基于地理探测器的江西省万安县生态脆弱性时空演变及驱动力分析

张 莹[1,2], 张学玲[1,2], 蔡海生[1,2]

(江西农业大学 江西省鄱阳湖流域农业生态工程技术中心/
南昌市鄱阳湖生态重点实验室/农村土地资源利用与保护研究中心, 江西 南昌 330045)

摘 要: [目的] 对江西省万安县生态脆弱性近 30 a 的脆弱性进行定量研究,为县级土地脆弱性定量评价提供借鉴方法,以此促进县级社会—经济—生态可持续发展。[方法] 运用 1987,1995 和 2015 年 3 期遥感影像数据,在分析生态脆弱性概念与评价方法的基础上,依循"压力—状态—响应"评估框架,选取景观分维数、破碎度、优势度、景观适应度 4 个景观格局指数,以及人类活动干扰指数、植被覆盖度指数、地形指数、景观类型指数,从生态压力度、敏感度、恢复力 3 个方面出发运用熵权灰色关联法构建生态脆弱性评价模型,基于格网尺度对万安县生态脆弱性进行动态评价和分析。[结果] 1987—2015 年万安县生态脆弱性不断加剧,其中存在 68.72%的样本区生态脆弱度指数增大。通过万安县生态脆弱性分布图和趋势图可知,全县生态脆弱度高值区域集中在中北部地区而低值区集中于南部和西北部。采用空间自相关分析法分析万安县土地生态脆弱性指数空间上的集聚特征和显著性,1987—2015 年万安县土地生态脆弱性存在较高的空间自相关性,空间自相关性呈现上升趋势。运用地理探测器方法,表明万安县生态脆弱性主要驱动因素是乡镇人均纯收入、单位耕地面积化肥施用量和非农业人口比重。[结论] 研究区生态环境严峻,亟需针对万安县资源、气候、地形、土壤等条件,合理规划用地,科学系统划分生态功能区。

关键词: 景观格局; 生态脆弱性; 空间自相关; 万安县; 地理探测

文献标识码: A **文章编号**: 1000-288X(2018)04-0207-08 **中图分类号**: X171.1

文献参数: 张莹, 张学玲, 蔡海生. 基于地理探测器的江西省万安县生态脆弱性时空演变及驱动力分析[J]. 水土保持通报,2018,38(4):207-214. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2018.04.034. Zhang Ying, Zhang Xueling, Cai Haisheng. Temporal and spatial evolutions and its driving factors of ecological vulnerability in Wan'an County of Jiangxi Province based on geogdetector[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2018,38(4):207-214.

Temporal and Spatial Evolutions and Its Driving Factors of Ecological Vulnerability in Wan'an County of Jiangxi Province Based on Geogdetector

ZHANG Ying[1,2], ZHANG Xueling[1,2], CAI Haisheng[1,2]

(*Agriculture and Ecology Engineering Research Center of Po-yang Lake Watershed in Jiangxi Province/Ecology Key Laboratory of Po-yang Lake in Nanchang/ Research center of Rural Land Resource Utilization and Protection, JAU, Nanchang, Jiangxi* 330045, *China*)

Abstract: [Objective] The ecological vulnerability of Wan'an county, Jiangxi Province, was quantitatively studied in order to provide a reference for the quantitative evaluation of land vulnerability at county level, so as to promote the sustainable development of social-economy-ecological environment. [Methods] The paper took Wan'an county, Jiangxi Province, as study area, to construct natural ecosystem vulnerability assessment model using the entropy and gray correlation analysis methods from three aspects, i.e., ecological supporting pressure, ecosystem sensitivity and ecological resilience, in accordance with the "pressure-

收稿日期:2018-01-16 **修回日期**:2018-02-26

资助项目:国家自然科学基金项目"鄱阳湖流域土地集约利用与生态安全耦合发展及其综合响应机制研究"(31660140); 江西省自然科学基金"鄱阳湖流域土地集约利用与生态安全耦合发展机制研究(20161BAB204180); 江西省教育厅科技项目"鄱阳湖生态经济区生态环境脆弱性评价及调控对策研究"(GJJ12218)

第一作者:张莹(1992—),女(汉族),安徽省亳州市人,硕士研究生,研究方向为土地生态和土地经济。E-mail:feiyibandedou@163.com。

通讯作者:蔡海生(1972—),男(汉族),江西省万年县人,教授,博士生导师,主要从事土地生态、土地经济方面的研究。E-mail:caihsh@263.net。

state-response" assessment framework. Landscape fractal dimension, fragmentation, dominance, landscape adaptability index, human disturbance intensity, vegetation cover, topographic index and landscape type indexes and data of remote sensing of 1987,1995 and 2015 were used. The ecological vulnerability of Wan'an County was analyzed and assessed dynamically based on grid scale. [Results] The results showed that the land ecological vulnerability was exacerbated increasingly in 1987—2015 and 68.72% of our research area was in an increased ecological vulnerability. The distribution and trend map of land ecological vulnerability showed that high value areas of ecological vulnerability were concentrated in the central and the northern regions, while low value areas were concentrated in the south and the northwest. Method of spatial analysis were applied to analyze spatial cluster characteristics and the significance of ecological vulnerability. The spatial autocorrelation analysis revealed that the landscape vulnerability had high and increased spatial autocorrelation in 1987—2015. The main driving factors of ecological vulnerability in Wan'an County were per capita net income, the amount of fertilizer of per unit cultivated area and non-agricultural population proportion. [Conclusion] The ecological environment of the study area was severe. It was necessary to plan for rational land use and arrange the ecological functional areas according to the conditions in resources, climate, terrain and soil of Wan'an County.

Keywords: landscape pattern; ecological vulnerability; spatial autocorrelation; geogdetector; Wan'an County of Jiangxi Province

随着人口数量的急剧增加和社会经济的快速发展,人类活动的加剧对生态环境造成巨大的压力,生态脆弱性问题尤为突出。生态脆弱性已成为全球环境变化和可持续发展研究的核心问题之一[1-3]。开展生态脆弱性研究不仅对环境保护十分重要,而且对合理利用土地资源及可持续发展具有重要的指导意义。在社会经济发展和农业开发利用过程中,县级的自然生态系统受到严重的人为干扰,为保证生态系统的连续性,迫切需要开展县级生态脆弱性研究。通过对生态脆弱区实施生态修复和优化农业资源利用等手段,实现县域可持续发展。脆弱性概念起源于对自然灾害的研究,Timmerman(1981 年)首次在地学领域提出了脆弱性概念,1988 年第 7 届 SCOPE(环境问题科学委员会)大会中进一步明确提出了"生态脆弱带"的概念,之后全球范围内相关生态脆弱性的研究便逐渐铺展开来。中国对生态脆弱环境的研究源于 20 世纪 80 年代。有关生态脆弱性的概念国外学者 Bogard,Dow 等[4-6]以及国内学者赵越龙、赵平、周劲松等[7-10]分别从不同角度进行阐述。总体而言,生态脆弱性是由于生态系统内部结构的不稳定性,受到人类干扰所表现出的敏感性,以及生态环境受到外界损害时所表现出的恢复能力,是自然属性和人类行为共同作用的结果。目前,在区域生态脆弱性评价方面,国内外学者开展了大量的研究。评价方法多样,主要采用 SRP 模型、AHP 法、人工神经网络法、综合评价法、模糊综合评判法等。近年来,一些学者[8,11-16]开始从景观生态学的角度深度挖掘景观格局变化和生态环境脆弱性之间的内在关联性,以此来建立更加全面、科学的生态脆弱性评价指标体系,为区域生态环境脆弱性提供新思路与新方法。景观格局指景观组成单元的类型、数目以及空间分布和配置,反映了自然、人为、生物与非生物多种因素的综合作用,涉及多种生态过程,在一定程度上决定了生态系统的结构和功能[16]。此外,从宏观景观格局分析县级生态脆弱性的研究仍很少见,指标赋权重的方法更多采用主观分析法,如:特尔菲法、层次分析法等,人为因素影响较大。因此,为了全面反映区域生态脆弱性的时空演变规律,本文应用景观生态学原理,构建生态压力度、生态敏感度和生态恢复力指标体系,运用景观指数评价法、熵权法、灰色关联法、空间自相关性分析等方法,采用 RS/GIS 技术,对万安县生态脆弱性近 30 a 的脆弱性进行定量研究,旨在为县级土地脆弱性定量评价提供借鉴方法,以此促进县级社会—经济—生态可持续发展。

1 研究区概况

万安县位于罗霄山脉东麓,江西省中南部,吉安市南缘,居赣江上游东西两岸,地跨东经 114°30′—115°5′,北纬 26°8′—26°43′。县境东西宽约 47 km,南北长约 65.5 km,总面积 2 038 km^2。赣江由南至北纵贯该县,可上溯赣州市,下抵南昌市入鄱阳湖。万安县具有典型的江南丘陵地貌特征,由于南岭山系罗霄山脉的中段脉系和武夷山脉的余脉逶迤入境,形成了赣江两岸复杂多样的小地貌结构。近年来,万安县人口快速增加、经济急速发展,导致生态环境问题加剧,生态脆弱性问题明显显现。

2　指标体系与研究方法

2.1　数据来源及预处理

本研究选取 1987 年 12 月 8 日 Landsat 5,1995 年 10 月 27 日 Landsat 5 影像和 2015 年 10 月 18 日 Landsat 8 TM 影像(空间分辨率 30 m)作为数据源,30 m 分辨率的 DEM 以及各年万安县社会发展统计年鉴。景观类型的分类标准以 2007 年 8 月颁布的《土地利用现状分类》[17]为基础,根据研究需要和万安县实际情况,将研究区土地利用类型分为:耕地、林地、草地、建设用地、水域和未利用地 6 个类型。采用 ENVI 5.3 遥感处理软件对各年遥感影像进行大气校正、几何校正、增强、裁剪等过程,采用监督分类和目视纠正的方法,解译精度在 85% 以上。本文以 3 km×3 km 网格单元为研究尺度,共有 243 个网格。每个网格中景观水平指数的计算通过 ArcGIS 中 Patch Analysis 插件获取[18]。

2.2　评价指标体系的构建

依循"压力—状态—响应"评估框架,基于景观格局指数和生态系统稳定性的内涵,从生态系统压力度、敏感性、恢复力三方面出发构建万安县生态脆弱性指标体系。

经过筛选,最终选取面积加权平均分维数、扰动指数 2 个指标来衡量生态压力度。面积加权平均分维数反映了人类活动对斑块形状的影响,受人类活动干扰小的自然景观的分数维值高,而受人类活动影响大的人为景观的分数维值低[16]。扰动指数用来衡量人类活动对生态系统的影响[15],研究发现影响程度与距离之间呈现一定的递减关系[19]。因此以提取出的建设用地为基础,设<200 m,20～500 m,500～800 m,>800 m 这 4 个缓冲区,分别赋值 0.8,0.6,0.4,0.3。

生态敏感因子包含景观破碎度指数、地形因子指数、景观类型指数、植被覆盖度指数。景观破碎度指景观被分割的破碎化程度,反映了景观空间结构的复杂性,是区域生态脆弱性评价中最常用的指标。地形地貌因子是影响生态系统脆弱性的重要因子,当环境受到人类破坏后,地形坡度越大,景观越敏感,造成的侵蚀退化程度越大。参照水利部颁布的《土壤侵蚀分类分级标准(SL190-1996),根据万安县地形特征,设 5 个坡度级,分别为:<5°,5°～10°,10°～15°,15°～25°,>25°。分别赋值 0.1,0.2,0.3,0.5,0.8。地形指数越大,生态敏感性越高。结合万安县未利用地和草地容易被改变、其次林地易改变、水体和建设用地不易改变的特点。根据各个景观类型的易损度划分为 6 个等级权重值,分别为:未利用地=0.6,草地=0.5,林地=0.3,耕地=0.2,水体和建设用地=0.1。植被覆盖度指数是地表因子的组成部分[20]。植被是陆地生态系统的主体部分,是衡量气候和人文因素对环境影响的重要指标[21]。采用象元二分模型进行计算植被覆盖度,具体步骤不做赘述,参考文献[22]。

生态恢复力因子包含景观适应度指数和景观优势度指数。脆弱性与系统的适应性有密切关系[23]。系统的结构和功能与生态恢复力联系密切,景观系统的多样性越多,结构越复杂且分布均匀,系统越稳定。因此,选取斑块丰度密度指数(PRD)、香农多样性指数(SHDI)和香农均匀性指数(SHEI)构建景观适应度指数(LAI)[24]。最大斑块指数(LPI)表示优势度,LPI 指数越大,抗外界干扰能力越强,生态脆弱性指数越小。

2.3　指标的标准化

为了消除量纲的影响,将各个指标进行标准化处理。对于正向指标(数值越大越脆弱),需采用[25]:

$$Y_{ij}=\frac{X_{ij}-\min(X_{ij})}{\max(X_{ij})-\min(X_{ij})} \tag{1}$$

对于负向指标(数值越小越脆弱),需采用:

$$Y_{ij}=\frac{\max(X_{ij})-X_{ij}}{\max(X_{ij})-\min(X_{ij})} \tag{2}$$

式中:Y_{ij}——标准化的指标值;X_{ij}——原指标值;$\min(X_{ij})$——原指标最小值;$\max(X_{ij})$——原指标最大值。

2.4　综合评价的方法

2.4.1　*熵权法*　为了克服主观因素对权值的影响,本研究选取熵权法对各指标赋权值。熵权法是一种基于各个因素考虑计算综合指标的方法,极大程度上有效、客观反映了各个指标的重要程度[26]。计算公式参考文献[27]。表 1 为万安县生态脆弱性评价指标权重结果。

表 1　万安县生态脆弱性评价指标权重

总目标层	指标类	指标项	权重
万安县生态脆弱性评价	生态压力度	面积加权平均分维数倒数	0.069 8
		扰动指数	0.439 0
	生态敏感性	景观破碎度指数	0.086 0
		地形因子指数	0.174 1
		景观类型指数	0.034 9
		植被覆盖度指数	0.078 7
	生态恢复力	景观适应度指数	0.007 2
		景观优势度指数	0.110 3

2.4.2　*灰色关联分析法*　本研究参考邓聚龙提出的灰色关联的计算模型和公式。运用灰色关联度计算

万安县各个网格单元土地生态脆弱度指数。计算公式参考文献[28]。最终得到土地生态脆弱度指数，计算公式为：

$$EVI=\sum_{i=1}^{n}W_i \cdot \varepsilon \quad (3)$$

式中：EVI——生态脆弱度指数；W_i——第 i 项指标的权重；ε——关联系数。

2.4.3 空间自相关分析方法 本文采用 Moran's I 来衡量全局空间自相关和 LISAi 衡量局部空间自相关。具体公式参考文献[24]。

空间自相关分析是分析空间数据相关性和显著性的方法[27-28]。将其与生态脆弱性评价相结合，可以更好的揭示和阐述区域脆弱性的空间集聚特征和内在变化规律。利用 GeoDa 设置空间权重时采用“车式”邻接法，并以此进行空间自相关方面的分析和计算。

3 结果与分析

3.1 生态脆弱性空间格局总体特征

从 1987，1995，2015 年万安县生态脆弱度指数计算结果（表 2—3）表明，1987—2015 年万安县 68.72% 的样本区生态脆弱度指数增大。1987—1995 年生态良好区面积轻微减少，1995—2015 年生态良好区面积急速减少，减少比例 27.58%；1987—1995 年轻度脆弱区面积略微增加，而在 1995—2015 年轻度脆弱区面积快速减少，减少比例 11.52%。中度脆弱区、重度脆弱区和极度脆弱区面积在 1995—2015 年都有所增加，增加比例分别是 10.29%，11.93%，19.75%。从柱状图中可以看出，1987—1995 年各个级别脆弱区的面积存在轻微变化，而在 1995—2015 年各个级别脆弱区的面积均存在明显的增加或是减少。

表 2 万安县生态脆弱性分级面积和比例

项目	1987 年/km²	比重/%	1995 年/km²	比重/%	2015 年/km²	比重/%
生态良好区	990	45.27	927	42.39	324	14.81
轻度脆弱区	648	29.63	657	30.04	396	18.11
中度脆弱区	342	15.64	396	18.11	567	25.93
高度脆弱区	153	7.00	144	6.58	414	18.93
极度脆弱区	54	2.47	63	2.88	486	22.22

表 3 万安县 1987－2015 年各个级别区面积转移变化矩阵

项目	类型区	2015 年				
		生态良好区/km²	轻度脆弱区/km²	中度脆弱区/km²	重度脆弱区/km²	极度脆弱区/km²
1987 年	生态良好区	279	234	225	162	90
	轻度脆弱区	36	135	234	117	126
	中度脆弱区	9	27	90	99	117
	重度脆弱区	0	0	18	36	99
	极度脆弱区	0	0	0	0	54

从趋势分布图（图 1—3）反映出，万安县生态脆弱度在自西向东、由南到北 2 个方向上均呈现先上升后下降的趋势。其中，1987，1995 年的趋势线有略微变化，而 2015 年的趋势线变化较明显。

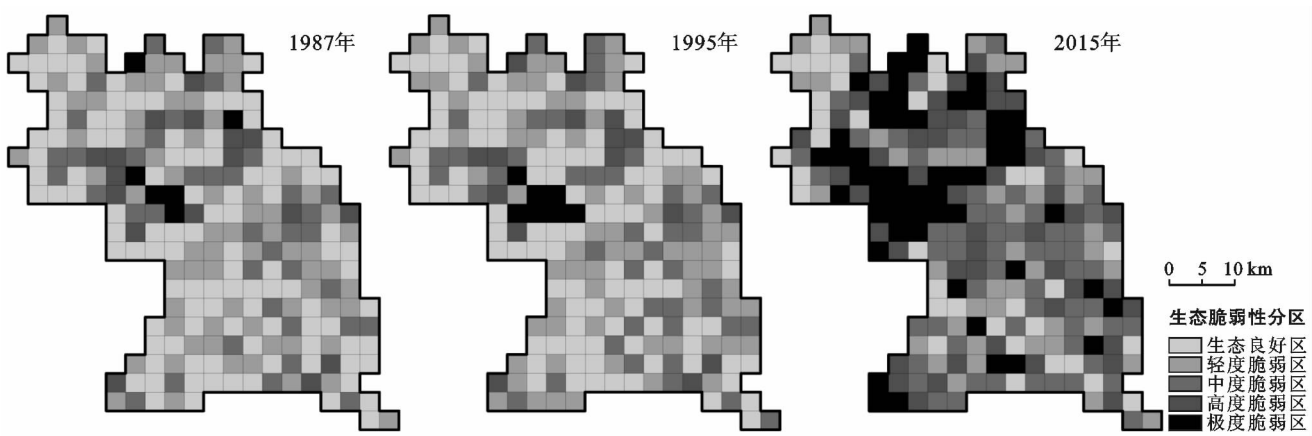


图 1 万安县 1987－2015 年土地生态脆弱性分布示意图

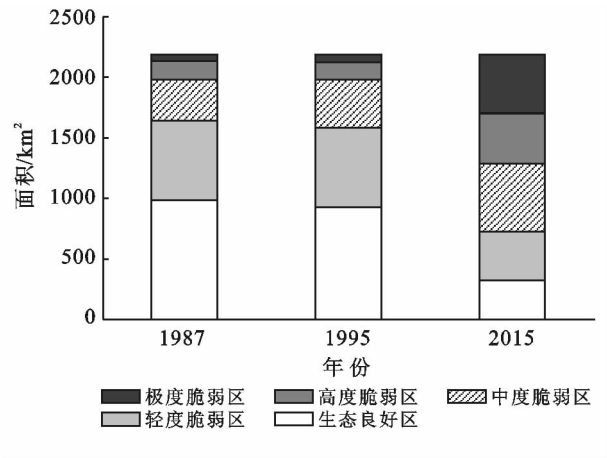


图 2　万安县 1987－2015 年生态脆弱性分布情况

由此可以得出,万安县生态脆弱度高值区域集中在中北部地区而低值区集中于南部和西北部。具体而言以“罗塘—芙蓉—百嘉”地区为生态脆弱度高值区,而“沙坪—武术—宝山”以南以及“潞田—高陂”以北为土地脆弱度低值区域,这一现象和万安县生态环境、经济格局、植被覆盖分布相一致。1987 年万安县生态脆弱度呈现出较均匀分布趋势。主要是万安县县政府所在地周边区域存在高值区域,其余区域基本是低值区。相比于 1987,1995 年的生态脆弱度存在略微增加,但是增加幅度总体不大,分布基本遵循 1987 年分布特点。而与 1987 和 1995 年趋势图相比,2015 年的生态脆弱度分布特征明显不同。由 1987 年主要以万安县县政府为主的高值区不断向外围拓展,形成以“芙蓉—罗塘—窑头—韶口”为主的高值区。

图 4 为万安县各个乡镇平均生态脆弱度,从图 4 可以看出,1987—2015 年各个乡镇生态脆弱度均有不同程度增加。

高值区主要集中在以“芙蓉—罗塘”为中心的周边区域。而低值区主要分布在高陂、顺峰、沙坪等乡镇。

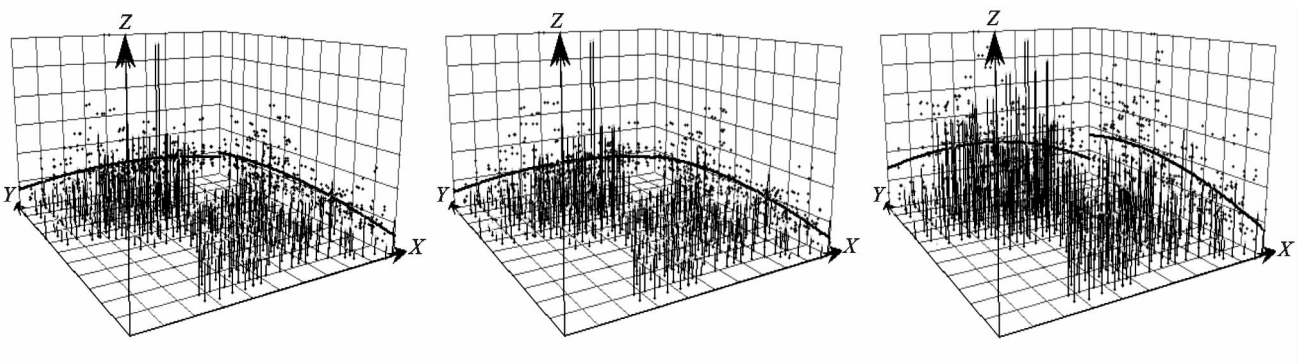


图 3　万安县生态脆弱性趋势分布

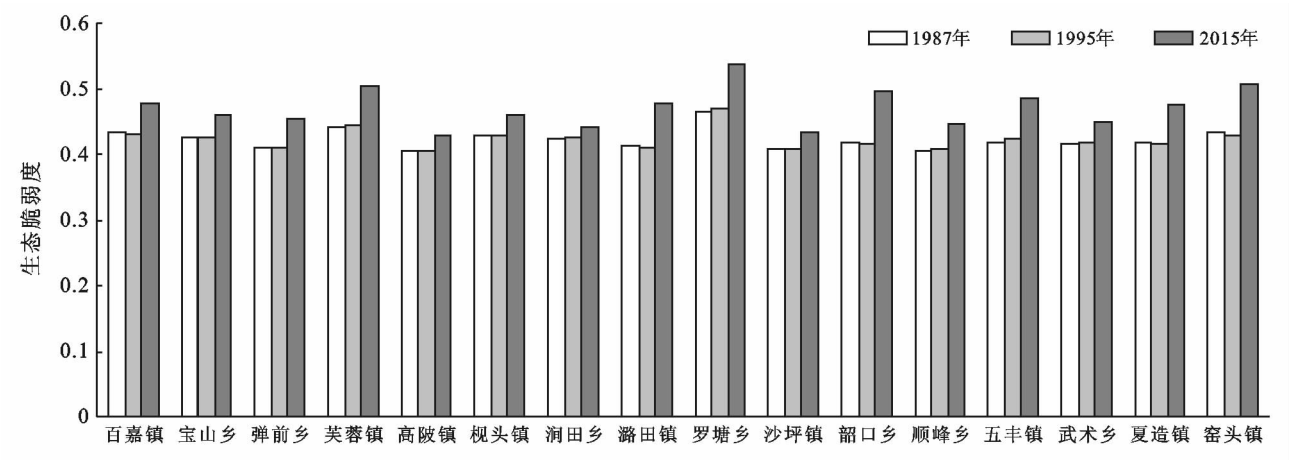


图 4　万安县 1987－2015 年各乡镇生态脆弱性分布情况

3.2　空间集聚特征

全局空间自相关表明全县生态脆弱度在空间上的相似性。1987,1995 和 2015 年 3 个时期的 Moran 指数均为正数,分别是 0.220 5,0.226 6 和 0.406 5,表明万安县生态脆弱度存在较高的空间自相关特征。从各个年份数值可以看出 3 个时期依次升高,由此可见全县生态脆弱度的全局空间自相关上升,空间分布集聚度增强。

局部空间自相关反映全县各个网格单元之间的空间关联度，图 5 为万安县生态脆弱度 LISA 集聚图，反映 3 个时期生态脆弱度的空间集聚特征。

由图 5 可知：①高—高：具有显著的高值集聚区主要集中位于万安县县政府所在地的周边区域，1987 和 1995 年的高值集聚区总体相差不大，而 2015 年的高值集聚区以县政府所在地向西逐渐扩展。②低—低：万安县生态脆弱度具有显著性的低值区主要分布于高陂镇，1995 年的低值集聚区相比于 1987 年有减少趋势，而 2015 年位于高陂镇的低值集聚区向外围扩展，且扩展较为明显。③低—高：1987 和 1995 年主要分布于高值集聚区的北部区域，而 2015 年的低—高区相比于 1987 和 1995 年明显减少，但是仍然主要分布于高值区附近，由此说明这些集聚区分布特点主要是高值区附近，这些区域主要是过渡带，具有较明显的低高区特点。

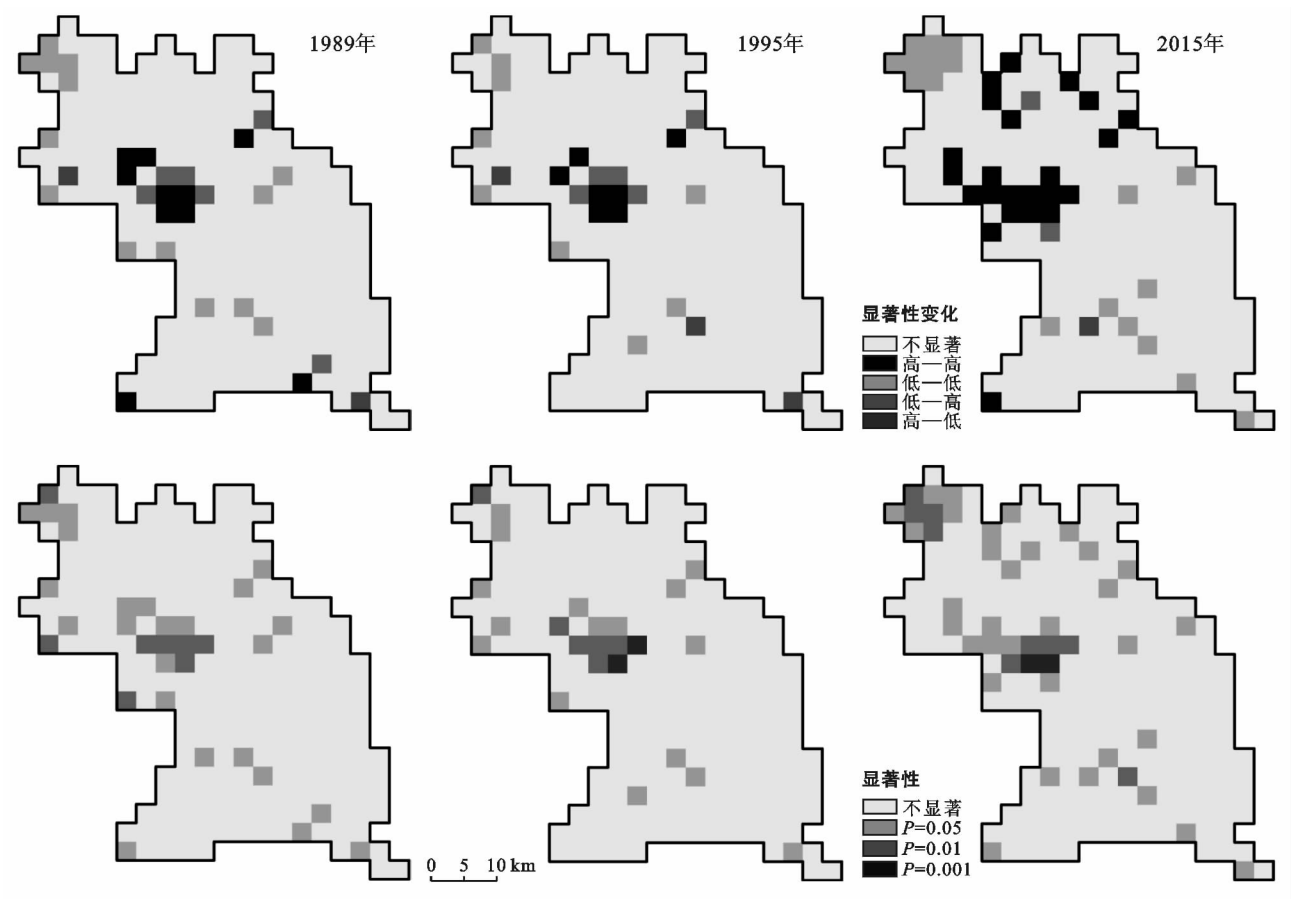


图 5 万安县生态脆弱性局部空间自相关情况

4 驱动力分析

区域生态脆弱性强弱与社会经济发展有密切关系。因此选取 1987—2015 年各乡镇人口自然增长率、非农业人口比重、乡村从业人口比重、乡镇人均纯收入、地均粮食产出、单位耕地面积化肥施用量七个影响因子，并计算 3 期平均值。运用 ArcGIS 软件计算 1987—2015 年各个乡镇生态脆弱度指数平均值，并将社会经济因子导入 ArcGIS 软件进行空间分析处理。通过地理探测器法进行因子探测得到各个影响因子对生态脆弱性强弱的解释力大小，其中具有显著性影响的因子分别是：乡镇人均纯收入、地均粮食产出、人口自然增长率和非农业人口比重，q 值大小分别是 0.903 2，0.667 6，0.667 6，0.662 6，0.6131。万安县属于典型丘陵地区，地区受海拔影响较为明显。人口、交通、工业、服务业密集区主要分布在中北部平原地区。这些地区人口密度大、土地投入产出强度大，经济快速发展导致生态环境不断恶化。其中在社会经济发展因子中，乡镇人均纯收入对区域生态脆弱性的影响力最大。由此表明万安县的经济发展是以牺牲生态环境为代价的，属于经济与生态不协调发展，是不可持续的发展方式。

对 6 个影响因子进行交互探测后得出 15 对因子对。结果表明任何两种因子的交互作用都比单因子交互作用强。非线性增强因子对具有最强的协同作用。根据表 4，最强的非线性协同因子对是单位耕地

面积化肥施用量与非农业人口比重。由此表明单位耕地面积化肥施用量对区域生态脆弱性的增强直接作用小,但与非农业人口比重因素交互所产生的间接作用力很大。由此表明城镇化发展进程中,需要合理规划引导城镇发展,避免城镇"摊大饼式"盲目外延,以及注重发展生态、绿色、循环农业,避免为快速获得经济效益而牺牲生态环境。

表 4　生态脆弱性影响因子相互作用

	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6
X_1						
X_2	0.8455					
X_3	0.9311	0.9638				
X_4	0.7772	0.8164	0.9349			
X_5	0.5290*	0.9535*	0.9755	0.9252*		
X_6	0.9656*	0.8592	0.9408	0.8561	0.8150	

注:①X_1,X_2,X_3,X_4,X_5,X_6 分别表示单位耕地面积化肥施用量、人口自然增长率、乡镇人均纯收入、地均粮食产出、乡村从业人口比重、非农业人口比重;②"*"表示因子 x 和 y 之间为非线性双协同作用;未标注此符号表示因子 x 和 y 之间为双协同作用。

5　结论

万安县近年来建设用地增加、经济快速发展以及人类干扰的加强,引起耕地、林地退化,生态系统内部平衡受到破坏,生态环境进一步恶化。当前要促进万安县人地协调发展、经济与环境保护可持续发展。需要针对万安县资源、气候、地形、土壤等条件,并结合万安县生态脆弱区特点,合理规划用地,科学系统划分生态功能区,主要分为水土保持区、生态修复区和生态防护区。

水土保持区主要位于地势比较高,人口分布稀少,气候条件相对较差,对外界干扰较为敏感,生态环境易于退化,由于坡度较大,山体易发生水土流失,在合理开发利用时要特别注意保护水土状况,及时退耕还林以及加大植树造林力度,并借助工程修复提高水土保持能力,改善生态状况。生态修复区主要是针对高度脆弱和极度脆弱区域,主要分布在万安县北部,这些区域由于受外界干扰,生态环境已遭到破坏,尤其是近几年万安县经济快速发展以及城镇快速扩张,因此需要对这些区域重点修复,主要采用人为监控和人工改良措施。在工业方面,降低工业污染,关闭或是改造升级污染性极大的企业;在农业方面,大力发展循环经济,减少使用化肥量,用绿肥代替化肥,改善生态环境。合理规划利用土地资源,特别是注重生态过渡带(城镇向农村过渡的地带)的合理规划和保护,以此提升城镇生存环境的同时又进一步保护郊区的环境。生态防护区主要针对生态良好区、轻度脆弱区和中度脆弱区,主要分布在万安县南部区域。这部分区域的人口密度小、交通网较稀疏以及植被覆盖较好。因此要特别注重提高区域生态系统稳定性,达到保护区域生态环境的目的。

目前,结合景观格局指数及影响生态脆弱性的重要因子进行县级生态脆弱性研究分析还处于初步阶段。本文依循"压力—状态—响应"评估框架构建万安县生态脆弱性评价指标体系,全面考虑了生态脆弱性的内涵,并结合熵权灰色关联法的优点,构建生态脆弱性评价模型,为今后探讨县级生态脆弱性提供一套新的研究方法和思路。然而,由于构建指标体系需要考虑数据的可获得性和可测性,导致所构建的指标体系并不全面概括生态脆弱性内涵,今后应进一步改善。此外,本文针对脆弱性阈值划分主要采用自然分裂法,对于阈值划分的科学性有待进一步研究。并且,本文主要是从景观水平的景观格局进行研究,未考虑各个地类的脆弱性,在今后的研究中可进一步探讨各个地类的生态脆弱差异性。

[参 考 文 献]

[1] 田亚平,常昊.中国生态脆弱性研究进展的文献计量分析[J].地理学报,2012,67(11):1515-1525.

[2] Ippolito A, Sala S, Faber J H, et al. Ecological vulnerability analysis: A river basin case study[J]. Science of the Total Environment, 2010,408(18):3880-3890.

[3] 蔡海生,刘木生,李凤英,等.生态环境脆弱性静态评价与动态评价[J].江西农业大学学报,2009,31(1):149-155.

[4] Bogard W C. Bringing social theory to hazards research: Conditions and consequences of the mitigation of environmental hazards[J]. Sociological Perspectives, 1988, 31(2):147-168.

[5] Dow K, Downing T. Vulnerability Research: Where Things Stand[J]. Human Dimensions Quarterly, 1995, 1(1):3-5.

[6] 赵平,彭少麟,张经炜.生态系统的脆弱性与退化生态系统[J].热带亚热带植物学报,1998(3):179-186.

[7] Yan Zhi Zhao, Xue Yong Zou, Hong Cheng. Assessing the ecological security of the Tibetan plateau: Methodology and a case study for Lhaze County[J]. Journal of Environmental Management, 2006,80(2):120-131.

[8] 潘竟虎,任梓菡.基于景观格局和土壤侵蚀敏感性的兰州市生态脆弱性评价[J].土壤,2012,44(6):1015-1020.

[9] 蔡海生,陈美球,赵小敏.脆弱生态环境脆弱度评价研究进展[J].江西农业大学学报,2003,25(2):270-275.

[10] 蔡海生,刘木生,陈美球,等.基于 GIS 的江西省生态环境脆弱性动态评价[J].水土保持通报,2009,29(5):

190-196.

[11] 邱彭华,徐颂军,谢跟踪,等.基于景观格局和生态敏感性的海南西部地区生态脆弱性分析[J].生态学报,2007(4):1257-1264.

[12] 王丽婧,席春燕,付青,等.基于景观格局的三峡库区生态脆弱性评价[J].环境科学研究,2010,23(10):1268-1273.

[13] 卢远,苏文静,华璀.基于景观格局和生态敏感性的左江流域生态脆弱性分析[J].水土保持研究,2011,18(3):78-82.

[14] 刘晶,刘学录,侯莉敏.祁连山东段山地景观格局变化及其生态脆弱性分析[J].干旱区地理,2012,35(5):795-805.

[15] 封建民,郭玲霞,李晓华.基于景观格局的榆阳区生态脆弱性评价[J].水土保持研究,2016,23(6):179-184.

[16] 许倍慎,周勇,徐理,等.湖北省潜江市土地生态脆弱性时空分析[J].中国土地科学,2011,25(7):80-85.

[17] 陈百明,周小萍.《土地利用现状分类》国家标准的解读[J].自然资源学报,2007,22(6):994-1003.

[18] Rempel R, Kaukinen D, Carr A. Patch Analyst and Patch Grid [C]. Ontario Ministry of Natural Resources. Thunder Bay, Ontario: Centre for Northern Forest Ecosystem Research, 2012.

[19] 曹运江,宋伟,冯少真,等.贵州广致煤矿矿山环境影响范围与程度界定研究[J].湖南科技大学学报:自然科学版,2010,25(3):36-41.

[20] 刘正佳,于兴修,李蕾,等.基于 SRP 概念模型的沂蒙山区生态环境脆弱性评价[J].应用生态学报,2011,22(8):2084-2090.

[21] 崔晓临,赵娟,白红英,等.基于 MODIS NDVI 的陕西省植被覆盖变化分析[J].西北农林科技大学学报:自然科学版,2013,41(5):87-93.

[22] 滕玲.基于时序 Landsat 解析合肥市植被覆盖度动态变化研究[D].安徽 合肥:安徽大学,2016.

[23] 李克让,曹明奎,於琍,等.中国自然生态系统对气候变化的脆弱性评估[J].地理研究,2005,24(5):653-663.

[24] 孙才志,闫晓露,钟敬秋.下辽河平原景观格局脆弱性及空间关联格局[J].生态学报,2014,34(2):247-257.

[25] 贾艳红,赵军,南忠仁,等.熵权法在草原生态安全评价研究中的应用:以甘肃牧区为例[J].干旱区资源与环境,2007,21(1):17-21.

[26] 贺祥.基于熵权灰色关联法的贵州岩溶山区人地耦合系统脆弱性分析[J].水土保持研究,2014,21(1):283-289.

[27] 张燕,徐建华,曾刚,等.中国区域发展潜力与资源环境承载力的空间关系分析[J].资源科学,2009,31(8):1328-1334.

[28] 夏浩,苑韶峰,杨丽霞.浙江县域土地经济效益空间格局演变及驱动因素研究[J].长江流域资源与环境,2017,26(3):341-349.

(上接第 206 页)

(3) 根据实地踏勘剥离区、存储区、回覆区地形和地类情况,依据土地利用现状图、土地利用总体规划、耕地地力调查结果、耕地地力等级分布等资料,初步判定耕作层厚度。根据耕作层土壤质量等级,参考国家、各省市相关政策和耕作层剥离相关经验确定土壤剥离深度。一级土壤质量,耕作层厚度为 20 cm,土壤剥离深度为 30 cm;二级土壤质量,耕作层厚度为 20 cm,土壤剥离深度为 20 cm;三级土壤质量,耕作层厚度为 20 cm,土壤剥离深度为 10 cm。为后续编制耕作层土壤剥离利用方案,指导耕作层土壤的剥离、运输、存储和回覆等工作打好基础。

[参 考 文 献]

[1] 陈鑫.山东省耕作层土壤剥离利用情况分析及建议[J].安徽农学通报,2016,22(13):78-80.

[2] 程从坤.耕作层土壤剥离再利用模式研究:以安徽省为例[J].安徽农业科学,2014,42(23):8017-8019.

[3] 牛光辉,彭梓淦,谭晓,等.关于表土剥离有关问题的探讨[J].中国水土保持,2014(4):20-22.

[4] 焦建国,张智丽,陈雅楠,等.关于巴彦淖尔市生产建设项目表土剥离的探讨[J].水保与生态,2015(5):67-68.

[5] 杨军明,侯登平,王锐,等.表土剥离再利用工程绩效评价:以重庆市三峡库区移土培肥工程为例[J].水土保持通报,2012,32(5):49-51.

[6] 陈光银,张孝成,范喜秋,等.文登市建设用地耕作层土壤剥离工作探讨[J].山东国土资源,2011,27(5):239-243.

[7] 张汪寿,李晓秀,黄文江,等.不同土地利用条件下土壤质量综合评价方法[J].农业工程学报,2010,26(12):311-318.

[8] 郭笑笑,刘丛强,朱兆洲,等.土壤重金属污染评价方法[J].生态学杂志,2011,30(5):889-896.

[9] 环境保护部,国家质量监督检验检疫总局.GB15618-2008.土壤环境质量标准[S].北京:中国标准出版社,2008.

[10] 董雪.吉林省黑土区村庄表土剥离技术集成方案[D].吉林 长春:吉林农业大学,2012.