

云南省瑞丽市景观生态风险及其与 COVID-19 疫情分布的耦合关系

李益敏^{1,2}, 刘师旂¹, 吴博闻¹, 李盈盈¹, 赵娟珍³, 冯显杰³

(1.云南大学 地球科学学院, 云南 昆明 650500; 2.云南省高校国产高分卫星遥感地质工程研究中心, 云南 昆明 650500; 3.云南大学 国际河流与生态安全研究院, 云南 昆明 650500)

摘要: [目的] 探究生态风险时空演变和其与 COVID-19 疫情空间分布关系, 为区域的生态环境保护、可持续发展 and 疫情管控提供理论参考。[方法] 以云南省瑞丽市为研究区, 基于 Landsat 遥感影像, 提取 2000, 2010, 2015 和 2021 年 4 期景观类型数据, 运用景观人工干扰强度、景观生态风险评价模型和 GWR 模型等方法, 定量研究 2000—2021 年瑞丽市景观类型和生态风险时空变化, 进而研究景观人工干扰强度和生态风险分别与 COVID-19 疫情空间分布的关系。[结果] ①2000—2021 年瑞丽市景观类型主要以林地和园地为主; 林园地面面积相对稳定, 耕地面积出现波动, 建设用地不断扩张; ②2000—2021 年瑞丽市景观人工干扰强度以低强度为主, 以点状向外缓慢增加, 整体趋势向西北—东南方向扩张, 中高强度区域面积不断增大, 南部沿瑞丽江区域强度逐渐加深; ③瑞丽市景观生态风险等级以低和较低风险为主, 并呈现由低等级向高等级转移趋势; 低风险区主要分布在中部; 中等级及以上风险区主要分布在西北和东南部。各时期景观生态风险在空间上以高一高和低—低聚集, 有较强的自相关性; ④2021 年瑞丽市 COVID-19 疫情空间分布呈现“一主两次”中心的聚集特征, 疫情空间分布与景观生态风险指数和景观人工干扰强度均存在关联。[结论] 研究期间瑞丽市景观类型变化明显, 生态风险升高, 生态环境出现恶化趋势; COVID-19 疫情空间分布与景观格局具有相关性, 城市建设用地和生态用地对病毒传播有空间聚集和阻碍的作用。

关键词: 生态风险; 景观格局; COVID-19 疫情分布; 云南省瑞丽市

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2022)01-0317-10

中图分类号: F301.2, P901

文献参数: 李益敏, 刘师旂, 吴博闻, 等. 云南省瑞丽市景观生态风险及其与 COVID-19 疫情分布的耦合关系[J]. 水土保持通报, 2022, 42(1): 317-326. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2022.01.042; Li Yimin, Liu Shiyi, Wu Bowen, et al. Landscape ecological risk and its coupling relationship with COVID-19 outbreak distribution at Ruili City, Yunnan Province [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(1): 317-326.

Landscape Ecological Risk and Its Coupling Relationship With COVID-19 Outbreak Distribution at Ruili City, Yunnan Province

Li Yimin^{1,2}, Liu Shiyi¹, Wu Bowen¹, Li Yingying¹, Zhao Juanzhen³, Feng Xianjie³

(1. School of Earth Sciences, Yunnan University, Kunming, Yunnan 650500, China;

2. Research Center of Domestic High-resolution Remote Sensing Geological Engineering, Kunming, Yunnan 650500, China; 3. Institute of International Rivers and Eco-security, Yunnan University, Kunming, Yunnan 650500, China)

Abstract: [Objective] The temporal and spatial evolution of landscape ecological risk, driving forces, and their correlation with the spatial distribution of the COVID-19 epidemic were studied, in order to provide a theoretical reference for regional ecological environment protection, sustainable development, and epidemic control. [Methods] Landsat remote sensing images of Ruili City in Yunnan Province were used to extract landscape type distribution data in 2000, 2010, 2015, and 2021 by using methods such as landscape artificial disturbance intensity, an ecological risk assessment model, and the GWR model. The temporal and spatial

收稿日期: 2021-08-14

修回日期: 2022-02-09

资助项目: 云南省科技厅—云南大学联合基金重点项目“天空地”协同的高山峡谷区重大地质灾害隐患识别监测预警研究”(2019FY003017); 中国地质调查局地质调查项目(DD20190545); 国家社科基金重大招标项目(17ZDA158); 云南大学“民族学一流学科”新型冠状病毒感染肺炎疫情社会科学调查研究应急项目(YNUGX-027)

第一作者: 李益敏(1965—), 女(白族), 云南省昆明市人, 研究员, 主要从事 3S 技术在山地环境与地质灾害中的应用研究。Email: Liyimin1965@163.com。

通讯作者: 刘师旂(1997—), 女(汉族), 海南省海口市人, 硕士研究生, 研究方向为地图学与地理信息系统。Email: liusy@mail.edu.ynu。

changes of the landscape types and ecological risks in Ruili City from 2000 to 2021 were quantitatively studied. The relationships between landscape artificial disturbance intensity and landscape ecological risks, and the spatial distribution of the COVID-19 epidemic were determined. [Results] ① From 2000 to 2021, landscape types of Ruili City were mainly woodland and garden land. Forest and garden areas were relatively stable, while the area of arable land fluctuated, and the construction land area continued to expand; ② From 2000 to 2021, the intensity of landscape artificial disturbance in Ruili City was mainly low, slowly increasing outwards in a dotted pattern. The overall trend was expansion from the northwest to the southeast direction. The area of medium and high intensity areas continued to increase, and the intensity of the southern area along the Ruili River gradually deepened; ③ Landscape ecological risk level of Ruili City was classified as lower-risk and low-risk areas, and shifted from low-level to high-level over time. The low-risk areas were mainly located in the middle of the study area, and the medium-risk and high-risk areas were mainly located in the northwest and southeast areas. Landscape ecological risks in different periods were spatially clustered in high-high and low-low level, with strong autocorrelation; ④ The spatial distribution of the COVID-19 epidemic in Ruili City in 2021 presented the clustering characteristics of one main center and two secondary centers. The spatial distribution of the epidemic was correlated with the landscape ecological risk index and the intensity of landscape artificial disturbance. [Conclusion] During the study period, the landscape types of Ruili City changed significantly, the ecological risk increased, and the ecological environment showed a trend of deterioration. The change of landscape type in Ruili City was obvious, the ecological risk increased, and the ecological environment deteriorated. The spatial distribution of the COVID-19 epidemic was correlated with the landscape pattern. Urban construction land and ecological land had spatial aggregation and obstruction effects on the spread of the virus.

Keywords: ecological risk; landscape pattern; COVID-19 outbreak distribution; Ruili City of Yunnan Province

景观生态风险评价可为平衡区域发展和生态环境保护提供重要决策支持^[1],已成为当前的研究热点领域之一。景观生态风险指在自然或其他人为因素的影响下,景观和生态过程相互作用可能产生的不利后果;相比于综合生态风险评价,景观生态风险侧重于景观对于生态过程的影响,强调生态风险评价的时空异质性和尺度效应^[2]。景观生态风险评价的方法可分为风险源汇和景观格局两种。基于景观格局的景观生态风险评价是以土地利用景观类型作为基本单元,评价景观镶嵌体与最优格局的偏离程度^[3];识别景观异质性对生态系统结构和功能造成的干扰以及生态系统的脆弱性。组成景观的空间组分其能量流动和物质循环均有所差别,影响着区域景观生态过程,最终导致不同的景观生态效应^[4]。景观生态风险评价方法主要有相对风险模型(RRM)^[5]、熵值法^[6]以及景观指数法(ERI)^[7-8],研究尺度多以流域、湿地和城镇等区域为主^[9-11]。

有研究表明,人口迁移、景观格局和植被覆盖度对 COVID-19 疫情时空分布有一定影响^[12-14],但景观生态风险与疫情时空分布关系尚未明确。学者们对 COVID-19 疫情的研究多聚焦于时空特征变化方面,研究区主要以全国、省、发达城市群为主^[14-18],对边境地区鲜有研究。边境地区作为阻隔病毒跨境扩

散的前沿阵地,疫情防控任务非常艰巨。云南省边境线长,口岸多,边境口岸疫情防控压力非常大。云南省瑞丽市是中国和缅甸之间人口流动较频繁的地区,瑞丽口岸是目前仅有的高风险口岸^[19]。2021 年瑞丽市边境不断检测出由境外输入造成本地感染的新冠病毒病例,政府部门采取了严控人口流动和全员核酸检测排查措施,使疫情得到有效阻断。鉴于此,本研究以瑞丽市为研究区,运用景观格局指数计算景观人工干扰强度,构建生态风险评价模型,对瑞丽市 2000—2021 年土地利用景观类型和生态风险时空演变特征进行综合研究,分析景观生态风险和景观人工干扰强度分别与 COVID-19 疫情空间分布的相关性,以期瑞丽市和同类地区制定完善的生态风险、环境保护和疫情管控政策和计划提供参考依据。本研究对于维护边境地区秩序稳定和加强边境合作具有重要意义。

1 研究区概况

瑞丽市位于云南省西南部(东经 97.31°—98.01°,北纬 23.51°—24.11°),面积 1 020 km²,辖 3 镇 3 乡。2020 年人口 21.05 万人。该市西部和南部与缅甸相连,国境线长 169.8 km,其东部和北部连接芒市和陇川县。该市地处高黎贡山余脉向南延伸部分,具有

“一江一河夹一山一坝”的地形地貌特征,地势西北高东南低,地形起伏相对平缓,山脉走势为东北至西南方向。瑞丽江及龙川江由东北向西南方向流经瑞丽市。该市拥有两个国家级口岸(瑞丽、畹町口岸),是中国通向南亚和东南亚地区的重要门户,其中瑞丽口岸是中缅贸易最频繁的口岸。中缅两国居民生活和商业来往频繁,人口流动大。尽管瑞丽市已经实现对边境线 24 h 常态化巡逻值守,但疫情防控工作仍然艰巨。

2 数据来源和研究方法

2.1 数据来源

本研究选取瑞丽市 4 个时段(2000, 2010, 2015, 2021 年)的 Landsat TM/OLI 遥感影像,其空间分辨率为 30 m。为确保研究结果的可比性,这 4 期影像成像时间均为 2—3 月(受云层影响小,云层含量均小于 10%);对下载的原始影像数据进行了预处理。结合全国土地利用分类标准和研究区土地利用现状,将研究区的土地景观类型分为耕地、建设用地、水体、未利用土地、林地和园地 6 类。本研究运用支持向量机对遥感影像进行监督分类,参考瑞丽市统计年鉴和土地利用规划资料,用目视解译法和 Google Earth 高分辨率的历史影像修正监督分类结果,得到 4 个时期瑞丽市土地利用景观类型分布状况。4 个时期影像解译精度均达 90% 以上,其 kappa 系数均达 80% 以上,符合精度要求。遥感影像和数字高程模型均来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>)。疫情数据收集于 2021 年 1 月 1 日至 9 月 30 日云南省卫生健康委员会(<http://ynswsjkw.yn.gov.cn>)每日截止 24:00 公布的 COVID-19 疫情报告和瑞丽市人民政府网公布的疫情风险地区等级通告。为保证一致性,所有数据均统一重采样为 30 m,坐标系为 WGS 1984。

2.2 评价单元划分

评价单元可以客观反映出区域生态环境的空间特征。评价单元大小应满足研究区斑块平均面积的 2~5 倍,才能反映周围地理事物信息^[20]。本文参考前人研究^[21-22],结合研究区实际情况,按 1 km×1 km 正方形单元格对研究区进行网格划分,共采集 1 025 个景观生态风险评价单元。计算出每个评价单元的值,将其赋值评价单元的中心点,最后通过克里金插值方法进行空间化表达^[23]。

2.3 研究方法

2.3.1 景观人工干扰强度 土地利用景观变化受到自然和人为因素的影响。但从短时间来看,人为因素对景观变化的作用比自然因素显著^[24],景观人工干扰强度指数可用来表征研究区土地利用景观

受人类活动影响的程度^[25]。景观人工干扰强度将景观资源环境影响因子进行加权求和得到。其公式如下:

$$HI = \sum_{i=1}^n H_i * P_i / A \quad (1)$$

式中:HI 为景观人工干扰强度指数; n 为研究区景观类型数量; H_i 为第 i 种景观类型的面积; P_i 为第 i 种景观资源环境影响因子; A 为景观总面积(km^2);参考前人相关研究^[26-27], P_i 取值如下:未利用地 0.5,建设用地 0.85,耕地 0.25,水域 0.2,林地/园地 0.1。

2.3.2 景观生态风险评价模型 景观格局反映人类对自然环境的影响程度。景观生态风险的大小取决于景观生态系统受到外界干扰时自身抵抗的能力大小^[3]。本文从区域景观格局和生态风险的角度出发,选取基于景观格局指数的生态风险评价模型研究区域景观生态风险的时空变化情况。

景观生态风险评价模型(ERI)是曾辉等^[28]根据景观类型的面积比重进行构建,建立景观格局与区域综合生态环境状况之间的关系,反映综合生态风险相对大小。景观生态风险评价模型由景观类型所占面积比重、景观干扰度指数和景观脆弱度指数组成,表达式为:

$$ERI_m = \sum_{i=1}^n \frac{A_{mi}}{A_m} * (S_i * V_i) \quad (2)$$

式中: ERI_m 为第 m 个评价单元内的生态风险指数; A_{mi} 为第 m 个评价单元中第 i 类景观的面积; A_m 为第 m 个评价单元的面积(km^2); S_i 为景观干扰度指数; V_i 为景观脆弱度指数。景观干扰度指数和景观脆弱度指数二者的乘积,分别表示景观损失度和不同景观类型所代表的生态系统在遭受干扰时其自然属性的损失程度。

(1) 景观干扰度指数(S_i)

景观干扰度表示不同生态系统的易损性,主要由景观破碎度指数(FN_i)、景观分离度指数(FD_i)和景观优势度指数(DO_i)加权构成^[22]。其公式如下:

$$S_i = a FN_i + b FD_i + c DO_i \quad (3)$$

式中: a, b 和 c 分别代表这三类指数的权重,且满足 $a + b + c = 1$;综合考虑既有成果研究及研究区情况,将 a, b, c 分别赋以 0.5, 0.3, 0.2 的权重^[29-31]。

$$FN_i = \frac{n_i}{A_i} \quad (4)$$

$$FD_i = \frac{1}{2} \sqrt{\frac{n_i}{A}} \left/ \frac{A_i}{A} \right. \quad (5)$$

$$DO_i = \frac{1}{4} \left(\frac{n_i}{N} * \frac{m_i}{M} \right) + \frac{1}{2} \times \frac{A_i}{A} \quad (6)$$

式中: n_i 为第 i 类景观斑块数量; N 为斑块总数; m_i

为第 i 类景观斑块类型中斑块出现的样方数; M 为总样方数; A_i 为第 i 类景观斑块面积; A 为景观总面积。

(2) 景观脆弱度指数 (V_i)

景观脆弱度指数表示不同景观生态系统对外部干扰的敏感程度,其数值越大反映景观生态系统越容易受到破坏^[30]。针对研究区实际情况,借鉴前人研究^[7,31]对 6 类景观类型的脆弱度进行赋值,由高到低依次为未利用地 5,建设用地 4,耕地 3,水域 2,林地/园地 1。然后进行归一化处理,得到不同景观类型的脆弱度指数为 0.31,0.25,0.19,0.13,0.06。

2.3.3 空间自相关分析 空间自相关是指某一变量在空间上与其周围相关程度。通常用相关系数来衡量其在空间上的邻近关系,可以揭示空间上变量及变量之间的区域结构形态,解释事物属性或现象之间的空间组合关系,分为全局空间自相关和局部空间自相关^[32]。本文利用全局和局部自相关方法分析研究区景观生态风险的空间相关性及聚集特征。

2.3.4 地理加权回归模型 地理加权回归模型 (GWR) 是基于普通最小二乘回归模型 (OLS) 改进的空间线性回归模型。它将数据的地理空间位置嵌入回归参数中,能有效估计具有空间自相关性(非平稳性)数据,体现数据的空间分异特征^[33-34]。若回归系数成正值,表示两者之间关系成正相关;回归系数成负值,则相反。模型公式如下:

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_j^n \beta_j(u_i, v_i)x_{ij} + \epsilon_i \quad (7)$$

式中: y_i 为全局因变量; (u_i, v_i) 为第 i 个拟合点的空间地理位置坐标; β_0 和 β_j 是参数, j 为因子数; ϵ_i 为随机误差项。本文 GWR 模型采用 FIXED(固定距离法)创建核表面,选择 AICc(最小信息准则)方法决定最优带宽。

3 结果分析

3.1 土地利用景观动态变化

瑞丽市 2000, 2010, 2015 和 2021 年 4 期景观类型面积所占比例统计结果和空间分布如图 1, 2 所示。瑞丽市的景观类型主要以林地和园地为主,景观类型所占比例大小依次为:林地>园地>耕地>建设用地>未利用地>水域。2021 年林地面积所占比例相较于 2000 年增加了 8.2%,但在 2015 年出现下降的情况;园地面积所占比例从 2000 年的 34.7% 下降至 2021 年的 21.30%,主要分布在林地和耕地之间;耕地面积所占比例从 2000 年的 17.5% 减少到 2021 年的 14.3%;建设用地面积在 2000—2021 年间大幅度增加,所占比例由 2000 年的 0.85% 上升到 2021 年的

6.86%,其中 2000—2010 年间增幅最大。耕地和建设用地主要分布在瑞丽市的东南部,是人口主要居住地。综上所述,2000—2021 年瑞丽市景观格局发生了明显改变,但结构相对稳定;由于受到城镇化建设和经济发展的影响,建设用地面积增加显著,林园地总面积下降,生态环境变差。

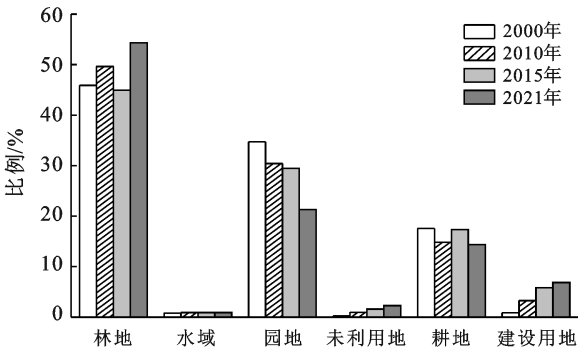


图 1 2000—2021 年瑞丽市土地利用景观类型比例

3.2 景观人工干扰强度指数变化

由公式(1)得到瑞丽市景观人工干扰强度空间分布情况(图 3)。将景观人工干扰强度分为低强度(<0.150 9)、中低强度(0.150 9~0.249 7)、中强度(0.249 7~0.366 5)、中高强度(0.366 5~0.564 2)、高强度(>0.564 2)5 个等级。其中,低和中低强度主要聚集在人类活动较少的中部地区,景观类型以林地和园地为主。高强度主要集中在瑞丽市东南部,以建设用地为主,临近瑞丽江。人为因素对该区域景观生态格局和生态过程造成一定影响。

3.3 景观生态风险时空演变

3.3.1 景观生态风险分布特征 由公式(2)计算得到瑞丽市每个单元的生态风险值,通过克里金插值法得到 2000—2021 年 4 期瑞丽市的生态风险值。采用自然间断分类法将研究区生态风险分成 5 级,即景观生态低风险(<0.025 2)、较低风险(0.025 2~0.043 4)、中风险(0.043 4~0.062 7)、较高风险(0.062 7~0.083 5)、高风险(>0.083 5)。不同时期瑞丽市生态风险空间分布如图 4 所示,各等级生态风险面积所占比例如表 1 所示。由图 4 可以看出瑞丽市生态风险具有明显的时空分异性。

从时间序列看,2000—2021 年瑞丽市景观生态风险区中、较高和高风险区所占比例逐渐上升,低和较低风险区面积所占比例不断下降。低和较低风险区面积所占比例降幅较大,下降了 37.23%。在中风险等级以上区域,中风险区增幅最大,从 2000 年的 4.52% 增长到 2021 年的 23.27%。从空间分布上看,研究区的生态风险区域呈条带状分布。20 a 来,研究

区生态风险增大的区域主要分布在瑞丽市东南部和西北部,勐秀乡的西北部和畹町镇的东南部生态风险由 2000 年的较低和中风险等级不断上升到 2021 年的较高和高风险等级。勐卯镇的西南部一直处于中风险等级以上,且中风险等级以上的区域面积不断扩大。这三个区域为瑞丽市人口密集地区,建设用地不

断扩张,斑块较为破碎,景观分离度高,抗干扰能力弱,导致生态风险不断升高。低和较低生态风险区集中分布在户育乡、勐秀乡中部和勐卯镇的东北部,以林地和园林为主。瑞丽市 2000—2021 年景观生态风险以低和较低风险区为主,等级出现由低向高迁移的现象,其景观生态风险呈上升趋势。

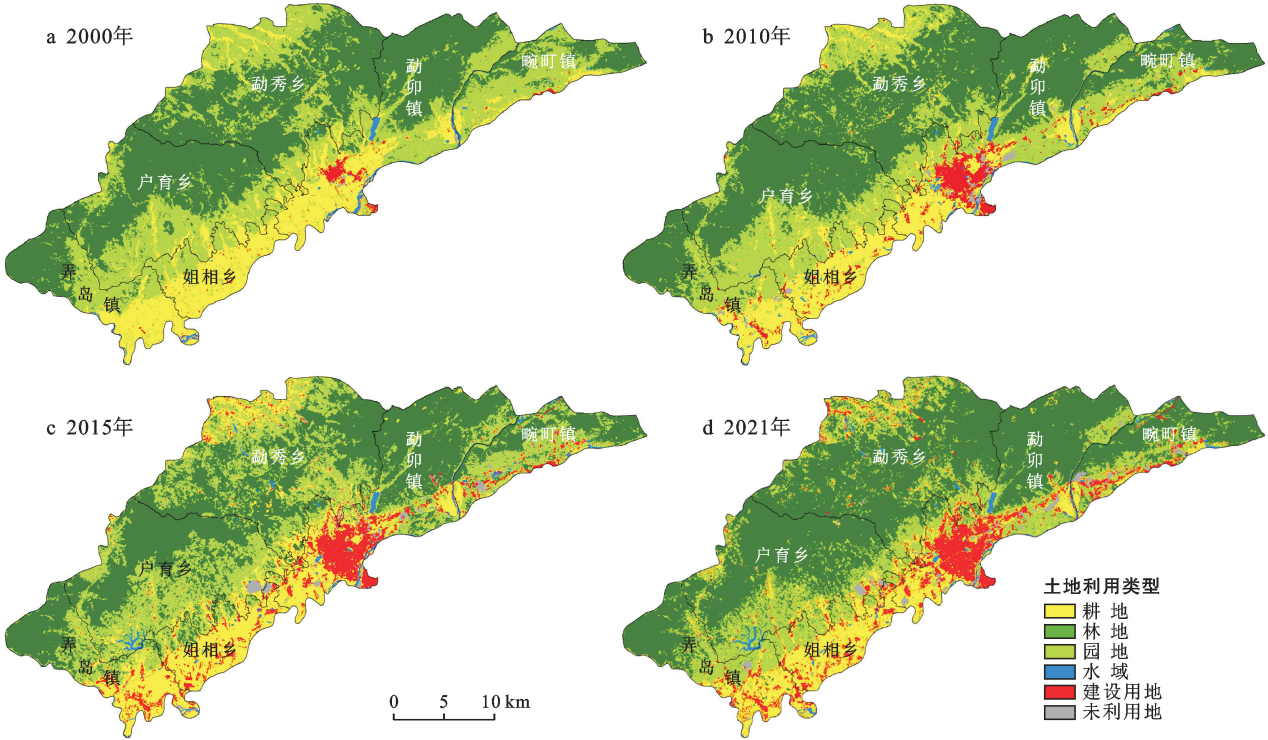


图 2 瑞丽市 4 个时期的土地利用景观类型分布

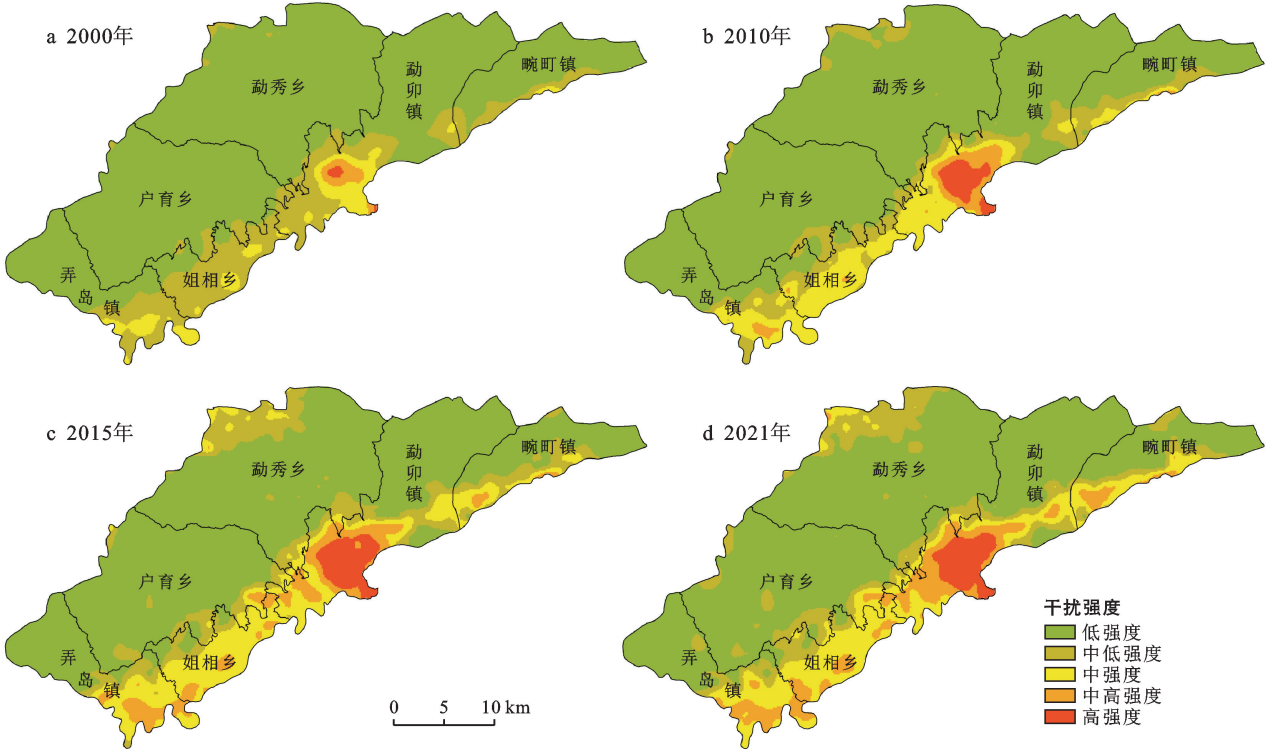


图 3 瑞丽市土地利用景观人工干扰强度空间分布

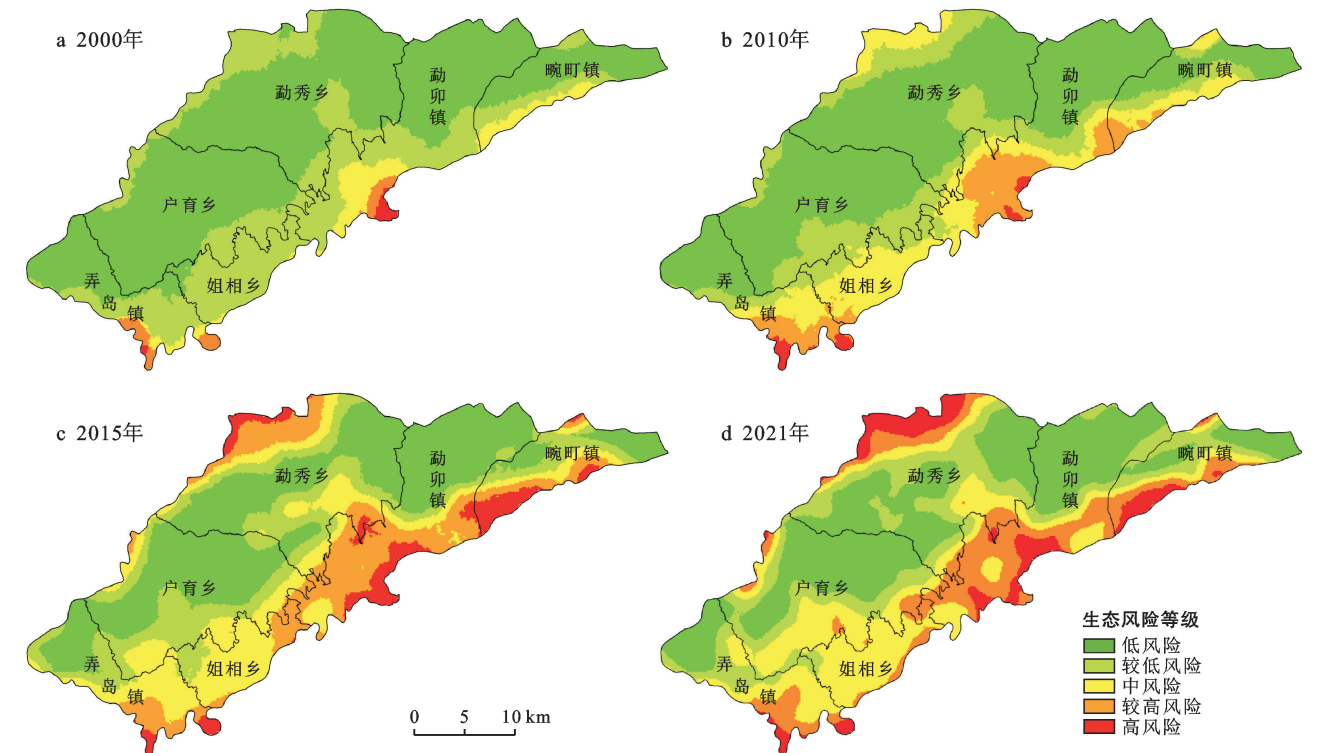


图 4 瑞丽市 2000—2021 年生态风险等级空间分布

表 1 瑞丽市生态风险区面积及其所占比例分级统计

年 份	指 标	低风险区	较低风险区	中风险区	较高风险区	高风险区
2000	面积/km ²	637.73	316.07	46.13	15.45	4.62
	所占比例/%	62.52	30.99	4.52	1.52	0.45
2010	面积/km ²	562.50	212.45	158.95	75.94	10.16
	所占比例/%	55.14	20.83	15.58	7.45	1.00
2015	面积/km ²	391.89	209.57	203.59	159.60	55.35
	所占比例/%	38.42	20.54	19.96	15.65	5.43
2021	面积/km ²	367.52	206.54	237.38	147.19	61.37
	所占比例/%	36.03	20.25	23.27	14.43	6.02
2000—2021	面积/km ²	−270.21	109.52	191.25	131.74	56.75
	所占比例/%	−26.49	−10.74	18.75	12.92	5.56

进一步分析瑞丽市景观生态风险等级变化,由 2000 年和 2021 年生态风险分布图(图 4)得到瑞丽市各生态风险等级转移矩阵(表 2)。由表 2 可以看出,瑞丽市景观生态风险等级转移前 3 名依次为低风险区(177.23 km²)转成较低风险区,较低风险区(152.26 km²)转成中风险区,较低风险区(101.36 km²)转成较高风险区。高等级风险区主要由较低风险和 中风险区转换而来。通过与瑞丽市景观类型分布图 叠加可知,该转变区域主要位于瑞丽市的西北部。 2000 年该区域主要以耕地和园地为主,仅有零星建 设用地分布。2021 年该区域以建设用地、耕地和园 地为主,斑块细碎化,风险度增加。2000—2021 年瑞

丽市景观生态风险主要是由低等级(低、较低风险区) 向高等级(中、较高和高风险区)转移,生态风险逐渐 增加。

表 2 2000—2021 年瑞丽市景观生态风险等级转移矩阵

风险等级		2021 年面积/km ²				
		低风 险区	较低 风险区	中风 险区	较高 风险区	高风 险区
2000 年	低风险区	366.54	177.23	79.17	10.82	3.97
	较低风险区	0.98	29.31	152.26	101.36	32.16
	中风险区	0.00	0.00	5.95	25.07	15.11
	较高风险区	0.00	0.00	0.00	8.31	7.14
	高风险区	0.00	0.00	0.00	1.63	2.99

瑞丽市按行政区统计的生态风险区面积、所占比例见表 3,转移矩阵见表 4。弄岛镇主要以低风险区和较低风险区为主,其 2000—2021 年低和较低风险区面积之和均在 60 km² 以上,弄岛镇的较高和高风险区面积较为稳定,变化幅度不大。姐相乡 2000 年以较低风险区为主,面积为 64.45 km²,2000—2021 年间出现向高等级风险区转移现象,2021 年以中风险区为主,面积为 57.79 km²。

表 3 瑞丽市各乡镇景观生态风险区面积分级统计						
乡镇名称	景观生态风险区面积/km ²					
	低风 险区	较低 风险区	中风 险区	较高 风险区	高风 险区	
2000年	弄岛镇	53.95	39.72	5.63	10.28	0.68
	姐相乡	4.95	64.45	0.82	0.00	0.00
	户育乡	190.34	37.81	0.00	0.00	0.00
	勐秀乡	213.20	73.76	0.00	0.00	0.00
	勐卯镇	114.68	76.33	26.37	5.17	3.94
	畹町镇	60.61	24.00	13.31	0.00	0.00
2010年	弄岛镇	48.13	15.45	20.96	19.15	6.57
	姐相乡	0.00	20.45	47.01	2.76	0.00
	户育乡	163.58	61.24	3.33	0.00	0.00
	勐秀乡	197.35	64.17	25.21	0.23	0.00
	勐卯镇	107.09	29.24	39.90	46.67	3.59
	畹町镇	46.35	21.90	22.54	7.13	0.00
2015年	弄岛镇	29.55	23.68	34.64	16.54	5.85
	姐相乡	0.00	9.83	47.80	12.50	0.09
	户育乡	117.98	67.55	38.20	4.42	0.00
	勐秀乡	121.66	69.62	45.30	38.96	11.42
	勐卯镇	96.56	13.82	22.13	72.53	21.45
	畹町镇	26.14	25.07	15.52	14.65	16.54
2021年	弄岛镇	27.63	24.37	33.92	17.65	6.69
	姐相乡	0.00	3.61	57.79	8.82	0.00
	户育乡	105.00	52.25	60.06	10.5	0.34
	勐秀乡	116.14	77.38	38.96	28.38	26.10
	勐卯镇	89.99	22.39	32.48	64.19	17.44
	畹町镇	28.76	26.54	14.17	17.65	10.80

户育乡在 2000 年景观生态风险等级仅有低和较低等级存在,2000,2010 年,较高和高风险区域面积为零,2000—2021 年景观生态风险等级不变面积占户育乡面积的 48.08%。在 2000—2021 年中,勐秀乡的低风险区都在瑞丽市各乡镇中低风险区面积排名第一,高风险区面积在 2000,2010 和 2015 年为零,但 2021 年高风险地区面积有 26.10 km²,是各乡镇高风险区面积最大的地区。勐秀乡北部 2000 年部分园地到 2021 年变为耕地和建设用地,自然资源破碎,导致该地区风险值增高。勐卯镇是瑞丽市各乡镇中景观生态风险较高的乡镇,其低和较低风险区域面积与中

风险等级以上区域面积之比从 2000 年的 5.4:1 到 2021 年 0.98:1,受到人类生产、生活扰动较多。畹町镇以低风险区为主。2000—2021 年瑞丽市各乡镇景观生态风险由高风险转为低风险区域面积均不到 3 km²,所占比例几乎为零,生态环境质量具有不稳定性,生态环境整体出现恶化情况。

表 4 瑞丽市各乡镇 2000—2021 年景观生态风险等级转移矩阵

风险等级		2021 年面积/km ²				
		低风险区	较低风险区	中风险区	较高风险区	高风险区
弄岛镇	2000 年面积	27.63	18.30	8.02	0.00	0.00
	低风险区	0.00	6.07	25.44	8.21	0.00
	较低风险区	0.00	0.00	0.46	4.95	0.22
	中风险区	0.00	0.00	0.00	4.49	5.79
	较高风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.68
姐相乡	2000 年面积	0.00	2.66	2.29	0.00	0.00
	低风险区	0.00	0.95	55.28	8.22	0.00
	较低风险区	0.00	0.00	0.22	0.60	0.00
	中风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	较高风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
户育乡	2000 年面积	104.55	47.10	37.77	0.92	0.00
	低风险区	0.45	5.15	22.29	9.58	0.34
	较低风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	中风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	较高风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
勐秀乡	2000 年面积	115.73	66.20	19.79	7.51	3.97
	低风险区	0.41	11.18	19.17	20.87	22.13
	较低风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	中风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	较高风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
勐卯镇	2000 年面积	89.78	18.19	4.58	2.13	0.00
	低风险区	0.21	4.20	22.60	42.94	6.38
	较低风险区	0.00	0.00	5.30	14.40	6.67
	中风险区	0.00	0.00	0.00	3.19	1.98
	较高风险区	0.00	0.00	0.00	1.53	2.41
畹町镇	2000 年面积	28.75	24.60	6.91	0.35	0.00
	低风险区	0.01	1.94	6.84	12.55	2.66
	较低风险区	0.00	0.00	0.42	4.75	8.14
	中风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	较高风险区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

3.3.2 景观生态风险空间相关性 对瑞丽市 2000, 2010,2015,2021 年 4 个年份的景观生态风险情况进行全局空间自相关分析(表 5),其 Moran’s I 值分别是 0.704 4,0.682 0,0.564 5,0.501 2;4 个年份的 Moran’s I 均大于 0,且 p 值均小于 0.01,说明研究区的景观生态风险具有显著聚类特征,空间自相关性

强。从 2000 年到 2021 年,全局 Moran's I 数值总体呈现下降趋势,但仍具有较高的空间自相关性。随着社会经济和景观类型的变化,景观生态风险空间分布的关联性降低,趋同性减弱。运用局部空间自相关方法,可以了解研究区景观生态风险的聚集类型和空间分布(如图 5 所示)。2000,2010,2015,2021 年研究区的景观生态风险以高一高聚集和低一低聚集为主,且未发生较大变化。高值主要聚集在北部和南部地区,低值主要在中部地区聚集。瑞丽市景观生态风险

的高值和低值区域与景观类型中建设用地和林地分布大致符合,说明其土地利用景观类型对景观生态风险具有重要影响。

表 5 瑞丽市景观生态风险全局 Moran's I

年份	Moran's I 值	z 值	p 值
2000	0.704 4	9.309	0.000
2010	0.682 0	7.149	0.000
2015	0.564 5	6.261	0.000
2021	0.501 2	3.913	0.000

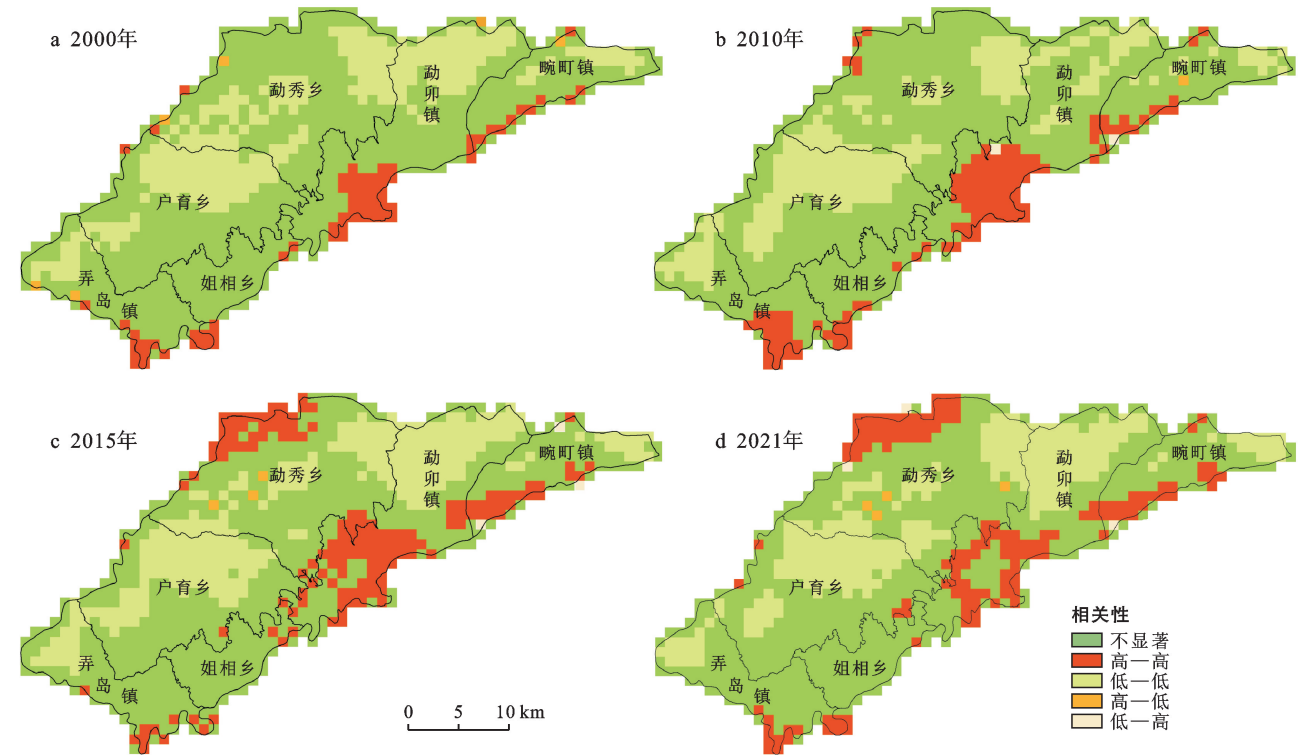


图 5 瑞丽市景观生态风险局部空间相关性

3.4 COVID-19 疫情空间分布与生态风险、人工干扰强度耦合关系

3.4.1 瑞丽市 COVID-19 疫情空间分布特征 收集瑞丽市累计新冠肺炎疫情病例数、病例轨迹以及风险等级区域等信息,使用核密度估计分析得到瑞丽市 COVID-19 疫情空间分布图(图 6)。在乡镇尺度,瑞丽市新冠肺炎疫情分布呈现“一主两次”的聚集特征和南高北低的空间扩散趋势,以勐卯镇南部(瑞丽市政府驻地、姐告国门社区)为主中心的高密度地区向四周辐射,畹町镇和弄岛镇南部为次中心,属于中高密度区。瑞丽市中高密度区均分布在中缅边境线附近,勐卯镇和畹町镇因有口岸存在,疫情传播风险大。弄岛镇因外来人员偷渡入境导致出现本土病例。勐秀乡、户育乡和姐相乡在 2021 年 1—9 月没有出现本地病例,均为低密度地区。这 3 乡虽远离中缅贸易中

心,但地处中缅边境,疫情防控工作仍不可掉以轻心。3.4.2 耦合关系探究 景观格局对疫情的传播扩散有一定影响。本文分析了生态风险指数和人工干扰强度与新冠肺炎疫情分布之间的耦合关系,以感染人数密度为因变量,分别将 2021 年的生态风险指数和人工干扰强度指数作为解释变量,通过地理加权回归模型进行分析。相关模型参数见表 6。GWR 模型标准化残差值在 5% 的显著性水平下是随机分布的,生态风险指数和人工干扰强度的标准化残差值约 99%,在 $[-2.5, 2.5]$ 范围内,模型整体构建效果较好。 R^2 可视作模型解释力,其取值范围为 $[0, 1]$,值越大表示模型拟合效果越佳。景观人工干扰强度的 R^2 为 0.408 6,景观生态风险指数的 R^2 为 0.500 9。可以看出,景观生态风险指数模型相较于景观人工干扰强度拟合效果较好。



图 6 瑞丽市 20210101—20210930 COVID-19 疫情空间分布

景观生态风险指数/人工干扰强度与感染人数密度两者的回归系数,反映了景观生态风险指数/人工干扰强度对感染人数密度的影响程度。若回归系数为正值,表示两者之间关系成正相关,则感染人数密度随景观生态风险指数/人工干扰强度的增加而增高;若回归系数成负值,则相反。回归系数绝对值越大,景观生态风险指数/人工干扰强度对感染人数密度的影响程度越大。通过景观人工干扰强度与感染人数密度两者的回归系数可得人类活动范围和疫情的时空分布大体呈正相关关系(图 7a)。人类活动强度高的地区人工干扰强度大,城市化建设发展导致城市建

设用地不断扩张,人口流动大,疫情传播风险加大。以林地、园地、水域为主要景观类型的生态用地与感染人数密度呈负相关关系。同样,景观生态风险指数与感染人数密度回归系数的趋势与景观人工干扰强度大致相同(图 8b)。勐卯镇、畹町镇和弄岛镇,是瑞丽市人口聚集密度高的地区,是中缅地区人流物流的集散地和重要的交通枢纽中心。城市建设用地 2000 年后增加迅速,城市规模不断扩大,人口不断增加,利于病毒传播。水域限制了人的行动范围,瑞丽江对跨境疫情的传输具有阻隔作用,林地对病毒传播有阻碍的作用。瑞丽市景观格局与疫情空间分布存在一定关联。

表 6 瑞丽市地理加权回归模型检验参数

模型参数	景观人工干扰强度	景观生态风险指数
Bandwidth	3 513.704 3	2 347.598 8
Residual Squares	4.620 1	3.899 0
Effective Number	66.112 3	130.490 2
sigma	0.072 6	0.069 27
AICc	-2 240.377 6	-2 292.129
R ²	0.408 6	0.500 9
R ² Adjusted	0.364 7	0.421 4

注:Bandwidth 为带宽; Residual Squares 为残差平方和; Effective Number 为有效数目; Sigma 为求和; AICc 为最小信息准则带宽; R² 为模型拟合优度; R² Adjusted 为校正模型拟合优度。

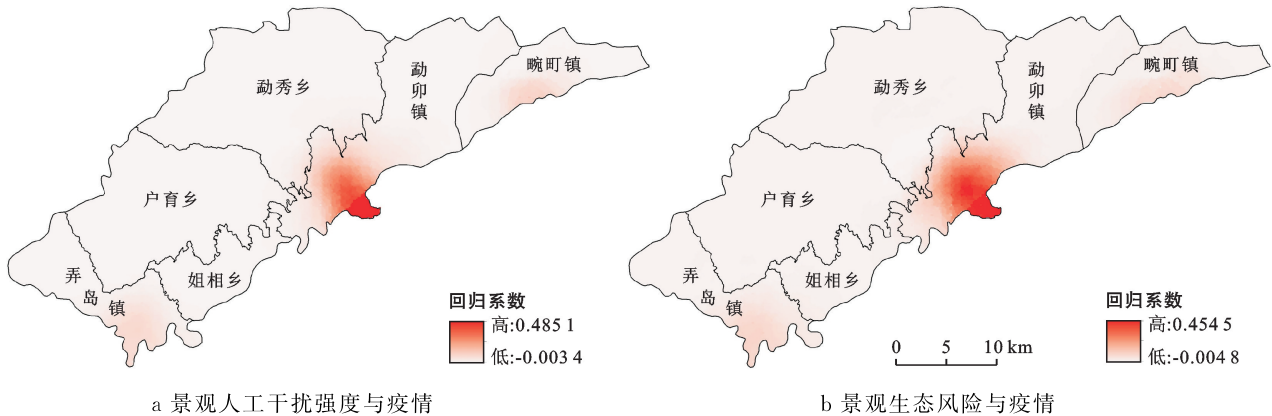


图 7 瑞丽市景观人工干扰强度、景观生态风险与疫情空间分布回归关系

4 结论

本文以云南省瑞丽市为研究区,通过计算景观人工干扰强度指数,构建景观生态风险评价模型,对研究区景观类型和生态风险时空演变特征及其与疫情时空分布耦合关系进行了研究。

(1) 2000—2021 年瑞丽市土地利用景观类型按面积所占比例依次为:林地>园地>耕地>建设用地>未利用地>水域。林地和园地分布在瑞丽市中部

地区,耕地和建设用地大部分都在瑞丽江的沿岸。研究期内瑞丽市林园面积相对稳定,耕地面积出现波动,建设用地不断扩张,整体呈现不稳定表征。

(2) 2000—2021 年瑞丽市景观人工干扰强度以低强度为主,中低和低强度主要聚集在人类活动较少的中部林地地区。人工干扰强度主要分布在东南部沿瑞丽江区域。随着瑞丽市经济开发不断增强,生态环境维护压力大。

(3) 2000—2021 年瑞丽市景观生态风险以低和

较低风险区为主,但面积逐年减少,中等级以上风险区面积增加。景观生态风险等级主要是由低等级向高等级转移,增加部分主要分布在研究区的西北和东南地区。瑞丽市景观生态风险空间分布存在显著的聚集性,以高一高和低一低聚集模式为主。瑞丽市正处在传统农业转变以及城镇化的交替阶段,其生态环境保护意识滞后于城镇化发展,区域生态风险性升高,需要进一步加强国土空间环境治理,增强景观斑块连通性,避免景观破碎化。

(4) 瑞丽市 COVID-19 疫情空间分布呈现“一主两次”的聚集特征和南高北低的扩散趋势。景观人工干扰强度和景观生态风险指数均对疫情空间分布有较好的解释能力。瑞丽市景观生态风险指数和景观人工干扰强度与疫情空间分布存在一定关联,城市建设用地和林地对病毒传播有空间聚集和阻碍的作用。当前,瑞丽市疫情防控工作应当重点关注以口岸为辐射中心且位于中缅边境线上的城市建成区及附近村庄,可以结合生态用地分布综合划定疫情传播风险等级和区域,防范外来人员输入,防止当地居民聚集,避免交叉感染。

COVID-19 疫情时空分布是自然因素和社会经济因素共同作用的结果。本研究仅探讨了基于景观格局的生态风险和人工扰动强度与疫情分布的耦合关系,在今后的研究中有必要对 COVID-19 疫情的驱动因子进行进一步分析,因地制宜地提出更为科学全面的疫情管控建议,对地区生态安全和城市空间结构布局具有重要意义。

[参 考 文 献]

- [1] Lin Dayi, Liu Fangyu, Zhang Jiping, et al. Research progress on ecological risk assessment based on multifunctional landscape [J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2021, 12(2): 260-267.
- [2] 马克明,傅伯杰,黎晓亚,等.区域生态安全格局:概念与理论基础[J].*生态学报*, 2004, 24(4): 761-768.
- [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] 邹秀萍,齐清文,徐增让,等.怒江流域土地利用/覆被变化及其景观生态效应分析[J].*水土保持学报*, 2005, 19(5): 147-151.
- [5] Luxon M, Landis W. Application of the relative risk model to the Upper Willamette River and lower McKenzie River, Oregon [M]. Boca Raton: CRC Press LLC, 2005.
- [6] 龚艳冰.基于正态云模型和熵权的河西走廊城市化生态风险综合评价[J].*干旱区资源与环境*, 2012, 26(5): 169-174.
- [7] 高彬斌,李琛,吴映梅,等.川滇生态屏障区景观生态风险评价及影响因素[J].*应用生态学报*, 2021, 32(5): 1603-1613.
- [8] 刘希朝,李效顺,蒋冬梅.基于土地利用变化的黄河流域景观格局及生态风险评估[J].*农业工程学报*, 2021, 37(4): 265-274.
- [9] 杨伶,邓敏,王金龙,等.近 40 年来洞庭湖流域土地利用及生态风险时空演变分析[J].*生态学报*, 2021, 41(10): 3929-3939.
- [10] 朱炯飞,陆雨婷,吴鹏海,等.近 30 年长江下游升金湖湿地不同季节景观生态风险时空分析[J].*湖泊科学*, 2020, 32(3): 813-825.
- [11] 王鹏,王亚娟,刘小鹏,等.基于景观结构的生态移民安置区生态风险评价:以宁夏红寺堡区为例[J].*生态学报*, 2018, 38(8): 2672-2682.
- [12] 王琳,赵俊三.城市群新冠疫情时空分布格局与分异机制的地理探测[J].*生态学报*, 2020, 40(19): 6788-6800.
- [13] Zaldo-Aubanell Q, López F C I, Bach A, et al. Community risk factors in the COVID-19 incidence and mortality in Catalonia (Spain). A population-based study [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(7): 3768.
- [14] You Yongfa, Pan Shufen. Urban vegetation slows down the spread of coronavirus disease (COVID-19) in the United States [J]. *Geophysical Research Letters*, 2020, 47: e2020GL089286.
- [15] 王姣娥,杜德林,魏冶,等.新冠肺炎疫情的空间扩散过程与模式研究[J].*地理研究*, 2020, 39(7): 1450-1462.
- [16] 陈晓,黄宇金,李佳慧,等.COVID-19 疫情时空聚集性特征及影响因素分析:以重庆市为例[J].*地理科学进展*, 2020, 39(11): 1798-1808.
- [17] 王峥,樊红.湖北省 COVID-19 疫情时空聚类分析及社会经济影响因素研究[J].*武汉大学学报(工学版)*, 2021, 54(9): 866-873.
- [18] 刘郑倩,叶玉瑶,张虹鸥,等.珠海市新型冠状病毒肺炎聚集发生的时空特征及传播路径[J].*热带地理*, 2020, 40(3): 422-431.
- [19] 程艺,刘慧,刘海猛,等.中国边境口岸地区传染病境外输入风险评估:以新冠肺炎疫情为例[J/OL].*地理研究*: 1-15. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.1848.P.20210315.0939.002.html>.
- [20] Rangel-Buitrago N, Neal W J, de Jonge V N. Risk assessment as tool for coastal erosion management [J]. *Ocean & Coastal Management*, 2020, 186: 105099.
- [21] 黄越,程静,王鹏.中国北方农牧交错区生态脆弱性时空演变格局与驱动因素:以盐池县为例[J].*干旱区地理*, 2021, 44(4): 1175-1185.
- [22] 陈心怡,谢跟踪,张金萍.海口市海岸带近 30 年土地利用变化的景观生态风险评价[J].*生态学报*, 2021, 41(3): 975-986.

- 经济,2020,36(4):206-212.
- [25] 龙花楼,戈大专,王介勇.土地利用转型与乡村转型发展耦合研究进展及展望[J].地理学报,2019,74(12):2547-2559.
- [26] 戴文远,江方奇,黄万里,等.基于“三生空间”的土地利用功能转型及生态服务价值研究:以福州新区为例[J].自然资源学报,2018,33(12):2098-2109.
- [27] 杨清可,段学军,王磊,等.基于“三生空间”的土地利用转型与生态环境效应:以长江三角洲核心区为例[J].地理科学,2018,38(1):97-106.
- [28] 董建红,张志斌,笪晓军,等.“三生”空间视角下土地利用转型的生态环境效应及驱动力分析:以甘肃省为例[J].生态学报,2021,41(15):5919-5928.
- [29] 罗刚,廖和平,李强,等.基于“三生空间”的土地利用主导功能转型及其生态环境响应:以重庆市巴南区为例[J].西南大学学报(自然科学版),2018,40(4):105-113.
- [30] 何青泽,谢德体,王三,等.重庆市北碚区土地利用转型及生态环境效应[J].水土保持研究,2019,26(2):290-296.
- [31] 苑韶峰,唐奕钰,申屠楚宁.土地利用转型时空演变及其生态环境效应:基于长江经济带 127 个地级市的实证研究[J].经济地理,2019,39(9):174-181.
- [32] 潘雅婧,王仰麟,彭建,等.基于小波与 R/S 方法的汉江中下游流域降水量时间序列分析[J].地理研究,2012,31(5):811-820.
- [33] 苏浩,吴次芳.基于“三生”功能的黑土区耕地资源价值影响因素分析:以黑龙江省克山县为例[J].中国土地科学,2020,34(9):77-85.
- [34] 张红旗,许尔琪,朱会义.中国“三生用地”分类及其空间格局[J].资源科学,2015,37(7):1332-1338.
- [35] 刘继来,刘彦随,李裕瑞.中国“三生空间”分类评价与时空格局分析[J].地理学报,2017,72(7):1290-1304.
- [36] 吕立刚,周生路,周兵兵,等.区域发展过程中土地利用转型及其生态环境响应研究:以江苏省为例[J].地理科学,2013,33(12):1442-1449.
- [37] 宋小青.论土地利用转型的研究框架[J].地理学报,2017,72(3):471-487.
- [38] 龙花楼.论土地利用转型与土地资源管理[J].地理研究,2015,34(9):1607-1618.
- [39] Foley, J. A. Global consequences of land use [J]. Science, 2005,309(5734):570-574.
- [40] 鲁春阳,高成全,杨庆媛,等.不同职能城市土地利用结构影响因素分析[J].地域研究与开发,2012,31(1):120-125.
- [41] 王玲,米文宝,王鑫,等.限制开发生态区土地利用变化驱动力分析:以宁夏西吉县为例[J].干旱区资源与环境,2019,33(1):51-57.
- [42] 李颖,冯玉,彭飞,等.基于地理探测器的天津市生态用地格局演变[J].经济地理,2017,37(12):180-189.
- [43] 戈大专,龙花楼,杨忍.中国耕地利用转型格局及驱动因素研究:基于人均耕地面积视角[J].资源科学,2018,40(2):273-283.
- [44] 陈昌玲,张全景,吕晓,等.江苏省耕地占补过程的时空特征及驱动机理[J].经济地理,2016,36(4):155-163.
- [45] 王雯,王静,祁元,等.基于空间回归分析的滨海湿地演变驱动机制研究:以江苏省滨海三市为例[J].中国土地科学,2017,31(10):32-41.
- [46] 陈玉福,谢庆恒,刘彦随.中国建设用地规模变化及其影响因素[J].地理科学进展,2012,31(8):1050-1054.

(上接第 326 页)

- [23] 刘永超,李加林,袁麒麟,等.人类活动对港湾岸线及景观变迁影响的比较研究:以中国象山港与美国坦帕湾为例[J].地理学报,2016,71(1):86-103.
- [24] 崔王平,李阳兵,李睿康,等.基于梯度分析的重庆市主城区城市扩展的景观生态效应[J].生态学杂志,2017,36(1):205-215.
- [25] 曾辉,郭庆华,喻红.东莞市凤岗镇景观人工改造活动的空间分析[J].生态学报,1999,19(3):298-303.
- [26] 田鹏,李加林,姜忆涓,等.海湾景观生态脆弱性及其对人类活动的响应:以东海区为例[J].生态学报,2019,39(4):1463-1474.
- [27] 刘佳琦,栗云召,宗敏,等.黄河三角洲人类干扰活动强度变化及其景观格局响应[J].地球信息科学学报,2018,20(8):1102-1110.
- [28] 曾辉,刘国军.基于景观结构的区域生态风险分析[J].中国环境科学,1999,19(5):454-457.
- [29] 杜军,赵胜朝,邱士可,等.2000—2015 年豫西黄土丘陵
- 区土地利用变化及景观生态风险评价[J].水土保持研究,2021,28(1):279-284.
- [30] 张金茜,李红瑛,曹二佳,等.多尺度流域生态脆弱性评价及其空间关联性:以甘肃白龙江流域为例[J].应用生态学报,2018,29(9):2897-2906.
- [31] 赵筱青,王兴友,谢鹏飞,等.基于结构与功能安全性的景观生态安全时空变化:以人工园林大面积种植区西盟县为例[J].地理研究,2015,34(8):1581-1591.
- [32] 刘孟竹,王彦芳,裴宏伟.基于土地利用变化的河北省坝上地区景观生态风险评价[J].水土保持通报,2020,40(4):303-311.
- [33] Cleveland W S. Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots [J]. Journal of the American Statistical Association, 1979,74(368):829-836.
- [34] 王杰云,罗志军,齐松.城镇空间扩张与景观生态风险的耦合关联:以江西省袁州区为例[J].水土保持研究,2021,28(5):142-151.