

# 基于显隐性分析的青龙满族自治县 景观生态风险评价空间分异研究

简卿, 张立强, 张蓬涛, 赵丽

(河北农业大学 国土资源学院, 河北 保定 071001)

**摘要:**景观生态风险评价可揭示区域生态风险的时空变化规律,对维护区域生态安全和优化环境管理有重要意义。从景观生态风险的显隐性角度出发,选取不同的因子作为评价指标,构建了景观生态风险评价指标体系,结合 GIS, Geoda 等空间分析技术,并以青龙满族自治县为研究区域,进行了景观生态风险评价和空间相关性分析,揭示了景观生态风险时空分布格局。结果表明:景观斑块的破碎化等显性风险是区域风险升高的直接原因,而隐性风险例如长久以往的人类活动干扰而导致的生态系统结构稳定性的破坏无疑是诱因;2001—2013 年,青龙满族自治县整体景观生态风险呈下降趋势,但风险指数仍处于较高等级,空间分布上风险等级呈西部高东部低的特征;研究期间景观生态风险指数在空间上存在着较强烈的空间自相关性,且 HH 聚类 and LL 聚类呈增强趋势;通过对风险变化区的地类变化分析可知,林地对于区域景观生态风险值的变化起着至关重要的作用,林地面积的增加有效降低了区域景观生态风险值,而未利用地对生态风险指数变化也有重要影响,应控制未利用地合理、适时、适度地开发。研究结果为研究区以及类似地域景观生态风险管理和土地利用生态布局提供参考。

**关键词:**景观生态风险评价;显隐性分析;空间自相关;青龙满族自治县

中图分类号:Q149; X171

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2018)06-0228-08

## Study on Landscape Ecological Risk Assessment and Spatial Differentiation of Qinglong Manchu Autonomous County Based on Explicit and Implicit Analysis

JIAN Qing, ZHANG Liqiang, ZHANG Pengtao, ZHAO Li

(College of Land and Resources, Agricultural University of Hebei, Baoding, Hebei 071001, China)

**Abstract:** Landscape ecological risk assessment can reveal the temporal and spatial variation of regional ecological risk, which is of great significance for the maintenance of regional ecological security and the optimization of environmental management. We selected different factors as evaluation indexes from the perspective of explicit about the landscape ecological risk to construct the landscape ecological risk evaluation index system. Combining with GIS, Geoda and other spatial analysis techniques, and taking Qinglong Manchu Autonomous County as the research area, we carried out the landscape ecological risk assessment and spatial correlation analysis to reveal the spatial and temporal distribution pattern of landscape ecological risk. The results showed that the fragmentation of landscape patches and other explicit risk were the direct cause of regional risk increase, while the implicit risks, such as the destruction of the stability of the ecosystem structure caused by human disturbance for a long time, were undoubtedly the inductive factors; during the 2001—2013, the overall landscape ecological risk in Qinglong Manchu Autonomous County declined, but the risk index was still at a higher level, and the characteristics of risk grade was high in the west and low in the east; there was a strong spatial auto-correlation between the landscape ecological risk indices during the study period, and HH clustering and LL clustering showed the increasing trend; through the analysis of the change of

land type in the risk change areas, we could know that the forestland played an important role in the change of regional landscape ecological risk value, and the increase of forest land area effectively reduced the regional landscape ecological risk value, and the unused land also had an important influence on the change of ecological risk index, so the unused land should be controlled reasonably, timely and moderately. The results can provide the reference for landscape ecological risk management and ecological layout of land use in the study area and the similar areas.

**Keywords:** landscape ecological risk assessment; explicit and implicit analysis; spatial auto-correlation; Qinglong Manchu Autonomous County

生态风险评价是一种具有多风险因子、多风险受体,注重对复杂生态系统特征进行分析的综合评价,能够明晰制约区域生态持续性的主要生态要素与过程,已成为生态研究的热点<sup>[1-2]</sup>。景观作为具有高度空间异质性的区域生态系统的集合,其整体结构的改变和动态过程均比较缓慢,但组成景观的空间组分在受到干扰时可以不同速度和强度发生变化。这就使得生态风险评价可以通过景观这一慢速改变量来衡量风险受体范围和危害状况等关键要素,景观生态风险评价为生态风险评价的研究提供了新的视角<sup>[2-3]</sup>。国内外学者十分关注景观生态风险研究,从不同的评价对象、评价方法等方面进行了探讨,并对景观格局变化进行量化分析,根据评价结果来表征风险值变化。评价单元根据研究区域和评价目的的差异而进行划分,热点研究区域包括流域<sup>[4-6]</sup>、城市地域及行政单元<sup>[7-9]</sup>、道路沿线<sup>[10]</sup>、自然保护区<sup>[11-13]</sup>、矿区<sup>[14-15]</sup>、海岸带<sup>[16]</sup>等,也有针对青藏高原东部等特定地貌区<sup>[17]</sup>的研究。评价方法总体上可以概括为基于源汇理论评价法<sup>[8-9]</sup>和基于景观格局指数评价法<sup>[4,6]</sup>两种。对于生态功能区的研究较少,且评价角度较为单一,基于景观格局指数的评价模型构建往往局限于通过景观干扰度和景观脆弱度计算景观损失度进而得到的景观生态风险值,其全面性有待进一步完善。借鉴知识管理对知识的分类,知识可分为显性知识和隐性知识两方面,风险作为一种认知,其本身也应具有显性风险和隐性风险两个方面。从显隐性的角度看,目前大部分研究都只分析了显性景观生态风险,而对隐性景观生态风险评价不全,所以从景观生态风险的显隐性两个方面出发才能完整地分析景观生态风险。

生态功能区可为自身和周边地域提供生态服务功能,对维护区域生态稳定和生态平衡具有重要意义。青龙满族自治县于2016年9月被认定为国家重点生态功能区,对于保障京津冀地区的生态安全具有重要意义。本文从风险的本质属性出发,提出显性景观生态风险和隐性景观生态风险的概念,并分别从

显、隐性景观生态风险角度构建评价指标体系,以青龙满族自治县为研究区域,评价和揭示区域景观生态风险等级和时空分异,旨在为研究区未来的城镇发展和土地利用规划生态布局提供参考。

## 1 研究区概况

青龙满族自治县(118°34′—119°36′E, 40°04′—40°36′N), 位于河北省东北部, 隶属秦皇岛市, 县域总面积为 350 557.93 hm<sup>2</sup>, 辖 11 乡 14 镇, 常住人口 506 989 人。县域东、西、北三面高, 南面较低, 呈簸箕状分布。地貌主要是中低山和丘陵, 占全县面积的 80% 左右, 河谷面积占 10%, 耕地面积占 10% 左右, 素有“八山一水一分田”之称。该县为暖温带半湿润大陆性季风气候, 四季分明, 年均温为 9.3℃, 年均降水量为 759.1 mm, 一日最大降水量为 121.5 mm。境内河流总长 478 km, 其中较大的河流共有 6 条, 最大最主要的为青龙河。土壤类型主要为褐土和棕壤土, 其中褐土所占全县总面积比例达 79.6%, 主要分布在低山、丘陵地区, 棕壤占 17.6%, 主要分布在较高的山地地区。该县森林覆盖率较高, 达 56.24%, 且树种比较齐全, 有野生动植物达 590 多种。但随着人口的快速增加, 耕地减少速度过快, 导致区域土地供需矛盾突出; 人类活动对景观的干扰加剧, 导致生态环境敏感度升高。

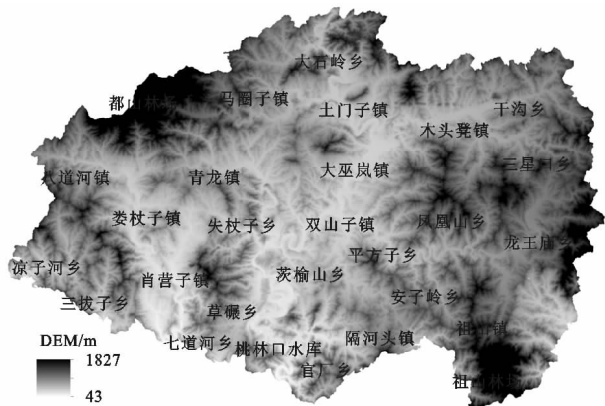


图 1 青龙满族自治县地理位置

## 2 数据与方法

### 2.1 数据来源与处理

Landsat TM 遥感影像和 DEM 影像数据来源于中国科学院计算机网络信息中心的地理空间数据云平台 (<http://www.gscloud.cn>)。其中 2001 年、2007 年和 2013 年 Landsat TM 影像空间分辨率为 30 m, 成像时间为 8 月和 9 月, 每期 2 景, 条带号/行编号为 121/32, 122/32。DEM 数据来源于中国科学院计算机网络信息中心的地理空间数据云平台的 ASTER GDEM 数据, 空间分辨率为 30 m, 共 2 景。3 期 NDVI 数据来源于美国 NASA 网站 (<http://reverberation.echo.nasa.gov>) 下载的 MOD13Q1 数据, 空间分辨率为 250 m, 每期 3 景, 成像时间为 7 月 28 日—8 月 12 日。社会经济统计数据来源于青龙满族自治县统计资料。

土地利用类型的划分依据全国《土地利用现状分类》(GB/T21010—2017), 结合研究区实际土地利用结构, 分为耕地、园地、林地、建设用地、未利用地和水域 6 大类。以 2012 年土地利用现状图为基础, 经过定义坐标系、几何校正、融合、镶嵌和裁剪等预处理后, 采用人机交互解译, 分别得到 3 期土地利用现状数据, 并抽取 2% 的图斑经过精度验证, 解译精度均大于 85%, 可以满足景观分析的需要。

### 2.2 研究方法

基于研究区生态系统的景观类型, 从风险的本质属性出发, 提出显性景观生态风险和隐性景观生态风险的概念, 并从这两个方面选取因子计算景观生态风险指数, 建立景观生态风险评价模型; 基于格网 GIS 划分风险小区, 保证风险小区的区间异质性和区内同质性, 求得每个风险小区的生态风险指数, 以生态风险值作为小区中心点的值, 在 ArcGIS 中利用普通克里金插值法, 获得研究区生态风险空间分布格局图; 结合自然断点分级法, 将研究区生态风险水平划分为低风险、较低风险、中等风险、较高风险和高风险 5 个等级, 并对其时空演变和空间相关性进行分析。

**2.2.1 景观生态风险显、隐性分析** 景观是由多种要素构成的、具有高度异质性的集合体, 区域生态系统的变化反映在景观上就是景观要素的空间结构变化和景观功能的变化。自然状态下的生态系统, 区域内景观要素形状相对规则、景观结构相对完整、连接度良好, 但在外界干扰的长时期作用下, 外在会上表现出景观斑块的破碎、同质景观的分离以及景观斑块形状复杂化加剧等, 本文将这种已表现出来的景观斑块外在变化定义为显性景观生态风险; 而在外界干扰下, 区域内在的生态系统敏感性、不稳定性也随之增

加, 尽管这种风险在一定时期内没有外在的表现形式, 但长久以往必然导致景观格局的变化、生物物种多样性的减少和生态风险的增高, 本文将这种暂无外在表现形式但对景观结构和功能造成影响的风险定义为隐性景观生态风险。为保证评价对象的一致性, 显隐性景观生态风险均指景观本身的风险变化, 而非讨论外界干扰的显隐性和潜在性。隐性景观生态风险在达到一定阈值后会转化为显性景观生态风险。本文暂不考虑潜在的自然灾害。

显性风险和隐性风险共同构成了完整的区域景观生态风险, 通过对显、隐性两方面的风险评价, 最终得到研究区内景观生态风险的空间分布及演变。显性景观生态风险和隐性景观生态风险的评价指标选取主要从景观结构和景观功能两个方面考虑。

#### (1) 显性景观生态风险。

① 景观破碎度指数 ( $C_i$ ) 用以表述在受到自然或人为干扰后一个完整的生态系统或该生态系统的组成部分被分割的破碎程度<sup>[18]</sup>, 与景观生态风险指数呈正相关。其公式可以表述为:

$$C_i = N_i / A_i \quad (1)$$

式中:  $N_i$  为第  $i$  类景观斑块数目;  $A_i$  为第  $i$  类景观斑块面积。

② 景观分离度指数 ( $D_i$ ) 用以表述不同类型景观斑块在空间上的离散程度和相互演变的速度<sup>[18]</sup>, 与景观生态风险指数呈正相关。其公式可以表述为:

$$D_i = \frac{1}{2} \times \frac{\sqrt{N_i}}{\sqrt{A}} \times \frac{A}{A_i} \quad (2)$$

式中:  $A$  为所有景观类型的总面积。

③ 景观分维数指数 ( $F_i$ ) 用以描述景观斑块受干扰后形态变化的复杂程度, 值域 [1, 2], 景观斑块的形状越复杂, 景观分维数指数越高<sup>[19]</sup>, 且与景观生态风险指数呈正相关。其公式可以表述为:

$$F_i = 2 \ln(P_i/4) / \ln A_i \quad (3)$$

式中:  $P_i$  为第  $i$  类景观斑块的周长。

④ 植被覆盖度指数 ( $PL$ ) 可以定量地说明植被的生长状况, 反映了生态系统的生物量和生态系统稳定程度<sup>[20]</sup>, 生物量越大往往其恢复力稳定性越强, 对外界干扰的抵抗能力也越强。植被覆盖度指数与景观生态风险值呈负相关, 值域 [0, 1], 其公式可以表示为:

$$PL = (NDVI - NDVI_{soil}) / (NDVI_{veg} - NDVI_{soil}) \quad (4)$$

式中:  $NDVI$  为归一化植被指数;  $NDVI_{soil}$  为裸土或无植被覆盖区域的  $NDVI$  值;  $NDVI_{veg}$  为纯植被区域的  $NDVI$  值。

#### (2) 隐性景观生态风险指数。

① 景观脆弱度指数( $V_i$ )用以表述不同生态系统受外界干扰的易损性和敏感性,与景观生态风险指数呈正比。不同景观类型对外界干扰的敏感程度不同,抵抗外界的干扰能力也是不同的。景观类型抵抗外界干扰的能力越弱,景观脆弱性越高。景观类型的脆弱度和景观结构及功能都有着紧密的联系,但要对景观类型的脆弱度有准确的定位往往不容易得到<sup>[21]</sup>。根据前人研究成果<sup>[19,22]</sup>,生物多样性比较单一、食物链结构简单以及处于群落演替初级阶段的景观生态系统的脆弱度往往较高。因此,参考相关研究成果<sup>[4,6,19]</sup>,结合研究区实际,将 6 种土地利用景观类型脆弱度从低到高依次赋值 1~6,得到各类景观类型脆弱度赋值如表 1 所示。

表 1 景观脆弱度赋值标准

景观类型	赋值
建设用地	1
林地	2
园地	3
耕地	4
水域	5
未利用地	6

② 结构稳定性指数( $SI_i$ )用以表述土地利用景观状态的稳定程度<sup>[23-25]</sup>,该指数与景观类型受到干扰后的稳定性呈正相关,与景观生态风险指数呈负相关。该值理论值域为 $[0, 0.5]$ ,其公式可以表述为:

$$SI_i = |1.5 - D_i| \quad (5)$$

式中: $D$  为二维欧式空间的面积周长分维数,其值介于 $[1, 2]$ ,且  $D$  值越大,结构越复杂;但  $D$  值越接近 1.5 时景观结构越不稳定,即其处于类似布朗运动的随机运动状态<sup>[23]</sup>。 $D$  值的计算通常采用在 ArcGIS 中运用最小二乘法模拟面积周长线性函数得到<sup>[24]</sup>,本文用上文分析得到的景观分维数指数  $F_i$  替代各类景观的  $D$  值进行估算。

2.2.2 景观生态风险评价模型

(1) 指标标准化。由于各指数的性质不同,不同指数存在不同的量纲和量纲单位,直接加权计算会影响到评价结果的准确性。为了消除不同量纲的影响,需要对指标进行标准化处理。本文采取极差标准化对景观破碎度指数、景观分离度指数、景观分维数指

数、植被覆盖度指数、景观脆弱度指数和结构稳定性指数进行标准化处理。

对于正向指标,需采用:

$$A_{ij} = \frac{X_{ij} - \min(X_{ij})}{\max(X_{ij}) - \min(X_{ij})} \quad (6)$$

对于负向指标,需采用:

$$A_{ij} = \frac{\max(X_{ij}) - X_{ij}}{\max(X_{ij}) - \min(X_{ij})} \quad (7)$$

(2) 风险小区的划分。景观格局在空间上分布不均,具有空间异质性。通过对风险小区进行划分,可以在一定程度上弥补这种不足,使每个风险小区既具有区内同质性又具有区间异质性<sup>[19]</sup>。结合相关文献及研究区面积,选取  $2\text{ km} \times 2\text{ km}$  的格网作为评价单元不仅可以保证工作量适中,又可以对区内同质性和区间异质性有很好的区分,且评价单元精度合理准确,因此按此粒度将研究区分为 973 个风险小区。

(3) 景观生态风险评价。景观生态风险是区域内显性生态风险和隐性生态风险的结合,每个风险小区内其显性景观生态风险和隐性景观生态风险的计算公式分别为:

$$ERI_{k\text{显}} = \left[ \sum_{i=1}^n \frac{A_{ki}}{A_k} \times (aC_i + bD_i + cF_i) \right] + dPL_k \quad (8)$$

式中: $ERI_{k\text{显}}$  为第  $k$  个风险小区的显性景观生态风险指数; $A_{ki}$  为第  $k$  个风险小区中第  $i$  类景观的面积; $A_k$  为第  $k$  个风险小区的总面积; $PL_k$  为第  $k$  个风险小区的植被覆盖度; $a, b, c, d$  分别为相应的权重,由层次分析法得到; $PL_k$  是根据植被覆盖度  $PL$  和风险小区  $2\text{ km} \times 2\text{ km}$  的格网,在 ArcGIS 中进行分区统计得到,取平均值为每个风险小区的植被覆盖度。

$$ERI_{k\text{隐}} = \sum_{i=1}^n \frac{A_{ki}}{A_k} \times (eV_i + fSI_i) \quad (9)$$

式中: $ERI_{k\text{隐}}$  为第  $k$  个风险小区的隐性景观生态风险指数; $e, f$  分别为相应的权重值,由层次分析法得到。

那么,每个风险小区的景观生态风险指数可以表示为:

$$ERI_k = w_1 ERI_{k\text{显}} + w_2 ERI_{k\text{隐}} \quad (10)$$

式中: $w_1$  和  $w_2$  分别为层次分析法得到显性指数的权重和隐性指数的权重。

表 2 景观生态风险评价指标体系

目标层	标准层	标准层权重	指标层	指标层权重	与风险值关系	组合权重
土地利用景观生态风险	显性景观生态风险	0.6667	景观破碎度指数	0.5143	正相关	0.3429
			景观分离度指数	0.1899	正相关	0.1266
			景观分维数指数	0.1059	正相关	0.0706
			植被覆盖度指数	0.1899	负相关	0.1266
	隐性景观生态风险	0.3333	景观脆弱度指数	0.6667	正相关	0.2222
			结构稳定性指数	0.3333	负相关	0.1111

2.2.3 空间相关性分析 空间的自相关性是景观格局分布的最大特征之一,空间相关性分析可以检验在空间分布上具有一定规律性的空间变量在各自不同的空间位置上的离散或聚集程度<sup>[26]</sup>。常用的测度空间自相关的模型有 Moran's I, Geary's C, Join count 等,在此本文基于 Geoda 软件,选取全局空间自相关指数 Moran's I 和局部空间自相关指数 LISA 进行空间相关性分析。

(1) 全局空间自相关分析。全局自相关分析是对空间变量的某种属性在整个区域内的空间分布特征的整体描述,其计算公式如下<sup>[27]</sup>:

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})^2} \quad (11)$$

式中:  $I$  为全局空间自相关指数,其取值范围为  $[-1, 1]$ ,且其值大于 0 表示呈正相关,即景观生态风险空间聚集,其值小于 0 表示呈负相关,等于 0 时为空间不相关; $n$  为空间点总数,此为风险小区总数; $x_i$  和  $x_j$  分别是风险小区  $i$  和风险小区  $j$  的景观生态风险指数; $\bar{x}$  为研究区的景观生态风险指数的平均值; $w_{ij}$  为空间权重距离矩阵,通过 Rook 方式构建,空间相邻

取值为 1,不相邻取值为 0。

(2) 局部空间自相关分析。局部空间自相关是对局部小范围内的空间变量的某一属性值与周边单元相同属性值相似性和相关性的描述,也可以用来识别“热点区域”和检验数据的“异质性”,其公式表述为<sup>[28]</sup>:

$$LISA_i = \frac{(x_i - \bar{x})}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2 / n} \cdot \sum_j w_{ij} (x_j - \bar{x}) \quad (12)$$

式中: $LISA_i$  为局部空间自相关指数。由此绘制 LISA 聚类图,得到局部高一高、低—低等空间聚类现象。

### 3 结果与分析

#### 3.1 景观生态风险时空变化分析

由图 2 可知,从空间分布上看,高风险区域主要集中在县域的西南部、中部以及东北部地区,该区域景观斑块破碎、分散,植被覆盖度不高,且未利用地较多,因此景观生态风险最高;较高风险区面积最大,几乎遍布于整个县域;而景观生态风险较低的区域主要分布在县域的县界周边,尤其是西北部的都山林场和东南部的祖山林场,该区域植被覆盖度高,景观斑块连续且较为完整,地类以林地为主。总体看来,青龙满族自治县西部的景观生态风险值高于县域东部地区。

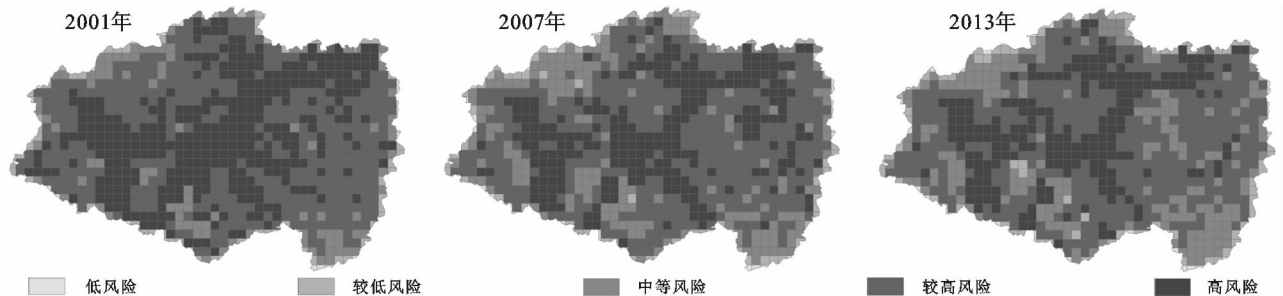


图 2 青龙满族自治县景观生态风险空间分布

由图 3 可知,2001—2013 年,青龙满族自治县景观生态风险等级发生变化的区域面积较大,遍布全县各乡镇,整体上景观生态风险呈降低趋势,且东部降低较为明显。风险等级下降区域面积共 121 882.90  $\text{hm}^2$ ,且以降低 1 等别为主。风险等级上升区域面积为 11 118.31  $\text{hm}^2$ ,主要分布在马圈子镇、土门子镇、青龙镇及龙王庙乡;其中马圈子镇、土门子镇及青龙镇风险升高主要是开发建设活动使区域景观斑块破碎度增大导致显性景观生态风险升高明显,而龙王庙乡风险上升主要是荒草地退化所致。风险等级未发生变化的区域面积为 217 556.70  $\text{hm}^2$ ,占县域面积的 62.06%。对比 2001—2007 年和 2007—2013 年风险等级变化,前者风险等级变化面积明显高于后者。2001—2007 年风险等级上升区域面积为 17 118.31  $\text{hm}^2$ ,主要分布县域北部和东部区域;其中北部风险

升高区也是由建设活动导致的景观破碎化加剧引起,而东部风险升高主要是人类干扰严重的低山丘陵区的荒草地退化引起。2007—2013 年风险上升区域面积为 21 208.74  $\text{hm}^2$ ,比 2001—2007 年增长 4 090.43  $\text{hm}^2$ ,且主要分布在县域西北部 and 南部地区;其中西北部马圈子镇风险等级依旧升高,青龙镇风险等级升高主要由于建设用地增长和未利用地的退化导致植被覆盖度减小所致,而南部风险升高区则是由于水域面积减少引起。总体来看,景观生态风险等级的变化主要发生在人类活动干扰密集区,而都山林场、祖山林场以及县界周边区域由于植被覆盖度较高、高程较大而人类活动干扰较小景观生态风险往往较低。

由表 3 可知,2001—2013 年,除林地和水域外各景观类型斑块数均呈先增加后减少趋势,但相比 2001 年的斑块数量均大幅度增加(未利用地除外)。

各类型景观面积也均有波动,其中耕地、水域和未利用地面积均有不同程度的减少,且未利用地减少幅度最大,由 2001 年的 108 387.09 hm<sup>2</sup> 减至 2013 年的 87 923.35 hm<sup>2</sup>,减少了 20 463.74 hm<sup>2</sup>,减少的未利用地主要转化为耕地和建设用地,其次面积减少的速率依次是水域和耕地;建设用地、林地和园地面积均有不同程度的增加,且以林地面积增加最快,由 2001 年的 141 220.89 hm<sup>2</sup> 增至 2013 年的 156 374.24

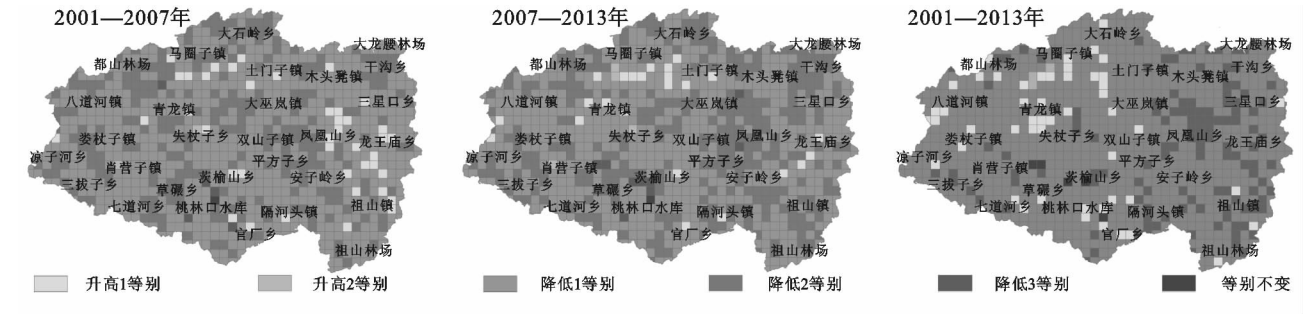


图 3 青龙满族自治县景观生态风险等级变化

表 3 研究区各景观类型的景观风险相关指数

景观类型	年份	斑块数	面积/hm <sup>2</sup>	破碎度指数	分离度指数	景观分维数	脆弱度指数	干扰度指数
耕地	2001	4164	30861.99	0.1349	0.0124	1.4513	0.1905	0.3614
	2007	18096	30638.88	0.5906	0.0059	1.5089	0.1905	0.5989
	2013	14769	30404.99	0.4857	0.0066	1.5007	0.1905	0.5450
建设用地	2001	3083	14003.74	0.2202	0.0308	1.4509	0.0476	0.4095
	2007	10023	14678.20	0.6828	0.0168	1.4964	0.0476	0.6457
	2013	5763	15992.79	0.3603	0.0206	1.4755	0.0476	0.4814
林地	2001	15831	141220.89	0.1121	0.0014	1.4812	0.0952	0.3527
	2007	17543	150345.09	0.1167	0.0012	1.4859	0.0952	0.3559
	2013	17141	156374.24	0.1096	0.0012	1.4865	0.0952	0.3525
水域	2001	1370	8116.29	0.1688	0.0818	1.4360	0.2381	0.3961
	2007	1645	7003.17	0.2349	0.0846	1.4392	0.2381	0.4307
	2013	2024	6951.87	0.2911	0.0775	1.4374	0.2381	0.4563
未利用地	2001	21105	108387.09	0.1947	0.0016	1.4975	0.2857	0.3973
	2007	24498	95235.21	0.2572	0.0017	1.5098	0.2857	0.4311
	2013	19655	87923.35	0.2235	0.0021	1.4997	0.2857	0.4123
园地	2001	9334	47967.93	0.1946	0.0049	1.4754	0.1429	0.3939
	2007	16376	52657.38	0.3110	0.0035	1.4975	0.1429	0.4561
	2013	16198	52910.68	0.3061	0.0037	1.4972	0.1429	0.4536

由图 4 可知,2001—2013 年,低风险区域面积略有增加,但基本变化不大;较低风险区域面积占比逐年升高,但最高也仅占 5.00%左右;中等风险区域面积比例逐年升高,且在 2001—2007 年增速明显,由 2001 年的 9.90%增至 2007 年的 19.89%,增加了近 1 倍,2007—2013 年增加幅度不明显,增幅在 5.00%以内;较高风险等级在 2001—2013 年间面积占比均最大,达到 40%

hm<sup>2</sup>,增加了 15 153.35 hm<sup>2</sup>,其次按增速排列依次是园地和建设用地。由此可见,青龙满族自治县十分重视林地的保护,积极响应国家退耕还林的号召,林地的增加导致植被覆盖率升高,间接增加了生态系统的稳定性,降低了生态风险;但耕地斑块数的大量增加导致耕地破碎化严重,尽管由于地形坡度使耕地大规模集中连片较为困难,然而减少耕地破碎化、加强高标准农田建设仍应是工作重点。

以上,虽然每年增幅不大,但均呈增加趋势,其中 2013 年较高景观生态风险面积占比为 47.47%;高风险区域面积占研究区总面积的比例呈减小趋势,由 2001 年的 40.81%下降至 2013 年的 24.98%,尤其是 2001—2007 年减少幅度较大,减少了 11.84%,2007—2013 年减少了 3.99%。总体来看,青龙满族自治县的景观生态风险在这 13 年间有所下降,但整体风险仍较高。

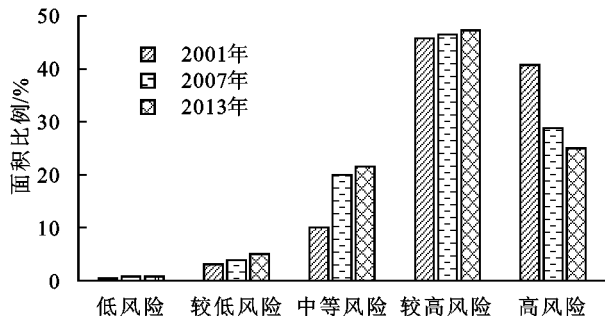


图4 青龙满族自治县各年份景观生态风险面积占比

### 3.2 景观生态风险格局变化空间相关性分析

基于 GeoDa 空间分析软件,利用青龙满族自治县 973 个风险小区 3 期景观生态风险指数数据进行空间自相关分析,得到 3 期全局自相关 Moran's  $I$  指数,以及 3 期局部空间自相关 LISA 结果。结果显示,在显著性水平  $p < 0.05$  下,青龙满族自治县 2001 年、2007 年、2013 年 3 年的 Moran's  $I$  分别是 0.533 7, 0.571 5, 0.562 7,呈先增加后减少的趋势,尽管后来有所下降,但在这 13 年间整体上升了 0.029,可以看出,青龙满族自治县的景观生态风险指数在空间上存在着较强烈的空间自相关性,相邻样地在空间上呈较高度的聚集分布。

从景观生态风险的局部空间自相关聚集来看,青龙满族自治县景观生态风险指数空间分布以高一高聚类 and 低—低聚类为主,高一低聚类和低—高聚类呈零星分布。2001—2013 年 13 年间,景观生态风险指数高值聚集区主要分布在研究区中部、中西部以及东北部地区;其中 2001—2007 年,高值聚集区向西部、南部和东部扩展,呈分散演化,但东北部的高值聚集区则向中部靠拢,其原因是东北部地区在此期间加大了林业建设,森林覆盖率不断提高,苹果等经济林的种植也是景观生态风险指数下降的主要原因,而高风险值扩散区主要是区域人口的快速增加导致建设用地扩张、景观斑块的破碎度明显加大,人类活动剧烈;2007—2013 年南部和东部的高值风险区减少,整体向中部地区收缩,主要是因为在此期间青龙满族自治县大力开展了土地整治,建设用地集中整理、复垦使该景观类型逐渐连片,景观斑块数量迅速缩减,且中南部的桃林口水库区域更加注重生态建设,加大水土涵养防护林建设,景观生态风险值下降。景观生态风险低值聚集区主要分布在县域周围,且在研究期间变化不明显,一般位于地形坡度稍高的山区,植被覆盖度高,人类活动干扰不明显,景观斑块完整,明显聚集地为都山林场和祖山林场。高一低聚类“奇异点”零星分布于县域的边界地带,且以西南部分布稍集中,

原因是桃林口水库下游的林地和未利用地相间分布,未利用地植被覆盖度低,生态系统不稳定。

## 4 讨论与结论

### 4.1 讨论

景观生态风险评价是复杂的系统性的评价,本文通过景观生态风险的表现对其风险的显隐性进行定义,进而选取评价因子进行评价,明确风险变化。未来的景观生态风险评价可以加上对风险本身的显隐性和潜在性的分析,如自然灾害预警等。生态功能区对维护区域生态安全和稳定有着重要意义,只有全面分析其风险,才能防患于未然,以期长久有效地发挥生态功能区的功能。

### 4.2 结论

(1) 本文从景观生态风险的本质属性出发,根据风险的显隐性表现,从不同的角度选取评价指标,将显性景观生态风险和隐性景观生态风险相结合,得到研究区的整体景观生态风险,使风险分析更为全面,为景观生态风险评价研究提供了新的思路。不难发现,景观斑块的破碎化等显性风险是风险升高的直接原因,而隐性风险例如长久以往的人类活动干扰而导致的生态系统结构稳定性的破坏无疑是诱因。

(2) 研究结果显示,2001—2013 年,青龙满族自治县虽然整体景观生态风险下降,但生态风险等级仍处于较高状态,且呈西部高东部低的特征。从空间上看,高风险区域主要集中在县域的西南部、中部以及东北部地区,主要由于人口的快速增长导致了人类活动干扰加剧,不同地类之间演变速度加快,建设用地面积的增加导致了景观斑块的破碎和形变,景观生态风险指数也相应升高。景观生态风险指数在空间上存在着较强烈的空间自相关性,且整体上呈高一高、低—低聚集的空间分布。因此,在未来的土地利用规划中,应加快对该区域的产业调整,重视生态环境建设,加大土地整治力度,使景观斑块趋于连续、完整,确保生态经济协调发展。

(3) 通过对风险变化区的地类变化分析可知,林地对于区域景观生态风险值的变化起着至关重要的作用,林地面积的增加可有效降低区域景观生态风险值;未利用地整体生态脆弱度高,将其开发为林地等其他地类可以明显降低景观脆弱度指数,但未利用地极快速地演变为建设用地在一定程度上反而会因为破坏自身生态系统结构而加剧区域景观生态风险指数的上升。因此,未利用地开发前应充分考虑开发前

后的景观生态风险指数变化,控制未利用地合理适时适度地开发,得到更大的生态效益。

#### 参考文献:

- [1] 陈辉,刘劲松,曹宇,等.生态风险评价研究进展[J].生态学报,2006,26(5):1558-1566.
- [2] 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):664-667.
- [3] Turner M G, Gardner R H, O'Neill R V. Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process[M]. Berlin: Springer-Verlag, 2001.
- [4] 陈鹏,潘晓玲.干旱区内陆流域区域景观生态风险分析:以阜康三工河流域为例[J].生态学杂志,2003,22(4):116-120.
- [5] 谢余初,巩杰,赵彩霞.甘肃白龙江流域水土流失的景观生态风险评价[J].生态学杂志,2014,33(3):702-708.
- [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] 刘焱序,王仰麟,彭建,等.基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价[J].地理学报,2015,70(7):1052-1067.
- [8] 孙洪波,杨桂山,朱天明,等.经济快速发展地区土地利用生态风险评价:以昆山市为例[J].资源科学,2010,32(3):540-546.
- [9] 王美娥,陈卫平,彭驰.城市生态风险评价研究进展[J].应用生态学报,2014,25(3):911-918.
- [10] 刘世梁,杨志峰,崔保山,等.道路对景观的影响及其生态风险评价:以澜沧江流域为例[J].生态学杂志,2005,24(8):897-901.
- [11] 张莹,雷国平,林佳,等.扎龙自然保护区不同空间尺度景观格局时空变化及其生态风险[J].生态学杂志,2012,31(5):1250-1256.
- [12] 国庆喜,王天明.丰林自然保护区景观生态评价:量化与解释[J].应用生态学报,2005,16(5):825-832.
- [13] Gaines K F, Porter D E, Dyer S A, et al. Using wild-life as receptor species: a landscape approach to ecological risk assessment[J]. Environmental Management, 2004, 34(4):528-545.
- [14] 吴健生,乔娜,彭建,等.露天矿区景观生态风险空间分异[J].生态学报,2013,33(12):3816-3824.
- [15] 潘雅婧,王仰麟,彭建,等.矿区生态风险评价研究述评[J].生态学报,2012,32(20):6566-6574.
- [16] Hayes E H, Landis W G. Regional ecological risk assessment of a near shore marine environment: Cherry Point, WA[J]. Human & Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2004, 10(2):299-325.
- [17] 曾永年,靳文凭,王慧敏,等.青海高原东部土地利用变化模拟与景观生态风险评价[J].农业工程学报,2014,30(4):185-194.
- [18] 陈利项,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,1996,16(4):337-344.
- [19] 潘竟虎,刘晓.疏勒河流域景观生态风险评价与生态安全格局优化构建[J].生态学杂志,2016,35(3):791-799.
- [20] 杨磊,张梅,罗明良,等.基于 MODIS NDVI 的川中丘陵区植被覆盖度景观格局变化[J].生态学杂志,2013,32(1):171-177.
- [21] 贡璐,鞠强,潘晓玲.博斯腾湖区域景观生态风险评价研究[J].干旱区资源与环境,2007,21(1):27-31.
- [22] 潘竟虎,刘晓.讨赖河流域近30年土地利用与景观格局动态[J].干旱地区农业研究,2013,31(5):142-149,185.
- [23] 朱晓华.地理空间信息的分形与分维[M].北京:测绘出版社,2007.
- [24] 李斌,刘越岩,张斌,等.基于 Tietenberg 模型的土地利用变化多情景模拟预测:以武汉市蔡甸区为例[J].资源科学,2017,39(9):1739-1752.
- [25] 杨涵,王芳芳,吴世新,等.基于分形理论的新疆土地利用空间格局分析[J].干旱区研究,2009,26(2):194-199.
- [26] 刘世梁,刘琦,张兆冬,等.云南省红河流域景观生态风险及驱动力分析[J].生态学报,2014,34(13):3728-3734.
- [27] Sridharan S, Tunstall H, Lawder R, et al. An exploratory spatial data analysis approach to understanding the relationship between deprivation and mortality in Scotland[J]. Social Science & Medicine, 2007, 65(9):1942-1952.
- [28] Anselin L. Local indicators of spatial association: LISA[J]. Geographical Analysis, 1995(27):93-115.