源涵养等生态系统服务功能,造成生态功能下降、景观脆弱度升高。伴随着“生态省”建设进程的推进,福建省加大对生态环境保护与质量提升的重视,遵照环境友好型社会和“生态省”建设的总体要求,开展了一系列保护生态用地、防止水土流失及土地污染、恢复废弃地生态功能的举措,极大提升了生态环境质量及景观抗干扰能力,因而景观脆弱度呈下降态势。但部分地区仍具潜在脆弱性风险,例如 2010—2015 年,泉州市东南地区建设用地扩张显著,以林地、草地为主的生态用地遭受侵占,致使生态系统受到严重破坏,脆弱度反弹特征较为显著。因此,为保证生态文明建设与可持续发展的顺利推进,进一步探究景观生态风险时空演变格局及其驱动因素。

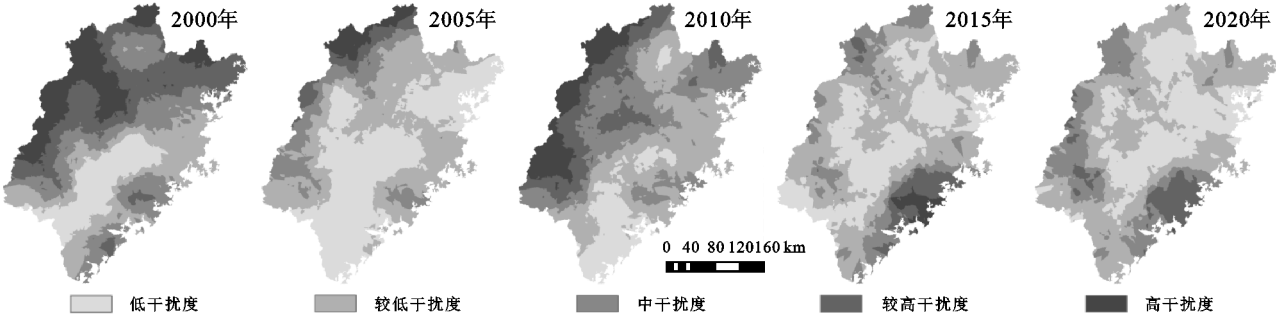


图 2 2000—2020 年福建省景观脆弱度空间分布

2.3 景观生态风险时空演变格局

2000—2020 年福建省景观生态风险空间分布见图 3,从时间尺度上看,福建省景观生态风险整体呈“W”型波动上升趋势,景观生态风险指数均值由 2000 年的 0.042增长至 2020 年的 0.049,增加了 16.7%。由福建省不同等级景观生态风险的面积及其比例(表 3)可知,各个时期不同等级风险的面积占比存在一定差异。2000—2020 年期间,低、较低风险区减少至 2000 年的 90%,较高、高风险区则增加了 1.8 倍;中风险区减少态势最为显著,所占面积减少了 40.8%。

从空间尺度上看(图 3),2000—2020 年期间福建省景观生态风险空间分布不均匀,随时间变化显著。高风险区主要由东部及东南沿海地区逐渐向内陆扩

张,其余部分则分布在北部及西部边缘地带,低风险区则集中至中北、中东部及其周围地带。2000 年,福建省景观生态风险呈现“东高西低,两极分化”的空间格局,高风险区集中在东部沿海,包括福州市、长乐市、安溪县及漳浦县、龙海市东部地区;低风险区则主要分布在西南、中东部,主要包括永定县、武平县、德化县及永泰县。2005 年,高风险区有所增加,呈零散点状分布方式,主要位于在福州市、惠安县及新罗区,其中新罗区南部低、较低风险区转为高风险区现象最为明显;低风险区显著增加,呈自西南向东北、面状分布,景观生态风险有所降低。2010 年,高风险区分布与 2005 年相似,主要散布在中南及东部且逐渐向周围扩张;由低风险区至较低风险区、较低风险区至中

风险区转化现象较为剧烈,此时低风险区主要集中在永泰县、德化县及云霄县等地。2015 年福建省景观生态风险整体呈现“南高北低”的空间格局。高风险区进一步增加且连接成片,多集中在南部及东南沿海地区,此时高风险区主要集中在福州市、泉州市、厦门市及漳州市东南沿海一带;相较于 2010 年,低风险区

有所增加,多位于福建中部及北部。2020 年福建省景观生态风险有所恶化,呈现“外缘高内部低”的空间格局。高风险区主要分布在省际外缘一带,以东部沿海最为显著,呈面状持续向内陆延伸拓展;低风险区进一步收缩,集中在中北及中东部地区,主要包括建阳市、将乐县及古田县等地。

表 3 福建省不同等级景观生态风险的面积及其比例

年份	低风险区		较低风险区		中风险区		较高风险区		高风险区	
	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%
2000	20498.74	16.5	33249.53	26.8	43112.79	34.8	19811.18	16	7327.76	5.9
2005	53988.85	43.5	33376.52	26.9	17868.26	14.4	10873.95	8.8	7892.47	6.4
2010	10606.52	8.6	42940.39	34.6	35605.4	28.7	19688.32	15.9	15159.32	12.2
2015	42559.43	34.3	33372.39	26.9	18732.35	15.1	11722.56	9.5	17613.26	14.2
2020	20279.86	16.4	28080.46	22.6	25535.67	20.6	18285.33	14.7	31818.67	25.7
2000—2020	-218.87	-1.1	-5169.08	-15.5	-17577.13	-40.8	-1525.84	-7.7	24490.91	334.2

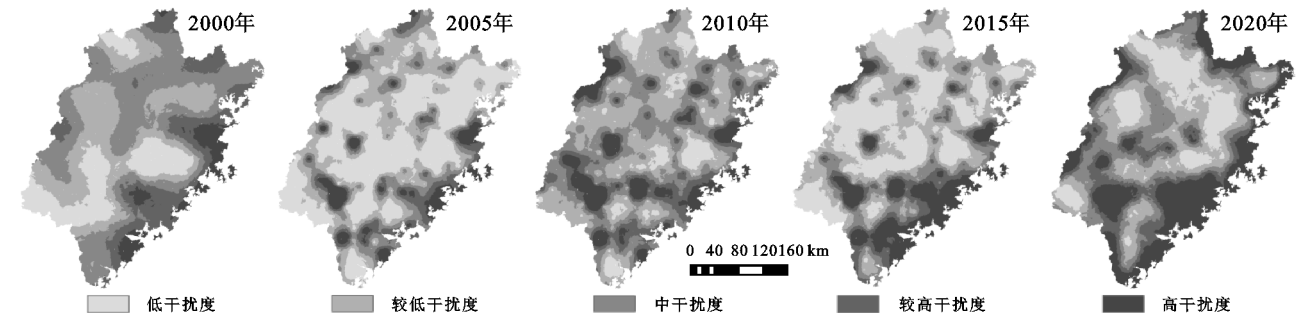


图 3 2000—2020 年福建省景观生态风险空间分布

20 年间,福建省中、东北部生态风险反弹现象显著,这是由于研究期初粗放的经营方式导致水土流失现象加剧等严重问题,而随后伴随工业化进入快速发展阶段,资源消耗高、污染大等特点加剧了地区生态风险。此外,景观高风险区由东、东南部零散分布逐渐集中,呈面状分布于东南沿海地区。这是由于以“闽三角”为核心的东南沿海地区作为福建省经济重心的发展格局不断增强,城镇化的推进、建设用地的扩张加速了景观的演变,以林地、耕地为主要景观类型结构与质量遭到破坏,导致生态风险恶化。总的来说,福建省景观生态风险逐渐恶化,暴露出福建省东南沿海地区在建设用地上集中成片与国家政策双重推动下,存在生态风险继续增加的潜在可能。

2.4 福建省景观生态风险驱动因素分析

探索性回归分析的结果见表 4。由表中可以看出,不同因素组合的  $R^2_{adj}$  均在 0.4 以上,最大方差膨胀因子(VIF)值小于 7.5,说明各因素组合效果较好且不存在多重共线性问题。根据 1.5.1 中的筛选标准,最终确定了 3 个对于福建省景观生态风险解释能力最强的驱动因素,分别为年均降水量、常住人口以及 GDP。

在探索性回归分析的基础上,将 GWR 模型和 OLS 模型的拟合结果进行对比(表 5),发现不同驱动

因素的 GWR 模型与传统的 OLS 模型中  $AIC_c$  分别降低了 273.54,257.02,387.51 个单位, $R^2_{adj}$  分别提高了 0.374,0.362,0.453 个单位,这表明 GWR 模型的拟合效果优于 OLS 模型。

表 4 驱动因素的探索性回归分析结果

驱动因素组合	$R^2_{adj}$	$AIC_c$	VIF
年均降水量、常住人口、GDP	0.46	-1093.9	2.28
年均降水量、常住人口、坡度	0.46	-1092.37	2.35
年均降水量、坡度、第二产业	0.44	-1091.04	3.54

表 6 中展示了各驱动因素对景观生态风险影响的 GWR 系数,从系数的平均值来看,可以发现 GDP 与常住人口的 GWR 系数平均值大于 0,这说明 GDP 与常住人口对研究区景观生态风险的影响整体上呈正相关驱动,即 GDP 越大、常住人口越多,景观生态风险也越大。常住人口的 GWR 系数平均值更大,说明福建省景观生态风险对常住人口的变化更为敏感,常住人口的增加是生态风险上升的主要因素。年均降水量的 GWR 系数平均值小于 0,即年均降水量对研究区景观生态风险的影响整体上呈负相关驱动。从 GWR 系数的最大值和最小值看,所有的驱动因素均有正有负,说明各个驱动因素与景观生态风险关系复杂,存在显著的空间异质性,即随着样点的变化而变化。



表 5 GWR 模型与 OLS 模型拟合效果比较

驱动因素	GDP		常住人口		年均降水量	
	AICc	$R^2_{adj}$	AICc	$R^2_{adj}$	AICc	$R^2_{adj}$
OLS 模型	-1061.19	0.146	-1058.08	0.141	-1078.69	0.128
GWR 模型	-1334.73	0.520	-1315.10	0.503	-1466.20	0.627
模型差值	-273.54	0.374	-257.02	0.362	-387.51	0.453

表 6 各因素对景观生态风险影响的 GWR 系数对比

驱动因素	最小值	最大值	1/4 分位数	中位数	3/4 分位数	平均值	标准偏差值
GDP	-2.962	2.134	-0.162	0.115	0.356	0.034	0.708
常住人口	-2.547	1.597	-0.089	0.136	0.350	0.101	0.566
年均降水量	-3.230	1.240	-0.461	-0.125	0.115	-0.184	0.594

图 4 分别表示 GDP、常住人口以及年均降水量对福建省景观生态风险回归系数的空间分布。从图 4A 可知,福建省 GDP 对景观生态风险存在显著的空间异质性,正相关驱动作用主要分布在福建西部、西南部及东部。其中,明溪县及上杭县等地正相关驱动作用最强,这些地区以种植业、矿产业为主,创造经济收益、增长 GDP 的同时更易加剧景观生态风险的恶化,即景观生态风险对 GDP 的增长最为敏感。负相关驱动作用则主要集中在西北部、中部及东北部,少部分处于西南部。其中,武夷山市、泰宁县及长汀县等地区的负驱动作用最强,武夷山市及泰宁县以旅游业为主,近年来随着生态旅游的重视与发展,追求经济发展的同时注重生态环境质量的提高,抑制了生态风险的加剧;而长汀县由于自然本底及早期人为破坏等原因,是我国南方红土壤区水土流失最为严重的地区之一,为此长汀县通过发展绿色生态产业、注重城乡统筹发展等举措,开展大规模水土流失治理攻坚战,实现经济发展和生态保护的双赢。因此,上述地区随着 GDP 的增长,景观生态风险反而降低。

由图 4B 可知,福建省常住人口对景观生态风险整体呈正相关驱动作用,对不同地区的驱动作用有明显的差异。正相关驱动作用主要位于福建西部及东部沿海,少部分位于北部。其中,正相关驱动作用较强的地区分布较为零散,主要位于浦城县、明溪县、连城县及云霄县等地。以松溪县为例,该地区以林地景观类型为主,生态系统服务功能较强,对于景观生态风险的变化更为敏感,由于人口规模的不断增加,毁林开垦、粗放式经营方式等行为,易对自然生态系统造成破坏,从而加剧生态风险,导致该地区常住人口对景观生态风险起促进作用。负相关驱动作用主要集中在西北部、东北部及西南部。其中,光泽县负相关驱动作用最强,该地区以第一产业为主并属于人口净流出的地区,常住人口相对较少。劳动力供给总量

的减少,导致农业生产效率、农业生态效率的降低,进而引发生态环境问题,故常住人口对上述地区景观生态风险起抑制作用。

由图 4C 可知,年均降水量与在福建省大部分区域内对景观生态风险呈现负相关驱动,即良好的降水条件对生态环境质量的保护与提高具有重要的积极作用。其中,漳州市东南沿海地区(东山县、漳浦县等地)负相关驱动作用最强,这是由于漳州市降水时空分布极为不均。时间上,降水集中于雨季和台风季,非汛期则相对较少;空间上,呈自西北山区至东南沿海逐渐递减特征,加上漳州市地形地貌及水利基础设施建设有限、水资源开发利用效率低等不足,导致上述地区受干旱的影响范围最大、时间最长,致使生态功能下降,生态风险升高,故年均降水量对该地区景观生态风险起抑制作用。正相关驱动作用主要分布在福建西南部、中部及东北部。其中,龙岩市西南部(武平县、上杭县等地)正相关驱动作用最强,原因在于上述地区以农林业作为支柱性产业,对于气候的变化最为敏感,受热带、西风带系统及地理区位的影响,上述地区由于过量降水致使洪涝灾害频发,导致地区生态风险加剧,故年均降水量对于上述地区景观生态风险起促进作用。

3 讨论与结论

3.1 讨论

本研究将生态系统服务作为景观功能表征景观脆弱度,构建基于生态系统服务的景观生态风险模型,并以福建省为例进行评价方法的应用,该方法克服了传统景观脆弱度评价时多采用专家打分法的主观性,提高了景观生态风险评价的实用性和准确性。在景观生态风险驱动因素研究中,采用探索性回归和 GWR 模型对驱动因素进行筛选与局部空间回归分析,不仅避免变量间的多重共线性,考虑了多重驱动因素对景观生态风险的影响,且解决了过往采用 OLS 模型中容易忽视地理驱动因素的空间非平稳性问题。通过研究发现,城镇化的不断推进加剧了人类对于生态系统的干扰,致使林地、草地等景观类型遭到侵占,呈破碎化、异质化特征,生态系统服务功能

降低,生态风险逐渐加剧。为此,应结合新一轮的国土空间规划,通过土地综合整治科学配置区域土地利用结构,保障林地、草地等生态用地,促进可持续发展。然而,本研究采用改进后的景观生态风险评价方法,仅评价了福建省过去时段的景观生态风险,虽在一定程度上反映了福建省生态风险的演变过程及

其主要驱动因素,但缺少对未来生态风险的预测与警示。为此,下一步的研究重点应结合景观模拟预测模型,探讨未来不同情景下景观生态风险分布规律,提高生态风险评价的有效性和全面性,以期提供科学有效的风险防控建议,为推动生态文明建设提供理论依据。

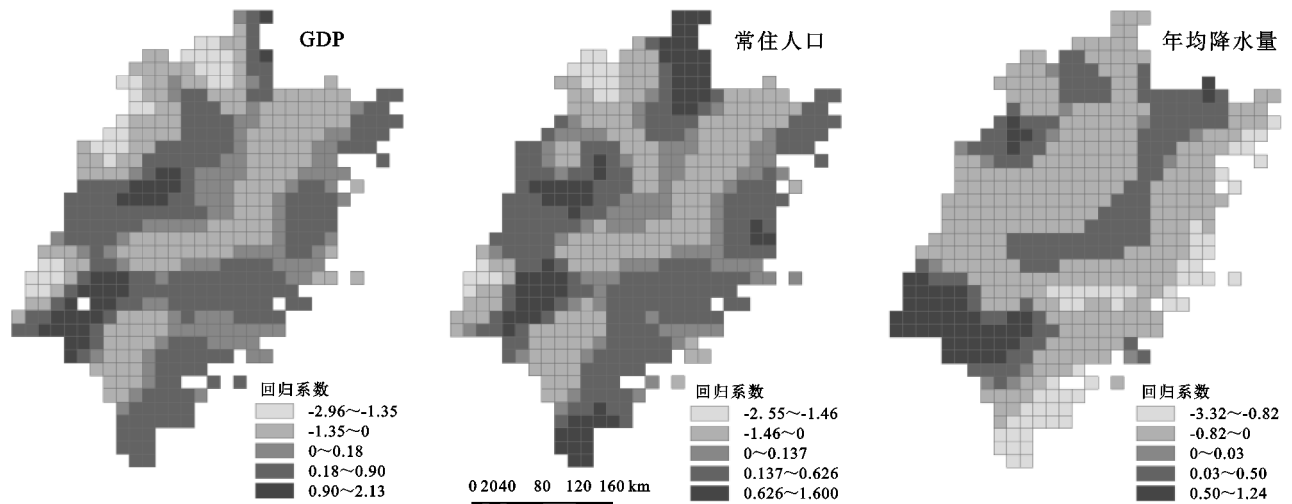


图 4 各因素对景观生态风险影响回归系数的空间分布

### 3.2 结论

(1) 2000—2020 年,福建省景观干扰度逐渐增强,景观干扰度均值增加 32.8%,呈“西北低、东南高”“大集聚、小分散”的空间格局;福建省景观脆弱度呈波动下降的特征,而西南部则呈增加的趋势。

(2) 2000—2020 年,福建省景观生态风险总体呈“W”型波动上升态势,景观生态风险指数增加 16.7%。景观生态风险空间分布差异显著,高风险区主要位于福建南部,并由东部沿海逐渐向内陆延伸,低风险区则主要分布在中北及中东部及其周围地带。

(3) GDP、常住人口及年均降水量对福建省景观生态风险解释能力最强。GDP、常住人口是福建省景观生态风险的正向驱动因素,正相关驱动作用主要分布在福建西部、西南部以及东部。年均降水量则起抑制作用。其中,东南沿海地区负相关驱动作用最强。

#### 参考文献:

[1] 刘珍环,张国杰,付凤杰.基于景观格局-服务的景观生态风险评价:以广州市为例[J].生态学报,2020,40(10):145-152.

[2] 李青圃,张正栋,万露文,等.基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化[J].地理学报,2019,74(7):1420-1437.

[3] 彭建,党威雄,刘焱序,等.景观生态风险评价研究进展与展望[J].地理学报,2015,70(4):664-677.

[4] 曹祺文,张曦文,马洪坤,等.景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架:ESRISK[J].地理学报,

2018,73(5):843-855.

[5] Xie H L, Wang P, Huang H S. Ecological risk assessment of land use change in the Poyang Lake Eco-economic Zone, China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2013,10(1):328-346.

[6] 巩杰,赵彩霞,谢余初,等.基于景观格局的甘肃白龙江流域生态风险评价与管理[J].应用生态学报,2014,25(7):2041-2048.

[7] Xue L Q, Zhu B L, Wu Y P, et al. Dynamic projection of ecological risk in the Manas River basin based on terrain gradients[J]. Science of the Total Environment, 2019,653:283-293.

[8] Fu B J, Wang S, Su C H, et al. Linking ecosystem processes and ecosystem services[J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2013,5(1):4-10.

[9] 卢亚灵,颜磊,许学工.环渤海地区生态脆弱性评价及其空间自相关分析[J].资源科学,2010,32(2):303-308.

[10] Faber J H, Wensem J V. Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils[J]. Science of the Total Environment, 2012,415(15):3-8.

[11] Mo W B, Wang Y, Zhang Y X, et al. Impacts of road network expansion on landscape ecological risk in a megacity, China: A case study of Beijing[J]. Science of the Total Environment, 2017,574:1000-1011.

[12] Yuan Y, Fang G H, Yan M, et al. Flood-landscape ecological risk assessment under the background of urbanization [J]. Water, 2019,11(7):1418-1433.



- [13] Hou M J, Ge J, Gao J L, et al. Ecological risk assessment and impact factor analysis of alpine wetland ecosystem based on LUCC and boosted regression tree on the Zoige Plateau, China [J]. Remote Sensing, 2020, 12(3): 368-390.
- [14] Lin Y Y, Hu X S, Zheng X X, et al. Spatial variations in the relationships between road network and landscape ecological risks[J]. Ecological Indicators, 2019, 96: 3392-3403.
- [15] Mohammad V. Temperature analysis of reference evapotranspiration models [J]. Meteorological Applications, 2015, 22(3): 385-394.
- [16] 曾晓莹, 邱荣祖, 林丹婷, 等. 中国交通碳排放及影响因素时空异质性[J]. 中国环境科学, 2020, 40(10): 4304-4313.
- [17] 耿甜伟, 陈海, 张行, 等. 基于 GWR 的陕西省生态系统服务价值时空演变特征及影响因素分析[J]. 自然资源学报, 2020, 35(7): 1714-1727.
- [18] Fotheringham A S, Charlton M E, Brunsdon C. Geographically weighted regression: A natural evolution of the expansion method for spatial data analysis[J]. Environment and Planning A, 1998, 30(11): 1905-1927.
- [19] 康紫薇, 张正勇, 位宏. 基于土地利用变化的玛纳斯河流域景观生态风险评价[J]. 生态学报, 2020, 40(18): 6472-6485.
- [20] 赵岩洁, 李阳兵, 邵景安. 基于土地利用变化的三峡库区小流域生态风险评价: 以草堂溪为例[J]. 自然资源学报, 2013, 28(6): 944-956.
- [21] Leuven R, Gne I P. Riverine landscape dynamics and ecological risk assessment [J]. Freshwater Biology, 2002, 47(4): 845-865.
- [22] 吕乐婷, 张杰, 孙才志, 等. 基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估[J]. 生态学报, 2018, 38(16): 5952-5960.
- [23] 田鹏, 李加林, 史小丽, 等. 浙江省土地利用格局时空变化及生态风险评价[J]. 长江流域资源与环境, 2018, 27(12): 2697-2706.
- [24] Carreo L V, Frank F C, Viglizzo E F. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2012, 154(5): 68-77.
- [25] 陈峰, 李红波, 张安录. 基于生态系统服务的中国陆地生态风险评价[J]. 地理学报, 2019, 74(3): 432-445.
- [26] 环境保护部. 关于印发《生态保护红线划定技术指南》的通知(环发(2015)56号)[Z]. 北京: 环境保护部, 2015.
- [27] 苏海民, 何爱霞. 基于 RS 和地统计学的福州市土地利用分析[J]. 自然资源学报, 2010, 25(1): 91-99.
- [28] 和春兰, 普军伟, 沈金祥. 2005—2018 年澜沧江下游流域景观生态安全时空变化及其驱动因素[J]. 水土保持通报, 2020, 40(4): 219-227.
- [29] 谢余初, 巩杰, 张玲玲. 基于 PSR 模型的白龙江流域景观生态安全时空变化[J]. 地理科学, 2015, 35(6): 790-797.
- [30] 王海宾, 侯瑞萍, 郑冬梅, 等. 基于地理加权回归模型的亚热带地区乔木林生物量估算[J]. 农业机械学报, 2018, 49(6): 184-190.

~~~~~

(上接第 173 页)

- [19] 王丽娜, 丁文广, 许丹阳. 基于 DEM 的甘肃省地貌形态特征分类[J]. 水土保持通报, 2019, 39(1): 258-263.
- [20] 胡蝶, 沙莎, 王丽娟, 等. 欧空局主被动微波土壤水分融合产品在甘肃省干旱监测中的应用[J]. 干旱气象, 2019, 37(4): 517-528.
- [21] 韩兰英, 张强, 赵红岩, 等. 甘肃省农业干旱灾害损失特征及其对气候变暖的响应[J]. 中国沙漠, 2016, 36(3): 767-776.
- [22] Kogan F, Sullivan J. Development of global drought-watch system using NOAA/AVHRR data [J]. Advances in Space Research, 1993, 13(5): 219-222.
- [23] 沙莎, 郭锐, 李耀辉, 等. 植被状态指数 VCI 与几种气象干旱指数的对比: 以河南省为例[J]. 冰川冻土, 2013, 35(4): 990-998.
- [24] 黄晚华, 杨晓光, 李茂松, 等. 基于标准化降水指数的中国南方季节性干旱近 58 a 演变特征[J]. 农业工程学报, 2010, 26(7): 50-59.
- [25] 祁飞飞. 陇东黄土高原沟壑区乡村聚落居住形态研究[D]. 西安: 长安大学, 2019.
- [26] 傅伯杰, 王军, 马克明. 黄土丘陵区土地利用对土壤水分的影响[J]. 中国科学基金, 1999, 13(4): 225-227.