

金佛山国家级风景名胜区人类活动强度与景观格局时空变化响应研究

Study on Response of Temporal and Spatial Changes of Human Activity Intensity and Landscape Pattern in Jinfo Mountain National Scenic Area

杜文武* 胡 瑶 眭 淼 袁 璨
DU Wenwu* HU Yao SUI Miao YUAN Can

(西南大学园艺园林学院, 重庆 400715)
(School of Horticulture and Landscape Architecture, Southwest University, Chongqing, China, 400715)

文章编号: 1000-0283(2022)12-0028-10
DOI: 10. 12193 / j. laing. 2022. 12. 0028. 004
中图分类号: TU986
文献标志码: A
收稿日期: 2022-09-17
修回日期: 2022-11-07

摘 要

随着社会经济快速发展, 风景名胜区人类活动日益增强, 往往带来景观格局变化等潜在威胁。为揭示景观格局与人类活动强度的响应关系, 识别二者耦合作用形成的生态环境破碎区域, 以金佛山国家级风景名胜区为例, 基于2000年、2010年、2020年三期土地利用数据, 通过构建人类活动强度模型及景观格局指数计算, 对金佛山国家级风景名胜区景观时空变化进行定量分析, 同时利用空间自相关分析, 探索人类活动强度与景观格局在空间上的响应关联, 进而叠加耦合出人地矛盾突出区域, 作为潜在的重点关注区域。研究结果表明: 自2000年以来, 金佛山国家级风景名胜区景观格局发生明显变化, 建设用地面积持续扩张, 人类活动干扰增多, 景观破碎度增加, 景观异质性增强; 近20年来人类活动强度高值区域面积逐年扩大且分布于低海拔区域, 聚集在研究区域的北部三泉镇及南部金山镇等村镇聚落, 高聚类区主要为建设用地与耕地区域; 人类活动强度与景观格局变化存在显著的空间依赖性, 呈现出较强烈的空间相关性, 在空间分布中变化具有高度的一致性; 金佛山风景名胜区人类活动强度与景观格局指数耦合的人地矛盾突出区域在空间分布中呈围绕南部及北部村镇扩张趋势。

关键词

风景名胜区; 人类活动强度; 景观格局; 空间自相关; 土地利用

Abstract

With rapid socio-economic development, human activities in scenic areas are increasing, often bringing potential threats such as changes in landscape patterns. In order to reveal the response relationship between landscape patterns and human activity intensity and identify the ecological environment fragmentation areas formed by the coupling of the two, this paper takes the Jinfo Mountain National Scenic Area as an example. It quantitatively analyzes the spatial and temporal changes of the landscape in Jinfo Mountain National Scenic Area by constructing a model of human activity intensity and calculating the landscape pattern index based on the land use data of three periods in 2000, 2010, and 2020. At the same time, spatial autocorrelation analysis was used to explore the spatial response association between human activity intensity and landscape pattern and then superimposed and coupled the areas with major human-land conflicts as potential key areas of concern. The study resultsshow that the landscape pattern of Jinfo Mountain National Scenic Area has changed significantly since 2000, with a continuous expansion of the construction land area, increased human activity interference, increased landscape fragmentation, and enhanced landscape heterogeneity.In the past 20 years, the area of the high value of human activity intensity has expanded year by year. It is distributed in the low elevation area, gathering in the villages and towns of Sanquan Town in the north and Jinshan Town in the south of the study area. The high clustering areas are mainly construction land and cultivated land areas. The intensity of human activities and landscape pattern changes have a significant spatial dependence, showing a solid spatial correlation and a high degree of consistency in spatial distribution. The coupling of human activity intensity and landscape pattern index in Jinfo Mountain National Scenic Area shows that the regions with major human land conflicts are expanding around villages and towns in the south and north in spatial distribution.

Keywords

scenic spots; human activities intensity; landscape pattern; space autocorrelation; land use

杜文武

1982年生/男/四川泸州人/博士/系主任、副教授、硕士生导师/研究方向为自然保护地及其周边区域可持续发展、城市公园活化与绿色空间治理

胡 瑶

1998年生/女/江西南昌人/在读硕士研究生/研究方向为自然保护地及其周边区域可持续发展

眭 淼

1999年生/女/重庆梁平人/在读硕士研究生/研究方向为自然保护地及其周边区域可持续发展

基金项目:

国家自然科学基金“自然保护地及其毗邻区景观梯度结构效应与协同机制”(编号: 52278078); 重庆市自然科学基金“风景名胜区周边村镇土地利用变迁的过程与机制研究”(编号: cstc2018jcyjAX0677)

*通信作者 (Author for correspondence)
E-mail: duwenwu@swu.edu.cn

随着城市的迅速发展, 人类活动对于自然保护地生态环境造成严重威胁, 资源不合理利用及土地过度开发等活动超出了自然保护地生态系统承载范围^[1], 人类活动已成为自然保护地景观生态变化的主要驱动力之一。人类活动强度作为描述人类活动对地表作用和影响的综合指标^[2], 对其定量测度及空间表达可评价人类活动对于区域生态环境影响, 人类活动强度空间化作为识别环境质量剧变区的基础^[3], 为环境规划和保护提供依据。人类活动强度的定量研究大体可分为两大类, 一类是基于人类自身引起变化^[3], 通过建立反映人类活动的评价指标体系进行多指标叠加分析; 另一类是基于人类活动对环境产生的影响效应, 如生态系统服务变化^[4]、土地利用变化等定量研究人类活动强度^[5], 为建立精确准确的人类活动强度定量分析方法, 需结合多方面指标进行综合评估。

景观格局作为各种自然因素与人为因素综合影响下产生的结果^[6], 其变化不仅会影响景观的生态过程, 也会影响区域生物多样性以及边缘效应^[7], 研究景观格局有利于揭示研究区域内生态环境及空间变异特征^[8]。人类活动干扰改变了土地利用/覆盖, 造成自然栖息地日益破碎化, 从而改变生态环境景观格局^[9], 但人类活动强度与景观格局之间的空间异质性往往被忽略, 因此人类活动强度空间分异与景观格局的响应关联研究尤为重要。

金佛山国家级风景名胜区(以下简称金佛山风景区)作为中国早期建立的自然保护地之一, 动植物资源丰富, 是国内不可多得的动植物自然基因库。由于城镇化扩张、旅游开发、乡村居民点建设等, 土地利用发生改变, 大量原住民广泛分布于自然保护地内, 人为因素造成自然保护地生态系统生境

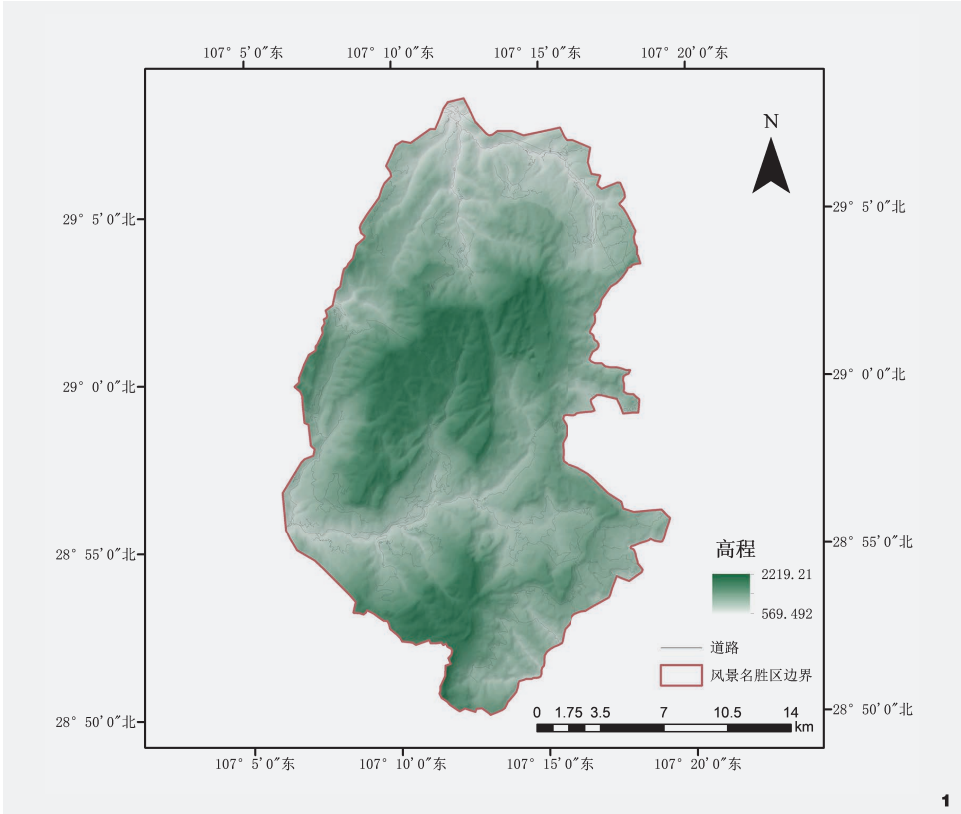


图1 研究区域
Fig. 1 Study area

破碎化日益严重, 因此有必要对于自然保护地中人类活动强度及景观格局时空变化进行分析, 并对因此导致的风险区域进行精准识别^[10]。针对生态关键区域进行合理保护管控, 有目标的管控对于合理规范化管理风景名胜区也是目前的重中之重^[11-12]。

目前聚焦于定量分析风景名胜区人类活动干扰空间分布特征文章较少, 对于定量揭示风景名胜区景观格局影响与人类活动相关性的响应研究方法不足。本文聚焦于金佛山风景区, 基于综合人类活动强度指标体系构建, 划分人类活动强度梯度, 通过对不同时期景观格局特征及格局变化进行分析, 研究综合人类活动强度与风景名胜区景观格局之间的响应关联, 从而叠加分析揭示人类活动

强度对景观格局时空变化的影响及空间分布中影响关联性最强、干扰度最高的区域作为人地矛盾突出区域^[13]。本研究识别出的人地矛盾突出区域可为金佛山风景区人类活动引起的生态环境变化提供科学证据, 并为金佛山风景区人类活动影响相关研究提供参考。

1 研究区域与数据来源

1.1 研究区域概况

金佛山风景区(图1)位于北纬30°附近的重庆市南川区, 风景区面积约441 km², 金佛山风吹岭海拔2 251 m, 为大娄山脉北端突起最高峰, 属亚热带湿润季风气候, 气候温和, 雨量充沛, 空气湿润, 夏季降雨集中。金佛山景区年平均气温为8.2℃, 年降水量

1 285 ~ 2 238 mm，日照时数1 180 ~ 1 228 h，相对湿度80% ~ 90%^[14-15]。金佛山地质古老，气候湿润，山形地貌独特，属于典型的喀斯特地貌，为蜀中四大名山之一。金佛山自然环境复杂，动植物资源丰富^[16]。

随着经济不断发展，金佛山风景区保护及发展的矛盾日益突出。金佛山风景区内因大型工程建设、旅游地产开发等人为干预使得原生植被、地貌景观等破坏性土地利用问题日益突显。金佛山风景区还面临各类保护地重叠，管理机构改革等典型问题。

1.2 数据来源与数据处理

土地利用/覆被基础数据为金佛山风景区2000年、2010年、2020年三期土地利用类型栅格数据，空间分辨率为30 m，数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所 (<http://www.resdc.cn>)^[17]，结合研究数据分类与区域实际情况将土地利用类型分为耕地、林地、草地、水域及建设用地。金佛山风景名胜区分量边界来源于重庆市南川区金佛山风景名胜区分量管理局；人口密度数据来自于worldpop全球百米人口网格数据 (<https://www.worldpop.org/>)，空间分辨率为100 m；道路密度基于2000年、2010年、2020年路网数据计算；不透水面数据来源于中科院刘良云研究员团队制作的1985-2020年全球动态不透水面数据集 (<https://doi.org/10.5281/zenodo.5220816>)^[18]。

2 研究方法

2.1 景观格局指数选取

景观指数法作为研究景观格局构成以及相关特征中最常用的静态定量分析方法，可用于分析景观格局及其结构组成和动态变化^[19]，景观指数之间本身具有一定关联性，许多指数之间存在冗余，因此在选取指数

时选择典型指数来表征景观格局。本研究利用Fragstats 4.2软件计算景观指数，参考相关文献同时结合研究区域的实际情况在斑块级别指标 (class-level) 和景观级别指标 (landscape-level) 中选择斑块类型面积 (CA)、景观斑块面积百分比 (PLAND)、形状指数 (LSI)、聚合度指数 (AI)、斑块密度 (PD)、斑块内聚力指数 (COHESION)、蔓延度指数 (CONTAG)、香农多样性指数 (SHDI)、香农均匀度指数 (SHEI)^[20]。在后续进行景观格局指数与人类活动强度空间自相关分析时，选择可以表征整个景观要素空间结构的景观级别指标作为相关因子，用以测度相关性特征。

2.2 人类活动强度指标体系构建

量化人类活动强度需要考虑各个方面的指标因素，本研究基于人类活动范围选择道路密度和不透水面面积百分比、基于人类活动表现选择人口密度、基于土地利用选择景观开发强度指数^[21]确定综合人类活动强度 (HAI)^[22-23]。计算见公式 (1)。

$$HAI = \sum_{i=1}^n X_i \times W_i \tag{1}$$

式中， X_i 为指标*i*的标准化数值； W_i 指标*i*的综合权重。

综合权重的确定结合主客观综合权重赋值法对人类活动强度进行综合评价赋值，研究区域使用综合权重法 (表1)，本文客观赋值法采用CRITIC权重以评价指标的变异性和

评价指标间的冲突性作为标准进行计算，原理为数据标准差越大说明波动越大，权重越高。主观赋值法采用AHP层次分析法，综合赋值权重计算见公式 (2)^[24]。

$$W_j = \frac{(W_{1j} \times W_{2j})^{1/2}}{\sum_{j=1}^n (W_{1j} \times W_{2j})^{1/2}} \tag{2}$$

式中， w_{1j} 、 w_{2j} 分别为主客观赋值权重。

2.3 景观开发强度量化方法

土地利用/覆被数据计算的景观开发强度 (LDI) 指数具有量化人类干扰的潜力^[25]，人类主导的土地利用变化可能通过直接或间接影响周边区域的生态环境，LDI可以作为表征人类干扰梯度的指数^[26]，是利用土地利用类型对人类活动干扰进行评价与量化，用于揭示不同时期的景观分布结构，发现区域内空间变化的潜在规律以及相互影响机制^[27]。

LDI指数是基于土地使用的潜在人类干扰指数，可以用来量化由人类主导的土地利用强度影响自然群落的生态过程。根据研究区域的实际情况确定各土地利用类型的LDI系数^[28] (表2)。

根据表2中LDI系数对LDI指数^[29]进行计算见公式 (3)。

$$LDI_{total} = \sum \%LU_i \times LDI_i \tag{3}$$

式中， LDI_{total} —研究区域景观开发强度 (LDI) 指数； $\%LU_i$ —第*i*种土地利用类型的面积占研究区域总面积的百分比； LDI_i —第*i*种土地利用类型的LDI系数。

表1 人类活动强度指标体系及权重
Tab. 1 Index system and weight of human activity intensity

指标 Index	属性 Attribute	主观权重 Subjective weight	客观权重 Objective weight	综合权重 Comprehensive weight
道路密度	正向指标	0.146	0.276	0.210
不透水面面积百分比	正向指标	0.121	0.138	0.135
人口密度	正向指标	0.102	0.232	0.161
景观开发强度	正向指标	0.631	0.354	0.494

2.4 人类活动强度与景观格局响应关联构建

人类活动是导致生态环境变化的主要因素之一，因此人类活动强度可以间接展示区域环境的生态变化情况。人类活动强度与景观格局的响应关联可以展现区域生态环境情况，本研究利用双变量空间自相关分析测度人类活动强度与景观格局的空间关系，探测相关性显著区域。空间自相关分析是探索某属性在空间上的分布特征以及变量间的聚集程度，本文研究人类活动强度与景观格局耦合关联，通过全局空间自相关和局部空间自相关对空间关联进行度量和检验^[30]。

选择其中PD、LSI、SHDI与HAI进行空间聚类分析，探讨景观格局与人类活动强度的空间相关关系，利用双变量局部自相关分析中Local Moran's I指数，计算结果中高—高、低—低、高一低、低—高4种类型聚类图，提取高一高聚类作为强干扰状态^[31-32]，最后叠加识别出2000-2020年高风险区域，其中聚合类型特征及提取分析思路如图2。

为便于直观了解人类活动强度空间分布变化，本次研究采用网格分析法，综合考虑研究区域实际情况，选择了250 m×250 m、500 m×500 m、1 km×1 km作为参考，计算时发现网格空间分辨率小于500 m，网格单元具有更多的相似景观结构，导致数据冗余，单元格过大精度就会降低^[9]。经过对比分析，采用500 m×500 m网格作为评价单元，共划

分为1 927个评价单元格，分别测度2000年、2010年、2020年三个时期网络单元格中人类活动强度大小。

3 结果与分析

3.1 研究区域土地利用动态变化

2000年、2010年、2020年三期土地利用变化情况与土地利用分布图显示(图3)，耕地及建设用地在空间中主要分布于研究区域的北部及南部村镇聚集区域，林地主要分布于金佛山风景区核心区等高海拔山脉区域。

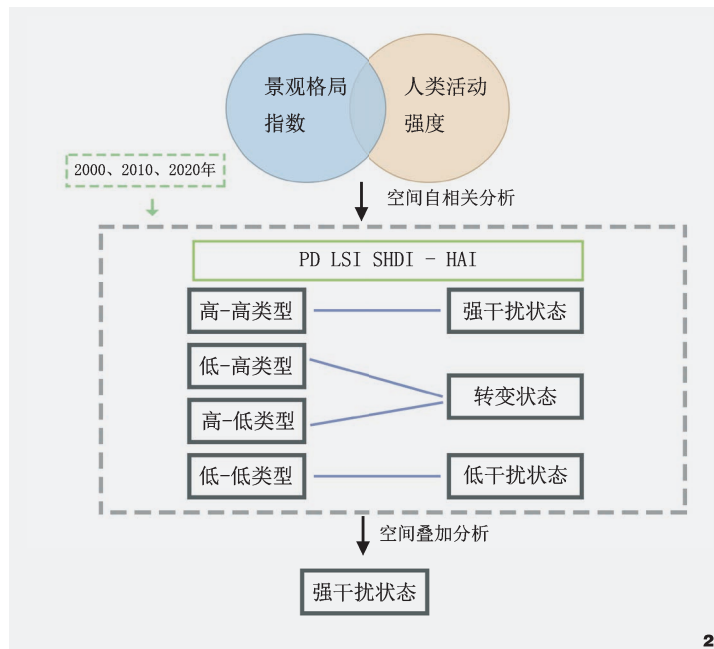


图2 空间自相关分析响应思路图
Fig. 2 Spatial autocorrelation analysis response diagram

表2 土地利用类型与其对应LDI系数
Tab. 2 Land use type and its corresponding LDI coefficient

土地利用类型 Land use type	LDI系数 LDI coefficient
耕地	4.54
林地	1.58
草地	2.77
水域	1.00
建设用地	8.66

金佛山风景区土地利用类型以林地为主，其比重均占79%以上，其中在2010年占比达到最大为80.4%。2000-2010年间耕地与草地面积持续减少，分别下降了291.42 hm²和22.23 hm²；林地、水域、建设用地面积呈现出增加趋势，分别增加193.32 hm²、1.08 hm²和56.25 hm²；2010-2020年耕地与草地面积保持减少状态，面积分别减少109.98 hm²和5.58 hm²；林地面积在这期间由35 982.72 hm²降至35 839.80 hm²，共减少了142.92 hm²；水域及建设用地面积则随时间增长持续增加，分别增加了30.06 hm²和228.42 hm²，建设用地面积显著增加(表3)。依据土地利用转移图(图4)，各类土地利用类型之间均存在相互转化。在2000-2010年，耕地转移部分主要向林地转化，极少部分转化为建设用地及草地；林地转移部分一部分转化为耕地，一部分转化为建设用地；2010-2020年建设用地面积明显增加，主要由耕地及林地转移而

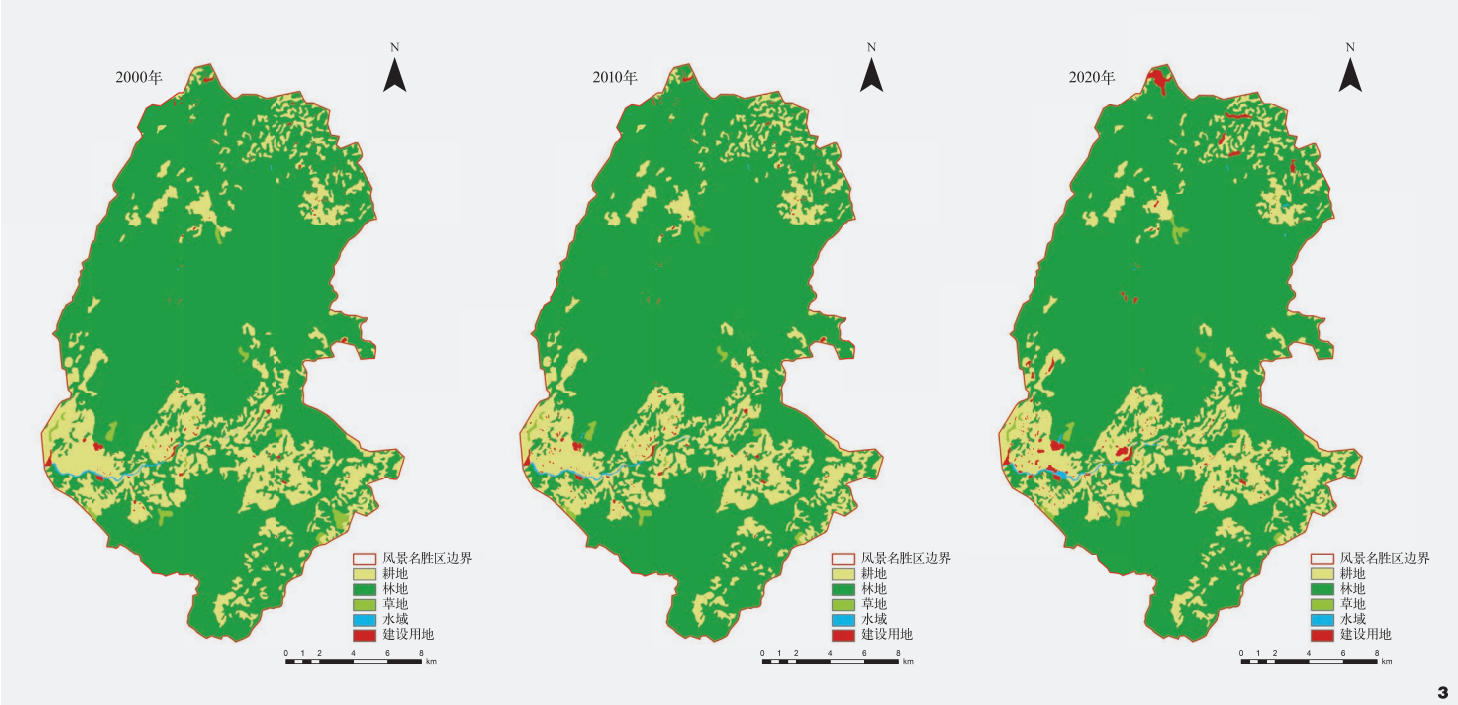


图3 2000-2020年金佛山国家级风景名胜区土地利用图
Fig. 3 2000-2020 Land use map of Jinfo Mountain National Scenic Area

表3 2000-2020年金佛山国家级风景名胜区土地利用面积变化
Tab. 3 2000-2020 Land use area change of Jinfo Mountain National Scenic Area

年份 Year	面积/hm ² Area					合计
	耕地	林地	草地	水域	建设用地	
2000	8 399.07	35 789.40	300.42	82.53	184.23	44 755.65
2010	8 170.65	35 982.72	278.19	83.61	240.48	44 755.65
2020	8 060.67	35 839.80	272.61	113.67	468.90	44 755.65

来。虽然林地面积总体呈现上升趋势，但在2010-2020年间有减少迹象，与此同时20年来建设用地面积不断增加，造成区域生态环境发生变化，需要引起重视。

3.2 研究区域景观格局动态变化

3.2.1 斑块级别指标

斑块类型级别指标反映的是某种景观要素的斑块数量和空间结构特征^[33]。斑块面积 (CA) 及景观斑块面积百分比 (PLAND) 中，

林地斑块面积最多，在研究区域中林地为主要斑块，且在三个时间段中先增加后减少。耕地及草地斑块面积呈现下降趋势，建设用地及水域斑块面积则持续上升。景观形状指数 (LSI) 是对斑块类型聚集程度的度量，LSI 值越小聚集度越好，耕地及水域 LSI 值处于上升趋势，说明斑块聚集度降低呈分离趋势，可能是人为干扰作用；林地及草地 LSI 值变化不明显斑块聚集连通性相对较好，建设用地 LSI 值先增大后减小，但对于2000年属

于上升趋势，斑块破碎化聚集程度降低，破碎化明显，景观斑块的不规则现象增加。耕地、林地、草地景观聚集度指数 (AI) 均处于90以上，斑块聚合结构紧凑，但都处于下降趋势，说明斑块聚合度下降，区域环境质量受到影响，生态状况需要关注，水域及建设用地 AI 值相对较低，离散程度较大，斑块聚集度较差，分布较为散乱，人类干扰较为明显 (表4)。

3.2.2 景观级别指标

景观级别指标反映的是整个景观镶嵌体中全部要素的构成、空间结构等特征^[33]。斑块密度 (PD) 在2000-2020年间先增大后减小，说明景观破碎度先增大后降低，2000-2020年斑块密度分别是1.0323、1.3026、1.2133，其中在2010年斑块密度达到最大，

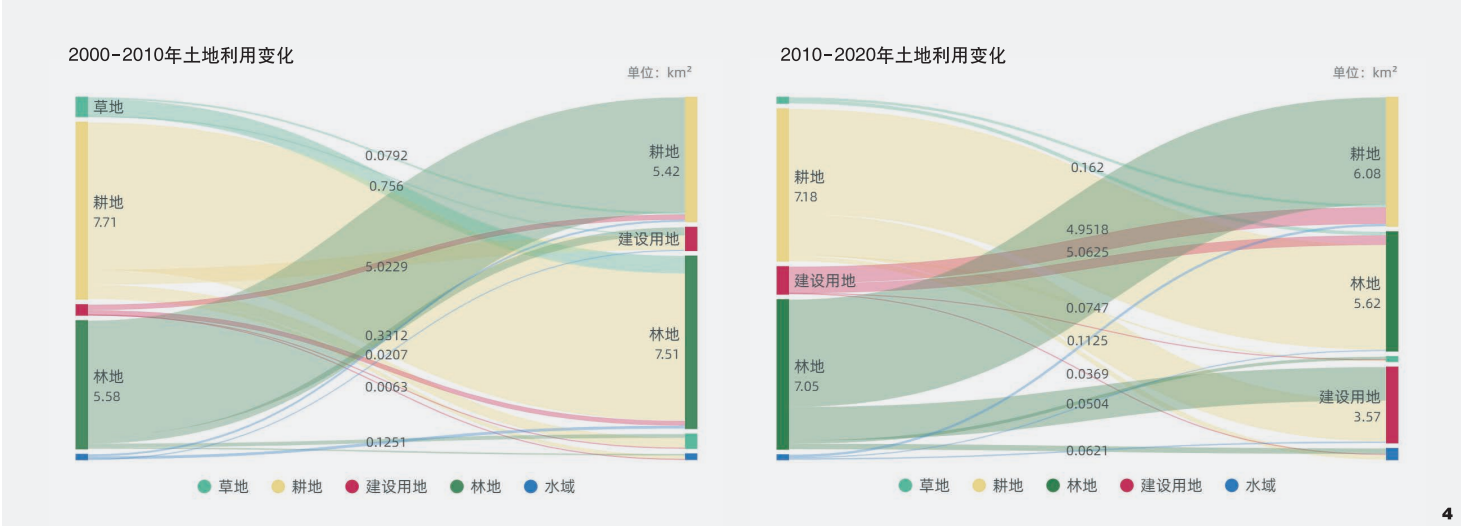


图4 2000-2020年金佛山国家级风景名胜区土地利用面积转化桑基图
Fig. 4 2000-2020 Sankey diagram of land use area transformation in Jinfo Mountain National Scenic Area

表4 2000-2020年金佛山国家级风景名胜区斑块级别景观指数						
Tab. 4 2000-2020 Jinfo Mountain National Scenic Area patch level landscape index						
年份 Year	景观格局指数 Landscape pattern index	土地利用类型 Land use type				
		耕地	林地	草地	水域	建设用地
2000	CA	8 399.07	35 789.40	300.42	82.53	184.23
2010		8 170.65	35 982.72	278.19	83.61	240.48
2020		8 060.67	35 839.80	272.61	113.67	468.9
2000	PLAND	18.7665	79.9662	0.6712	0.1844	0.4116
2010		18.2561	80.3982	0.6216	0.1868	0.5373
2020		18.0104	80.0788	0.6091	0.254	1.0477
2000	LSI	25.1113	13.0887	6.0862	7.3279	12.6374
2010		25.1725	12.8111	5.9821	7.7541	17.0673
2020		25.7212	12.8314	5.9459	8.7639	14.0621
2000	AI	92.0811	98.0787	91.0061	78.229	73.5448
2010		91.9455	98.1285	90.8072	77.0729	68.1107
2020		91.7055	98.1208	90.7685	77.2209	81.5669

表5 2000-2020年金佛山国家级风景名胜区景观级别景观指数						
Tab. 5 2000-2020 Jinfo Mountain National Scenic Area landscape level landscape index						
年份 Year	景观格局指数 Landscape pattern index					
	PD	LSI	COHESION	CONTAG	SHDI	SHEI
2000	1.0323	12.9504	99.7961	78.1243	0.5606	0.3483
2010	1.3026	12.9996	99.7893	78.1956	0.5573	0.3463
2020	1.2133	13.2264	99.7805	77.352	0.5806	0.3608

破碎化最为严重，2010-2020年破碎度略有回落，但相较于2000年依旧呈现出破碎度增大的状况；景观形状指数 (LSI) 逐年增大，研究区域内斑块形状不规则化现象严重，生态环境被破坏；斑块内聚力指数 (COHESION) 显示区域内景观连通性，在2000-2020年逐渐减少，连通性逐渐降低，破碎程度变大^[34-35]；蔓延度指数 (CONTAG) 先略微增加后直线下降，说明在2000-2010年期间形成优势斑块，但在2010-2020年期间数值下降较大，景观存在较多小斑块，连通性降低；香农多样性指数 (SHDI) 及香农均匀度指数 (SHEI) 在这20年间呈现“V”字型变化，指数值先减小后增大，反映出景观土地利用破碎程度先减小后增大，特别是在2010-2020年间，土地利用逐渐丰富，景观异质性程度增大，综合各类景观指数的变化，区域内的景观破碎化程度逐渐增强，尤其是2010-2020年期间，景观环境被破坏最为严重 (表5)。

整体分析2000-2020年景观格局指数的变化情况，经过人类活动不断干扰，区域内

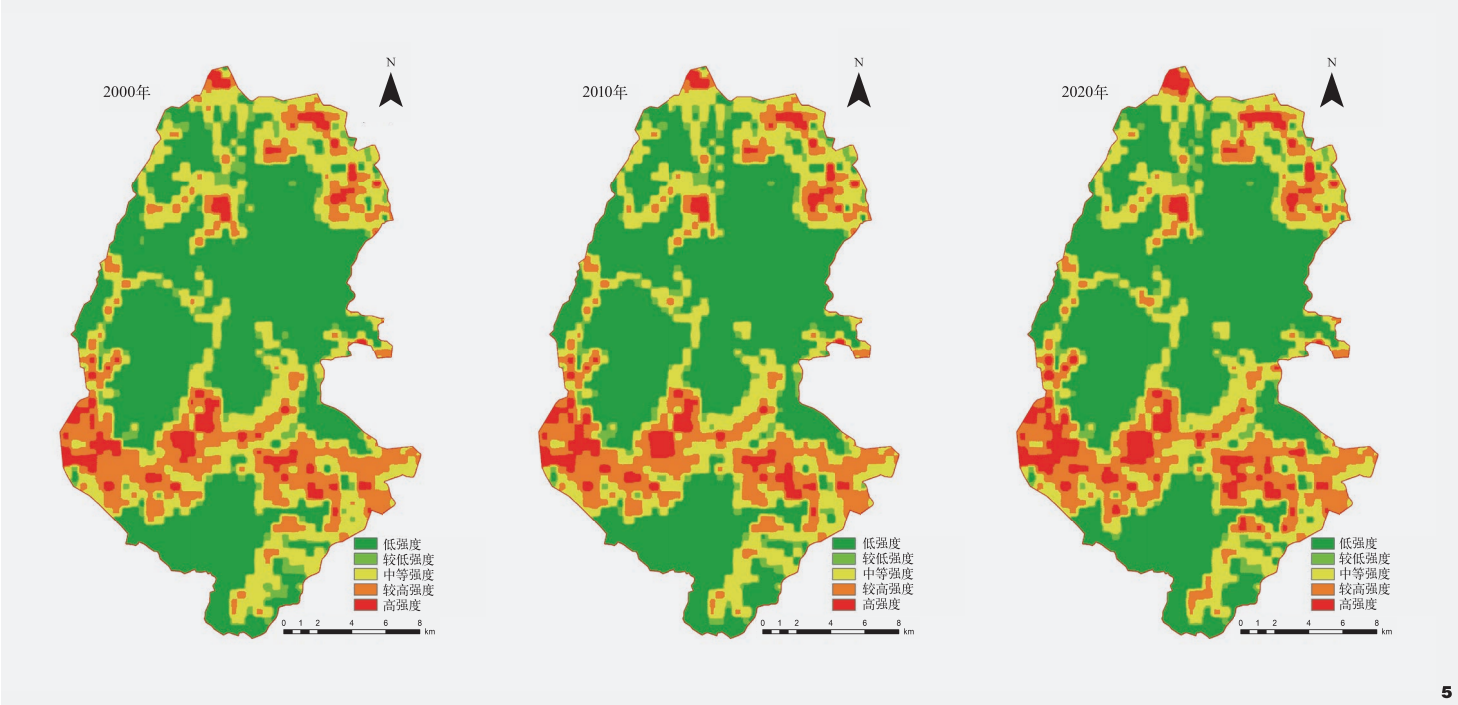


图5 2000-2020年金佛山国家级风景名胜区内人类活动强度空间分布图
Fig. 5 2000-2020 Spatial distribution map of human activity intensity in Jinfo Mountain National Scenic Area

景观破碎化逐渐明显，整个景观格局连通性较差形成许多小斑块导致景观空间破碎化程度增大。从2000-2020年，随着金佛山风景区的不断发展，土地利用变化情况明显，耕地逐渐向林地转化，体现了退耕还林政策的作用，在2000-2020年期间，水利工程建设、采矿工程以及生态旅游建设等工程项目导致建设用地面积不断增加，耕地及草地面积不断下降，体现了风景名胜区的不断开发，人类活动干扰不断增强，影响了风景名胜区的土地利用变化，从而影响风景名胜区景观格局，造成生态破坏。

3.3 人类活动强度的时空分布特征

根据人类活动强度模型计算，结合空间分析得出2000-2020年人类活动强度空间分布图(图5)。总体来看，低强度及较低强

度主要分布于金佛山风景区核心林地区域；中等强度及较高强度区域分布于研究区域北部及东部，主要沿道路分布；高人类活动强度在空间上分布于北部三泉镇、西南部金山镇及东南部德隆镇等村镇聚落。其中2000-2020年高强度面积占比分别为5.08%、5.26%、6.63%，高强度人类活动面积占比持续增加，人类活动强度逐年增强。人类活动强度在空间分布上呈现“南部上移增强，北部扩张”的趋势。在研究时期范围内，前期金佛山风景区旅游发展迅速，人为活动干扰逐渐增强，景观生态质量受到影响，区域破碎化，后期开始逐渐采取退耕还林等保护措施，但生态环境依旧需要持续关注。人类活动强度变化情况最明显的区域为金佛山风景区北部及南部，区域内包含有三泉镇、头渡镇、德隆镇及金山镇等村镇，随着政府部门

加强风景名胜区核心区的管理，居民逐渐外迁，水库建设、水利工程建设等造成移民和搬迁，居民安置房的建设等造成建设用地面积的变化，导致景观格局改变及人类活动强度增强，影响景观生态环境。

3.4 人类活动强度与景观格局响应分析

3.4.1 人类活动强度与景观格局相关性分析

利用SPSS分析得到人类活动强度与景观指数的相关性大小，佐证响应关系的存在。本研究中以2020年景观相关数据为例，根据2020年人类活动强度与相应景观指数的相关性分析，根据图6可以直观看出人类活动强度与PD、LSI、CONTAG、SHDI、SHE呈显著性正相关，与COHESION显著性水平在0.05的P检验相关性不显著，根据相关性矩阵热点图(图6)，可以发现人类活动强度与PD、SHDI相关性最

大，其次是LSI、CONTAG、SHEI。

3.4.2 人类活动强度与景观格局叠合响应分析

基于GeoDa软件中双变量全局自相关分析模块，测度2000-2020年金佛山风景区500 m网格尺度下景观格局与人类活动强度全局自相关性，检验两者之间是否存在空间关联。经过0.01显著性水平检验，景观格局指数与人类活动强度空间自相关显著，存在较强空间依赖性。研究区域人类活动强度与PD、LSI、SHDI指数的双变量Global Moran's I均为正值，表现出空间正相关性，相比于2000年数值，2000-2020年PD、LSI、SHDI与人类活动强度的Global Moran's I持续增加，其中PD及SHDI与人类活动强度Global Moran's I最为突出，均达到了0.5以上，且随着年份有逐步上升趋势（表6）。

2000-2020年景观格局与人类活动强度双变量局部空间自相关显著性强，景观格局指数与人类活动强度高—高聚类及低—高聚类主要分布于研究区域南部的低海拔地区，交通可达性强，人类活动强度高（图7）。至2020年高一高聚类区域有逐步向北部及南部低海拔高道路密度区域延伸，说明耕地功能开始变化，建设用地进一步扩张，景观破碎度变高，景观异质性增强。低—高聚类区域零星分布于高人类活动强度区域，连片建设用地聚合，斑块聚合。低—低聚类主要处于高海拔林地区，成片林地人类干预较小，生态环境良好，需要继续保持。

景观格局与人类活动强度聚类图是依据景观格局与人类活动强度空间耦合响应关系来刻画区域生态环境破坏情况，将2000-2020年三年度景观格局指数—人类活动强度高值自相关区域与人类活动强度较高及高强度区域进行空间耦合叠加，得到的综合强干扰区

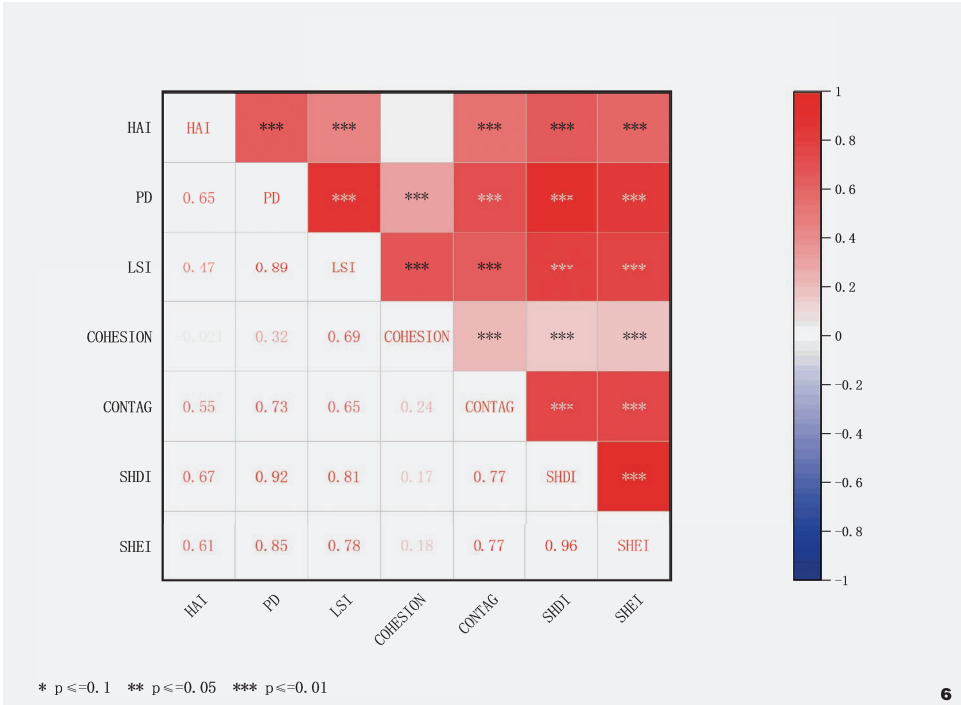


图6 人类活动强度与景观格局相关性矩阵图
Fig. 6 Correlation matrix between human activity intensity and landscape pattern

域即为人地矛盾突出区域。2000-2020年人地矛盾突出区域空间分布图（图8）中，该区域面积略有增加，空间上处于相对较低海拔的北部及南部，空间分布上的扩张围绕北部及南部村镇聚集点展开，居民聚集点如金山镇、德隆镇等分布此处，建设用地聚集，耕地较多，人类活动便捷，造成区域内土地利用发生变化，生态环境压力增大。识别出的人地矛盾突出区域大多处于2000-2020年间

建设用地扩大部分，主要是由于村镇建设、移民计划等原因，导致人类活动发生变化，从而造成景观格局变化。

4 讨论与结论

4.1 风景名胜区人类活动强度变化对景观格局具有明显异化风险

人类活动强度与景观格局具有一定的关联性，人为因素是景观格局变化的重要驱动

表6 2000-2020年PD、LSI、SHDI与人类活动强度的Global Moran's I值
Tab. 6 Global Moran's I values of PD, LSI, SHDI and human activity intensity from 2000 to 2020

年份 Year	景观格局指数 Landscape pattern index		
	PD	LSI	SHDI
2000	0.500	0.350	0.524
2010	0.537	0.374	0.541
2020	0.537	0.370	0.547

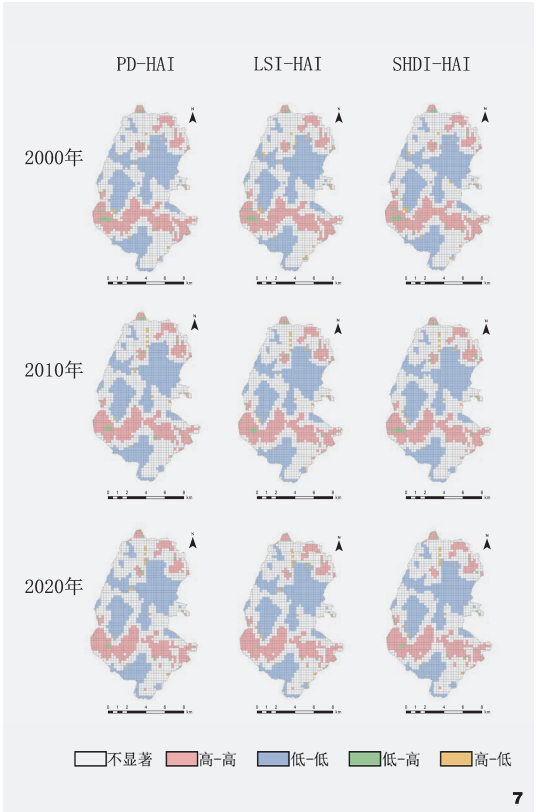


图7 景观格局与人类活动强度聚类图
Fig. 7 Cluster diagram of landscape pattern and human activity intensity

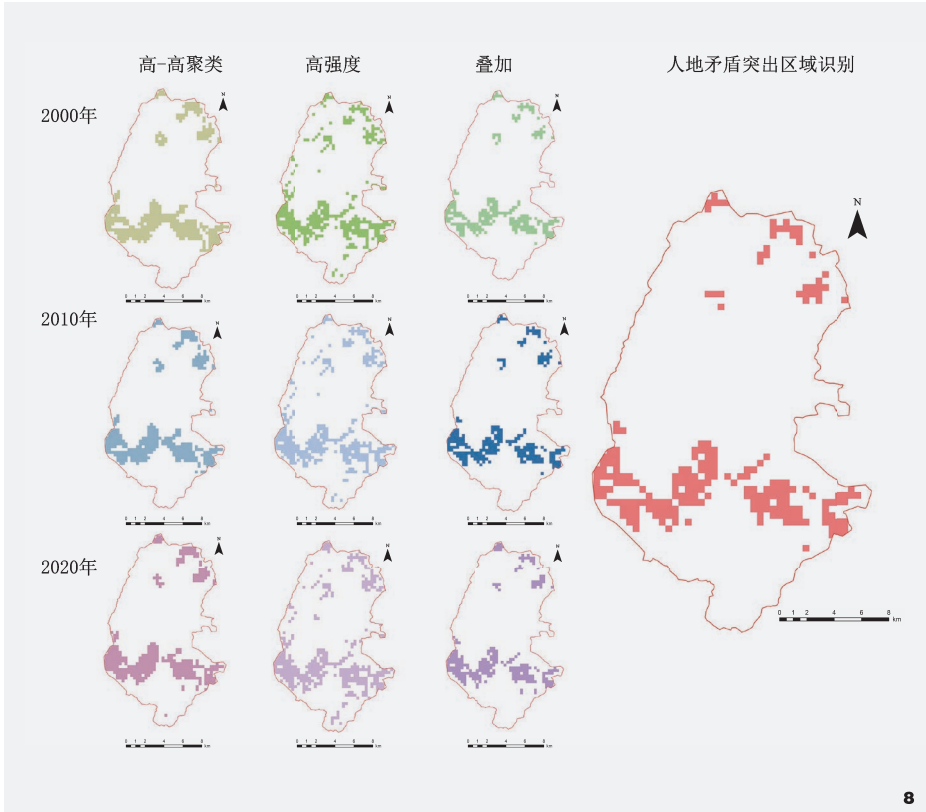


图8 2000-2020年人地矛盾突出区域识别图
Fig. 8 Identification chart of areas with prominent human land conflicts from 2000 to 2020

力。风景区人类活动强度增大造成景观格局异化，将会给风景区带来破碎化及孤岛化的风险。耕地、林地、建设用地不断转移变化，人类活动强度空间分布也随之变化，同时村镇人口增长和居住环境改善的居民点扩展、旅游发展推动导致度假小镇、旅游设施等扩张；环境、水利、交通改善等集中移民均导致人类活动强度增大，从而引起景观格局变化。通过对于人类活动强度与景观格局指数的相关性检验，可以发现人类活动强度越大，人类活动干扰越强，景观异质性越强，景观破碎化越严重，生态系统遭到威胁，说明人类活动强度变化带来景观格局异化风险。

风景名胜兼具游憩功能，因此人类活动干扰影响着风景名胜区内部景观生态格局，在建设规划风景名胜区时应考虑人类活动干扰带来的生态破坏^[36]，需要管理部门对风景名胜空间格局进行多维度思考把握，合理进行功能区域划分，合理规划限制人类活动干扰强度与人类活动范围。

4.2 风景名胜人类活动强度与景观格局耦合辅助风险区域识别

风景名胜人类活动干扰逐年增强，人类活动强度变化围绕重点区域增减，景观格局变化叠加耦合可辅助风景区潜在风险区识别。金佛山风景区人类活动强度在2000-2020

年间逐渐增强，高强度区域面积占比逐年增加，景观格局指数随时间增长，风景区景观破碎度增大，景观连通性降低，景观异质性增强，生态环境被破坏，生境质量降低。通过将人类活动强度及景观格局高自相关区域与高强干扰区域耦合，最后叠加三期年限变化空间分布图，最终得出人地矛盾突出区域。人地矛盾突出区域的识别可辅助金佛山风景区管理部门直观清晰发现景观变化区域，从而制定进一步的管控计划。

随着经济的不断发展，人口不断增加，如不加以引导，土地类型则不断向建设用地转化，将会对风景名胜区生态资源造成威胁乃至严重破坏，因此精准识别需要纳入监控

区域尤为重要。从时间、人类活动、景观质量三个维度耦合识别出风景区人地矛盾突出风险区域，有助于从空间分布中圈定人类干预状态带来破坏最强的区域边界，未来可辅助风景区管理区域划分，并为合理管控风景区提供科学依据。

本研究通过构建人类活动强度模型，聚焦于金佛山风景区人类活动强度与景观格局响应关系，定量揭示人类活动强度空间分布特征，直观展示研究区域内破坏程度较大的区域，同时计算出区域内需重点关注及保护的空間分布，为之后相关管理部门提供管控依据；研究中精准识别出空间上相应区域为人地矛盾突出区域，定点定区域探寻风景名胜区域范围内人类活动干扰严重区域，为之后现场调查研判提供空间参考，对合理保护风景名胜区具有一定的参考价值，同时为之后划分风景名胜区管理区域提供新思路。

注：文中图表均由作者自绘。

参考文献

[1] 王焱. 自然保护区生态承载力动态演变[D]. 大连: 辽宁师范大学, 2020.

[2] XU Y, XU X, TANG Q. Human Activity Intensity of Land Surface: Concept, Methods and Application in China[J]. Journal of Geographical Sciences, 2016, 26(9): 1349-1361.

[3] ZHANG T, SUN Y, GUAN M, et al. Human Activity Intensity in China Under Multi-factor Interactions: Spatiotemporal Characteristics and Influencing Factors[J]. Sustainability, 2022, 14(5): 3113.

[4] DODDS W K, PERKIN J S, GERKEN J E. Human Impact on Freshwater Ecosystem Services: a Global Perspective[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(16): 9061-9068.

[5] 刘世梁, 刘芦萌, 武雪, 等. 区域生态效应研究中人类活动强度量化评价[J]. 生态学报, 2018, 38(19): 6797-6809.

[6] 郭少壮, 白红英, 孟清, 等. 1980-2015年秦岭地区景

观格局变化及其对人为干扰的响应[J]. 应用生态学报, 2018, 29(12): 4080-4088.

[7] 臧淑英, 黄樾, 郑树峰. 资源型城市土地利用变化的景观过程响应——以黑龙江省大庆市为例[J]. 生态学报, 2005(7): 1699-1706.

[8] RAO K S, PANT R. Land Use Dynamics and Landscape Change Pattern in a Typical Micro Watershed in the Mid Elevation Zone of Central Himalaya, India[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2001, 86(2): 113-124.

[9] YUSHANJIANG A, ZHANG F, YU H. Quantifying the Spatial Correlations Between Landscape Pattern and Ecosystem Service Value: A Case Study in Ebinur Lake Basin, Xinjiang, China[J]. Ecological Engineering, 2018, 113: 94-104.

[10] 严国泰, 宋霖. 国家公园体制下风景名胜区的价值与发展路径[J]. 中国园林, 2021, 37(3): 112-117.

[11] 李晓肃, 邓武功, 李泽, 等. 自然保护区整合优化——思路、应对与探讨[J]. 中国园林, 2020, 36(11): 25-28.

[12] 朱江, 邓武功, 于涵, 等. 风景名胜区时空关系演变分析[J]. 中国园林, 2021, 37(3): 118-123.

[13] 陈龙, 刘春兰, 马明睿, 等. 太行山生物多样性保护优先区(北京区域)急需保护物种的空间分布、热点识别及保护成效评价[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(4): 451-458.

[14] 李宛鸿, 张芬, 李永华, 等. 重庆金佛山旅游气候资源的初步评估[J]. 气象科技进展, 2021, 11(2): 112-115.

[15] 王静, 梅岩, 李佳, 等. 重庆金佛山自然保护区空间重叠现状与整合对策[J]. 林业调查规划, 2020, 45(4): 79-82.

[16] 方艳, 唐红梅, 吴楚, 等. 风景名胜区景观价值评价理论(III): 应用[J]. 重庆交通大学学报(自然科学版), 2011, 30(S1): 602-608.

[17] 徐新良, 刘纪远, 张树文, 等. 中国多时期土地利用土地覆被遥感监测数据集(CNLUCC)[J/OL]. 中国科学院资源环境科学数据中心数据注册与出版系统(<http://www.resdc.cn/DOI>), 2018, 10(12078): 2018070201.

[18] ZHANG X, LIU L, ZHAO T, et al. Gisd30: Global 30 M Impervious-surface Dynamic Dataset From 1985 to 2020 Using Time-series Landsat Imagery on the Google Earth Engine Platform[J]. Earth System Science Data, 2022, 14(4): 1831-1856.

[19] 李秀珍, 布仁仓, 常禹, 等. 景观格局指标对不同景观格局的反应[J]. 生态学报, 2004(1): 123-134.

[20] 邹建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级(第二版)[M]. 北京: 高等教育出版社, 2007.

[21] 黄孟勤, 李阳兵, 李明珍, 等. 三峡库区人类活动强度与景观格局的耦合响应研究[J]. 生态学报,

2022(10): 1-15.

[22] 段群滔, 罗立辉. 人类活动强度空间化方法综述与展望——以青藏高原为例[J]. 冰川冻土, 2021, 43(5): 1582-1593.

[23] PENG K, ZHANG Y, GAO W, et al. Evaluation of Human Activity Intensity in Geological Environment Problems of Ji'nan City[J]. European Journal of Remote Sensing, 2021, 54(2): 117-121.

[24] 梁龙武, 王振波, 方创琳, 等. 京津冀城市群城市化与生态环境时空分异及协同发展格局[J]. 生态学报, 2019, 39(4): 1212-1225.

[25] OLIVER L, LEHRTER J, FISHER W. Relating Landscape Development Intensity to Coral Reef Condition in the Watersheds of St. Croix, Us Virgin Islands[J]. Marine Ecology Progress Series, 2011, 427: 293-302.

[26] CHEN T, LIN H. Application of a Landscape Development Intensity Index for Assessing Wetlands in Taiwan[J]. Wetlands, 2011, 31(4): 745-756.

[27] 张明明, 张黎俊, 栗海军, 等. 草海国家级自然保护区景观格局变化与景观发展强度研究[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(3): 300-306.

[28] BROWN MT, VIVAS MB. Landscape Development Intensity Index[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2005, 101(1): 289-309.

[29] MACK J J. Landscape as a Predictor of Wetland Condition: an Evaluation of the Landscape Development Index (Idi) with a Large Reference Wetland Dataset From Ohio[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2006, 120(1): 221-241.

[30] ANSELIN L, REY S J. Modern Spatial Econometrics in Practice: a Guide to Geoda, Geodaspace and Pysal[M]. Geoda Press Llc, 2014.

[31] 周婷, 陈万旭, 李江凤, 等. 神农架林区人类活动与生境质量的空间关系[J]. 生态学报, 2021, 41(15): 6134-6145.

[32] 刘永婷, 杨钊, 徐光来, 等. 基于四象限模型的生态系统服务与人类活动强度关联性分析——以皖南国际旅游文化示范区为例[J]. 生态学报, 2022(13): 1-11.

[33] 陈利顶, 傅伯杰, 黄河三角洲地区人类活动对景观结构的影响分析——以山东省东营市为例[J]. 生态学报, 1996(4): 337-344.

[34] 郭蓉, 许震戈. 青海省景观格局核心指数提取与变化分析[J]. 青海环境, 2020, 30(4): 196-199.

[35] 殷兴伟, 王金柱, 黄容, 等. 三峡库区重庆段人类活动强度的景观格局梯度响应[J]. 长江流域资源与环境, 2018, 27(12): 2718-2732.

[36] 樊涵, 杨朝辉, 王丞, 等. 贵州省自然保护区时空演变特征及影响因素[J]. 应用生态学报, 2021, 32(3): 1005-1014.