

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2021.01.020

基于景观结构变化的生态风险评价与管控

——以重庆市万州区为例

卿巧玲, 黄云, 裴婵

西南大学 资源环境学院, 重庆 400715

摘要: 以万州区为例, 以 2009, 2013, 2016 年土地利用数据为基础, 以 ArcGIS 和 Fragstats 为软件支撑, 综合运用生态风险指数、生态风险动态变化空间分析模型以及地理探测器等多种研究方法, 研究了万州区景观结构变化状况、区域生态风险的时空变化状况及其在不同地形下的分布变化状况, 为万州区生态环境的改善提出相应的管控措施。结果表明: ① 2009—2016 年万州区潜在风险区面积小幅增加后大面积向低风险区转化, 成为转出面积最高的风险区; 重风险区则持续转化为中风险区, 使得重风险区和中风险区分别成为主要转出和主要转入风险类型, 其转出、转入率分别为: 0.95%, 2.11%, 此外, 重风险区也是空间变化最为活跃的风险类型; ② 平原为重风险的主要集聚地带, 丘陵以低风险区为主, 而山地则是潜在风险区的主要分布带; 各个地形下的生态风险指数值从大到小依次为: 平原、丘陵、山地。

关键词: 景观结构; 生态风险; 地理探测器; 地形; 万州区

中图分类号: P901; X826

文献标志码: A

文章编号: 1673-9868(2021)01-0174-11

生态风险是指外部压力(如自然变化或人类活动)对种群、生态系统结构或整个景观的正常功能产生负面影响的概率或可能性^[1-2], 这些影响在生态系统健康、生产力、遗传结构、经济价值和美学价值上得以反映^[3-4]。当前, 生态风险评价研究主要是结合景观脆弱度指数和景观干扰度指数来构建模型对生态环境进行评价分析^[5]。

目前, 国内外对于生态风险的研究已积累了相当丰富的经验。从研究对象来看, 流域^[6-8]、干旱区^[5, 9]、沿海地区^[10-12]、海岸带^[13-14]、自然保护区^[15]等为研究的热点区域, 近年来, 也逐渐有学者将目光投向黄土沟壑区^[16]及生态移民区^[17-19]; 从研究尺度上来看, 综合考虑研究区面积及景观斑块平均面积来划分的网格为主流研究尺度^[20], 也有部分学者以市域、县域等行政单位为基础研究单位来开展生态风险研究; 从研究方法来看, 大多数学者运用景观格局指数构建生态风险模型或者依据统计数据, 采用 RRM^[21-22]、PSR^[23]、PESR 模型进行相关分析。尽管目前关于生态风险的研究已经相当成熟, 但大多数学者在对区域生态风险进行研究时更多考虑其在地理空间和时间序列上的变化特征, 很少通过划分地形来分析生态风险变化; 同时, 对于一定研究期内的区域生态风险变化研究视角较单一, 多从各风险等级面积变化或时空分布上来探究, 而对于研究期内各等级生态风险之间的转化以及转化的程度研究不够。因而本研究通过构建生态风险动态变化空间分析模型, 来分析万州区各等级生态风险之间的转化状况; 同时借助地理探测器探测地形因子中对生态风险影响最大的因子, 并以此作为地形划分依据, 对各个地形的生态风险进行分析。

万州区作为三峡移民的重要迁入地区, 移民建设中建设用地的急剧增加对区域内生态环境造成了较大影响。同时, 由于区域内降水充沛、河流水系发达、地质构造复杂, 其生态环境稳定性较差^[24], 因而在库区

收稿日期: 2019-07-02

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(41530855)。

作者简介: 卿巧玲, 硕士, 主要从事土地利用规划与土地资源管理研究。

通信作者: 黄云, 教授。

辐射范围内,景观格局的变化对生态环境的影响意义较为深远.本研究采用目前的主流方法来对研究区的生态风险状况进行量化分析,即建立生态风险评估单元,利用生态风险指数模型测定各评价单元的生态风险状况^[18],借助反距离权重插值法将评估结果在空间上表达出来^[25],进行相关分析,以期为万州区生态环境保护提供可借鉴的材料.

1 研究区域与数据

1.1 研究区域

万州区(107°52′—108°53′E, 30°24′—31°14′N)地处三峡库区腹地,是三峡库区中部的经济中心,重庆市第二大城市,长江十大港口之一.万州区下辖52个乡镇及街道办,土地利用总面积约为345 655 hm².区域地貌以山地、丘陵为主,间有河流阶地、浅丘平坝等地貌分布.万州区属于亚热带湿润气候,年平均气温17.7℃,平均降水量1 243 mm.区域内植被覆盖率高,耕地面积广阔,河流众多,且切割深、落差大,河流水系呈枝状分布,均属于长江水系.

1.2 研究数据

研究以2009,2013,2016年土地利用数据以及行政区划数据为基础(图1),该数据由重庆市万州区规划和自然资源局提供.按照地理国情监测云平台(<http://www.dsac.cn/>)下的土地利用数据产品分类标准将万州区土地利用类型划分为耕地、园地、草地、林地、水域及水利设施用地、城乡工矿居民用地、交通用地以及未利用土地等8种类型,并进行重编码;DEM来自地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>)的ASTER GDEM(V2)数据集,分辨率为30 m×30 m,借助ArcGIS软件进行拼接、裁剪及格式转换生成研究区DEM数据,并依据DEM生成研究区坡度和地形起伏度数据.

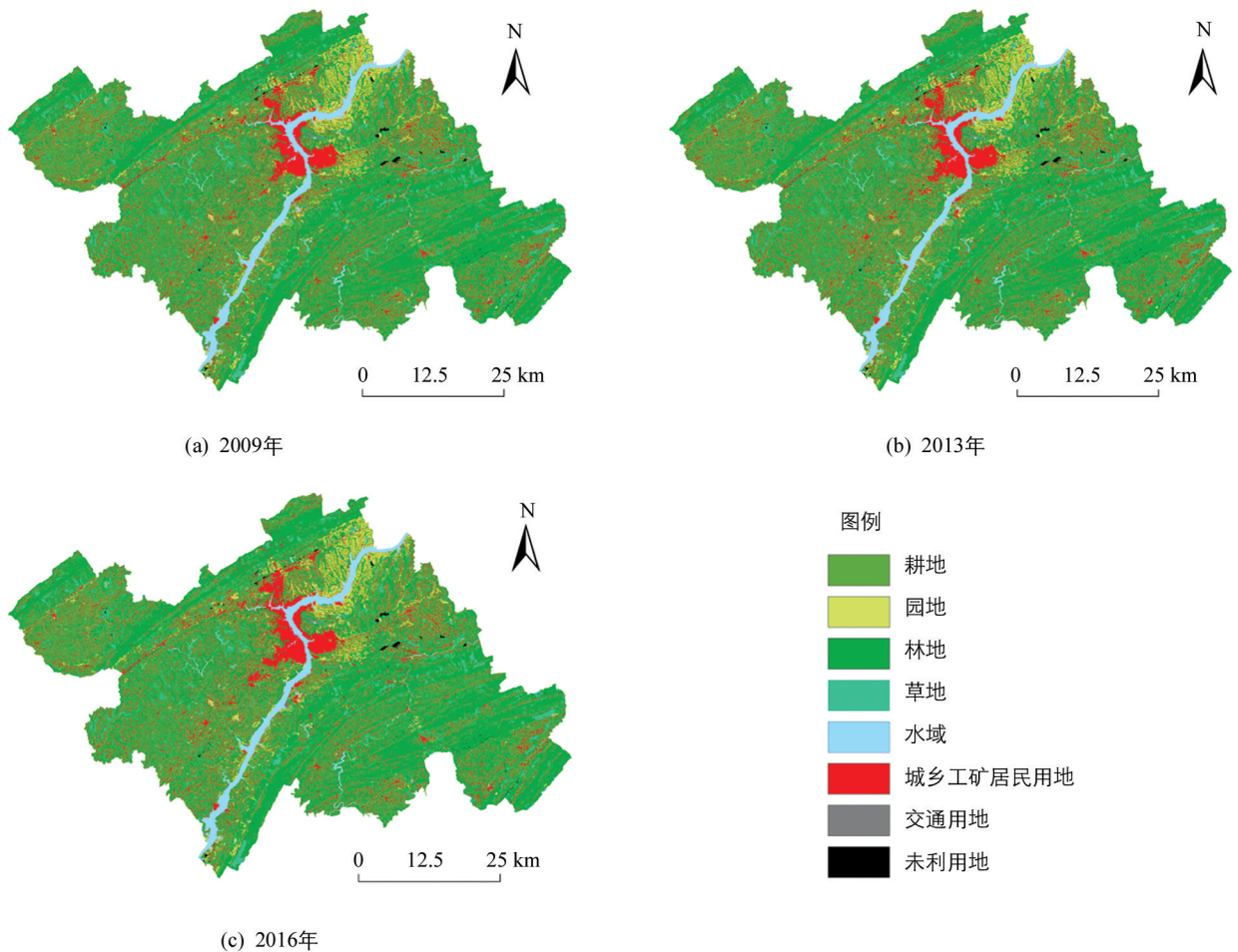


图1 万州区2009,2013,2016年土地利用类型图

2 研究方法

2.1 评价单元的确定

为了更好地表达万州区生态风险在空间上的分异特征,本研究对万州区 2009 年、2013 年以及 2016 年 3 期土地利用数据进行等间距系统采样。根据万州区面积和研究尺度,构建 $2\text{ km} \times 2\text{ km}$ 的单元格网,共计 984 个样区(图 2)。参照许凤娇等^[10]的最佳分析尺度选取方法,确定栅格转换的最佳粒度为 50,将 3 个时期采样后的土地利用数据转换为最佳粒度的栅格数据;利用 Fragstats4.1 软件及景观格局生态风险指数模型计算出各单元格的生态风险指数,并将其视为样地中心点的生态风险值。

2.2 构建景观格局生态风险指数模型

景观格局变化会对生态系统产生影响,并且能够直观地反映在景观结构及其组成上^[26]。不同的景观类型在保护物种、维持区域生态稳定性、维护生物多样性、完善整体结构与功能等方面的作用往往有所不同,且不同的景观类型对外界的抗干扰能力也有差异^[27]。本研究通过建立景观格局与生态系统的联系,利用景观损失度指数、景观脆弱度指数及景观组分的面积比例建立生态风险指数的计算模型,即景观格局的生态风险指数(Ecological Risk Index,简称 ERI)。

该指数广泛应用于生态风险分析^[28],用于描述风险区的相对风险大小,主要是依据样地内各种景观类型占样地总面积的比例和景观损失度 R_i 来构建景观生态风险指数^[29-30]。其具体计算方法如下:

$$ERI_k = \sum_{i=1}^N \frac{A_{ki}}{A_i} R_i \quad (1)$$

式中: ERI_k 为样地 k 的景观生态风险指数,其值越大,表明该样地的生态风险程度越高,反之,则越低; A_{ki} 为样地 k 中第 i 类土地利用方式的面积; A_i 为第 i 类土地利用方式的总面积; R_i 为第 i 类土地利用方式的损失度指数,通过干扰度指数 E_i 和各种土地利用类型的脆弱度指数 F_i 构建^[31],公式如下:

$$R_i = \sqrt{E_i \times F_i} \quad (2)$$

其中,干扰度指数 E_i 的公式如下:

$$E_i = aC_i + bN_i + cD_i \quad (3)$$

式中: C, N, D 分别代表破碎度指数、分离度指数和优势度指数,其具体生态学含义见参考文献^[32-33]。 a, b, c 分别为各景观指数的权重,三者之和为 1。根据已有研究^[32-33]并结合研究区斑块数量庞大,区域内景观破碎化严重的特征,认为万州区景观破碎度特征最为重要,分离度指数和优势度指数次之。采用德尔菲法,对 3 种指数赋值分别为 0.5, 0.3, 0.2。

F_i 为景观脆弱度指数,用于表征不同生态系统的脆弱程度,值越高,脆弱度也就越高。研究借鉴已有研究成果^[10-12],依据万州区的实际特征发现建设用地最为稳定,不易产生变化,故将其赋值为 1;水域易受库区消落带涨落及人类活动的影响,因而赋值为 8;交通用地、未利用地、园地、耕地、草地、林地则根据各自脆弱性特点分别赋值为 7, 6, 5, 4, 3, 2。进行归一化处理得到研究区的景观脆弱指数(F_i)。

2.3 生态风险动态变化空间分析模型

为了更有效地刻画和测算研究区生态风险动态变化的空间过程及强烈程度,本研究借鉴土地利用动态变化空间分析模型^[34],建立生态风险动态变化空间分析模型,着重分析生态风险在转化过程中转出和新增部分的具体动态变化,其计算公式为:

$$IRL_k = \frac{LA_{(k, t_2)} - ULA_k}{LA_{(k, t_1)}} / (t_2 - t_1) \times 100\% \quad (4)$$

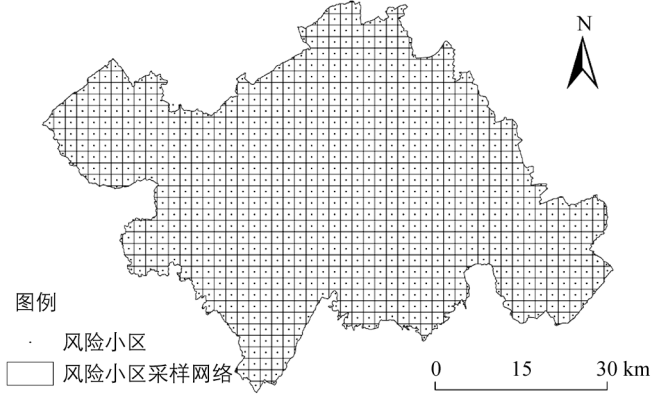


图 2 生态风险小区划分

$$TRL_k = \frac{LA_{(k, t_2)} - ULA_k}{LA_{(k, t_1)}} / (t_2 - t_1) \times 100\% \quad (5)$$

$$CCL_k = \frac{(LA_{(k, t_2)} - ULA_k) + (LA_{(k, t_1)} - ULA_k)}{LA_{(k, t_1)}} / (t_2 - t_1) \times 100\% = IRL_k + TRL_k \quad (6)$$

式中: IRL_k 为 t_1 至 t_2 时段, 第 k 等级生态风险转入速率; TRL_k 为 t_1 至 t_2 时段, 第 k 等级生态风险转出速率; CCL_k 为第 k 等级生态风险的空间变化速率; $LA_{(k, t_1)}$ 为在 t_1 时第 k 等级生态风险的面积; ULA_i 为研究期间第 k 等级生态风险未变化部分的面积。

该动态变化模型虽然能够有效地展示各生态风险等级之间的转换, 但缺乏对各个等级之间相互转化剧烈程度的描述. 因此, 本研究依据土地利用空间变化率指数建立生态风险空间变化指数, 测算研究期间各生态风险等级空间变化的规模 and 变化程度^[35]. 其计算公式为:

$$F_k = \frac{\Delta V_k}{A} \times \frac{1}{t_2 - t_1} \times 100\%$$

$$\Delta V_k = (LA_{(k, t_2)} - ULA_k) + (LA_{(k, t_1)} - ULA_k)$$

$$F_k = CCL_k \times LA_{(k, t_1)} / A \quad (7)$$

式中: F_k 为第 i 等级生态风险的空间变化率指数; ΔV_k 为 t_1 至 t_2 时段该等级的土地变化总量; A 为研究区面积。

2.4 地理探测器

地理探测器是探测空间分异性并揭示其背后驱动因子的一种新的统计学方法^[36-37], 包含因子探测器、风险探测器、交互作用探测器、生态探测器等 4 个部分^[36, 38], 其最初被用于探究地方性疾病的形成原因^[39]. 已有研究表明, 土地利用空间格局与地形因子具有显著相关性^[40], 因此研究从地形因子的角度出发, 探究高程、坡度及地形起伏度对生态风险的影响大小, 以便从中选取主导因子进行下一步的研究, 研究选取“因子探测器”进行测算。

因子探测器用于探测某因子 X 多大程度上解释了属性 Y 的空间分异^[41], 其公式如下:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} \quad (8)$$

式中: $h=1, 2, \dots$; L 为自变量 X 的分层; N_h 和 N 为层 h 或全区的样本数; σ^2 和 σ_h^2 为 h 和全区生态风险值的方差; q 为自变量对因变量的解释力, $q \in [0, 1]$, q 值越接近于 1, 表示自变量对因变量的影响也就越大, 根据 q 值大小可识别生态风险的主导因子。

3 结果与分析

3.1 景观结构变化特征分析

利用 Fragstats 4.1 软件, 得到研究区 2009, 2013, 2016 年各景观类型的景观格局指数(表 1). 研究期内, 耕地和林地面积之和占研究区总面积的 74%, 是区域景观的基质. 从表 1 中可以看出, 区域景观结构有所变化, 城乡工矿居民用地及交通用地的损失度 R_i 大幅度下降, 说明在“十二五”“十三五”规划的指导及城市发展的推动下, 城市建设和基础设施建设有节奏有目的地扩张, 景观类型受人类活动干扰减弱; 其他景观类型的损失度 R_i 表现出持续增加或波动增长的趋势, 其中园地的增长幅度较大, 从 2009 年的 0.2929 上升到 2016 年的 0.2964, 是因为研究期间, 万州区按照农业发展总体要求, 实施“1+1+N”示范园区发展战略和重点建设“一区一园三基地”等, 人类活动对园地的干扰加强。

除城乡居民工矿用地和未利用地外, 耕地、林地、园地、草地、水域及水利设施用地和交通用地的破碎度指数 C_i 均有不同幅度的增加, 表明这几种景观类型在研究期内, 较大的斑块被分割, 向较小的零散斑块转变, 景观呈破碎化状态, 生态稳定性降低. 城乡工矿用地破碎度指数 C_i 和景观分离度 N_i 呈下降趋势, 意味着城市建设逐渐跨出旧城市范围, 向周边的林地、耕地及园地等地类扩张, 其在面积增长的同时, 建设景观呈整体集聚状态, 景观连通性增加. 整个研究期内, 未利用地的景观损失度指数 R_i 都较高, 这主要

是由于其自身脆弱度高,受人为活动影响较大,且在空间上分布极其分散,占地面积少而斑块数量多,破碎度指数 C_i 和分离度指数 N_i 都较高。

表 1 研究区的景观格局指数

景观类型	年份	斑块面积/ hm ²	斑块数量/ 个	破碎度 (C_i)	分离度 (N_i)	优势度 (D_i)	干扰度 (E_i)	脆弱度 (F_i)	损失度 (R_i)
耕地	2009	122 514.65	12 484	0.101 9	0.268 1	0.459 0	0.223 2	0.111 1	0.157 5
	2013	122 460.23	12 492	0.102 0	0.268 3	0.459 3	0.223 3	0.111 1	0.157 5
	2016	121 452.08	12 780	0.105 2	0.273 6	0.458 5	0.226 4	0.111 1	0.158 6
园地	2009	11 533.16	3 319	0.288 2	1.468 4	0.165 3	0.617 7	0.138 9	0.292 9
	2013	11 376.9	3 322	0.292 4	1.489 2	0.165 2	0.626 0	0.138 9	0.294 9
	2016	11 272.28	3 333	0.296 0	1.505 6	0.165 0	0.632 7	0.138 9	0.296 4
林地	2009	137 419.76	16 653	0.121 2	0.276 1	0.497 1	0.242 8	0.055 6	0.116 1
	2013	137 254.75	16 665	0.121 4	0.276 5	0.497 1	0.243 1	0.055 6	0.116 2
	2016	137 448.92	16 704	0.121 5	0.276 4	0.497 3	0.243 1	0.055 6	0.116 2
草地	2009	28 256.86	5 217	0.184 5	0.751 4	0.284 2	0.374 5	0.083 3	0.176 7
	2013	28 262.12	5 213	0.184 3	0.751 0	0.284 8	0.374 4	0.083 3	0.176 6
	2016	28 184.09	5 234	0.185 6	0.754 6	0.284 7	0.376 1	0.083 3	0.177 0
水域及水利设施用地	2009	15 697.46	841 4	0.535 9	1.717 8	0.273 5	0.838 0	0.222 2	0.431 5
	2013	15 611.78	8 359	0.535 3	1.721 5	0.273 4	0.838 8	0.222 2	0.431 7
	2016	15 465.34	8 322	0.538 0	1.734 0	0.273 0	0.843 8	0.222 2	0.433 0
城乡工矿居民用地	2009	28 805.08	36 692	1.276 4	1.954 8	0.392 7	1.303 2	0.027 8	0.190 3
	2013	29 100.08	35 763	1.231 9	1.910 4	0.391 1	1.267 3	0.027 8	0.187 6
	2016	29 764.38	35 584	1.198 4	1.863 0	0.391 8	1.236 5	0.027 8	0.185 3
交通过地	2009	730.46	314	0.426 3	7.131 2	0.032 0	2.358 9	0.194 4	0.677 3
	2013	892.32	481	0.535 8	7.225 1	0.040 1	2.443 4	0.194 4	0.689 3
	2016	1 374.24	719	0.518 9	5.735 8	0.054 5	1.991 1	0.194 4	0.622 2
未利用地	2009	697.12	498	0.715 8	9.410 1	0.069 1	3.194 7	0.166 7	0.729 7
	2013	696.37	496	0.713 7	9.401 3	0.068 8	3.191 0	0.166 7	0.729 3
	2016	693.2	495	0.715 1	9.434 9	0.068 5	3.201 7	0.166 7	0.730 5

从表 1 可以得知,万州区各地类斑块体量庞大,景观破碎化程度较重。尤其是城乡工矿居民用地,其面积仅占全区面积的 8.59%,但斑块数目占斑块总数的 42.78%。

3.2 生态风险时空变化分析

利用 Fragstats 4.1 软件,计算得到研究区 2009,2013,2016 年各景观类型的景观格局指数,并利用公式(1)–(3)计算各风险单元的风险指数。有学者指出,在样本点分布较为密集且分布较为均匀时,使用反距离权重插值法(Inverse Distance Weighted, IDW)可以得到较好的插值结果^[42]。因此,研究对生态风险值进行 IDW 插值,借助 ArcGIS 的自然断点法工具划分生态风险等级: $ERI_k < 0.151 6$ (潜在风险区), $0.151 6 \leq ERI_k < 0.183 1$ (低风险区), $0.183 1 \leq ERI_k < 0.225 5$ (中风险区), $ERI_k \geq 0.225 5$ (高风险区)。

由图 3 可以看出,2009–2016 年间,万州区生态风险整体格局基本稳定,但空间差异明显。就整体而言,区域以长江为界,呈现出西高东低,东西高中部低的分布态势。高风险区呈条带状集中分布,与境内东北—西南方向延伸的河流走势基本一致;中风险区则分布于高风险区外围,与城镇建设用地及园地的分布

基本吻合,并随着城镇建设用地向外扩张而蔓延;潜在风险区和低风险区分布范围最广,东部是低风险区的主要分布地带,西部则是以潜在风险区为主。

研究期内,各等级风险区面积也发生了较大的变化,潜在风险区先小幅增长后大面积缩减,重风险区面积持续减少,而低风险区和中风险区面积大幅增长。为了响应国家“扶贫脱困”的号召以及实现“建成长江区域性综合交通枢纽”目标,万州区东部新增了大量交通用地,深入贫困镇区,交通设施的完善在促进当地经济发展的同时,不可避免地破坏了区域内景观斑块的完整性,以致低风险区在东部扩张,侵蚀原潜在风险区,影响了片区的生态环境;2013年,重庆市发布了环境保护“五大行动”实施方案,万州区被纳入渝东北生态涵养区重点开发,因此万州区区政府将生态文明建设放在突出地位,着力保护三峡库区的青山绿水,建设三峡库区生态安全屏障。该举措使区域内水环境得到改善,生态空间格局更加优化,推动重生态风险区向中心地区缩减转化为中风险区。此外,由于五桥河流域范围内的城市建设不断向外围扩展,人为活动也对景观生态安全造成一定威胁,从而迫使部分低风险区转化为中风险区。

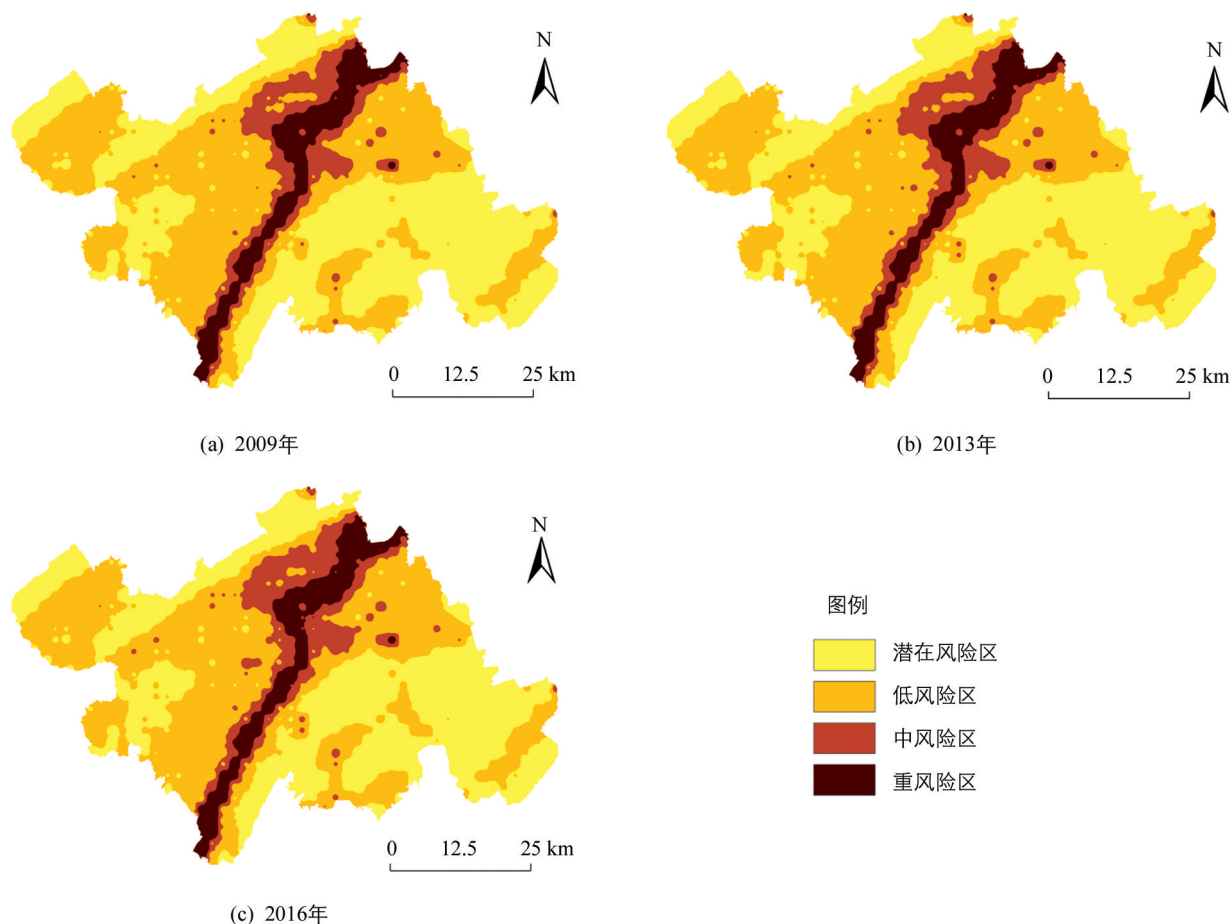


图3 万州区2009,2013,2016年生态风险空间分布

通过公式(4)–(7)计算得到2009年至2016年万州区生态风险空间变化状况(表2)。2009–2016年间,中风险区的空间变化最为活跃,呈现出强烈的扩张态势;其余等级的风险区活跃度相对较低。重风险区是主要转出类型,转出速率为0.95%,且没有任何风险等级转化为重风险;中风险区转入速率达2.11%,是研究区的主要转入类型。总的来说,城市化进程的推进、城镇建设用地面积的扩张和交通用地的延伸使得中风险区面积增加。同时,受生态涵养政策的影响,水域环境得到有效保护,重风险区面积在不断缩减。

研究期间,生态风险等级空间变化率指数从大到小依次为:重风险区、潜在风险区、中风险区、低风险区。在2009–2016年间,重风险区空间转化的幅度最大,变化最为剧烈,表明重庆市环境保护“五大行动”及水土保持涵养政策得到了良好的成效;而潜在风险区与中风险区由于存在大幅转出与转入,两者的空间变化率指数相当;尽管低风险区转入转出面积变动大,但由于其初期范围广,因而空间变化率指数最低。

表 2 2009—2016 年风险等级转移状况

2009—2016 年	转出面积/ hm ²	转入面积/ hm ²	TRL	IRL	CCL	F _k
潜在风险区	4 559	224	0.44%	0.02%	0.46%	0.19%
低风险区	3 424	5 759	0.35%	0.59%	0.94%	0.09%
中风险区	1 200	4 800	0.53%	2.11%	2.64%	0.18%
重风险区	22 486	0	0.95%	0.00%	0.95%	0.41%

3.3 不同地形下的生态风险分析

利用地理探测器探测高程、坡度及地形起伏度之间的相对重要性,即计算每个因子对生态风险变化的贡献量(q),如表 3 所示。

由表 3 可知,2009—2016 年间,坡度因子的 q 值略微上升,说明坡度对于土地利用格局的影响逐渐增大;高程因子和起伏度因子的 q 值有所下降,说明高程和起伏度对土地利用格局的限制作用减弱。但总的来说,高程因子仍然是影响土地利用景观类型分布的主导因素。因而,在进一步的研究中以高程为依据,将万州的地形分割为:平原(≤ 200 m)、丘陵(200~500 m)、山地(≥ 500 m),如图 4 所示。

表 3 生态风险影响因子探测值

	高程因子	坡度因子	起伏度因子
2009	0.483 2	0.187 4	0.078 9
2013	0.480 7	0.185 8	0.077 5
2016	0.482 1	0.190 5	0.078 1

3.3.1 不同地形下风险区分布状况

计算不同等级风险区在平原、丘陵及山地上的分布状况(表 4)。研究期间,平原地区的主要风险类型为重风险,3 个时相下的占比分别为 82.11%,80.89%,79.71%,呈持续下降趋势,而低风险面积和中风险面积有所增长;丘陵地区的主要风险类型为低风险,其比值分别为 52.39%,51.47%,52.25%,先下降后上升,潜在风险和重风险区面积下降;山地的主要风险类型为潜在风险,其比值分别为 59.57%,59.53%,58.27%,呈下降趋势,而低风险和中风险区面积呈上升态势。

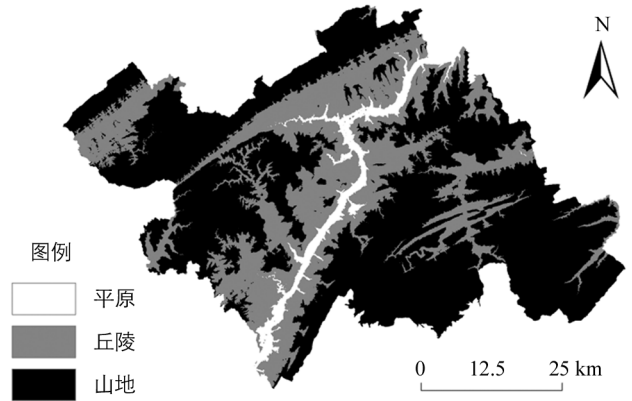


图 4 万州区地形分布

表 4 不同地形下的生态风险等级面积占比

地形	年份	潜在风险区	百分比	低风险区	百分比	中风险区	百分比	重风险区	百分比	总面积
平原	2009	31.24	0.23%	610.98	4.56%	1 756.89	13.10%	11 012.44	82.11%	13 411.55
	2013	61.43	0.46%	594.27	4.43%	1 907.49	14.22%	10 848.36	80.89%	13 411.55
	2016	31.24	0.23%	796.84	5.94%	1 893.52	14.12%	10 689.95	79.71%	13 411.55
丘陵	2009	19 773.92	17.21%	60 201.96	52.39%	23 276.42	20.26%	11 653.03	10.14%	114 905.33
	2013	19 975.06	17.38%	59 140.63	51.47%	24 376.65	21.21%	11 414	9.93%	114 906.34
	2016	18 263.27	15.89%	60 039.56	52.25%	25 873.88	22.52%	10 729.63	9.34%	114 906.34
山地	2009	129 460.47	59.57%	79 058.85	36.38%	7 397.63	3.40%	1 420.72	0.65%	217 337.68
	2013	129 391.26	59.53%	78 374.78	36.06%	8 146.8	3.75%	1 423.83	0.66%	217 336.66
	2016	126 635.91	58.27%	81 370.6	37.44%	8 263.54	3.80%	1 066.61	0.49%	217 336.66

3.3.2 不同地形下生态风险状况

根据各土地利用类型在不同地形下的分布状况, 计算平原、丘陵、山地的生态风险指数(图 5)。平原地区生态风险远高于丘陵区 and 山地。研究期间, 平原的生态风险先降低后升高, 但一直处于重风险状态; 丘陵地区生态风险属于低风险状态, 但有向中风险转化的趋势; 而山地则处于潜在风险状态, 风险值稳步上升, 有转化为低风险区的可能。

平原地区景观类型以水域为主, 城区绕水而建, 人类活动中所产生的工业废水、生

活垃圾对水环境的影响较大。此外, 水域两侧为三峡库区消落区分布, 受自然环境和人类活动的影响大, 生态环境脆弱, 因而平原成为了生态风险高值集聚区; 丘陵地区是耕地、园地、交通用地、城乡工矿用地及未利用地的主要分布地带, 区域人为活动较为频繁, 生态风险来源多种多样, 耕作时使用化肥带来的农业面源污染, 交通用地深入林地连片区导致的生态景观破坏, 以及未利用地本身的脆弱性造成了丘陵地区生态风险值较高的境况; 山地地形起伏度、坡度较大, 林地与草地自身稳定性较高, 且由于景观连片分布, 连通性较好, 受到人类活动干扰的程度较轻, 因而其生态风险低。

3.4 生态风险管控对策

3.4.1 潜在风险区

潜在风险区集中分布于万州区东南翼, 部分呈条带状, 平行于西北部铁峰山脉自东北—西南向延伸分布。景观类型以林地为主, 耕地为辅, 草地零散分布。潜在风险区的风险源在东南部主要表现为水土流失及部分滑坡灾害, 而西北部主要为滑坡灾害的发育地。因此, 在风险源管控策略中, 应当因地制宜, 采取不同的措施保护生态环境。对于东南部水土流失区域, 在贯彻执行大于 25° 耕地退耕还林的政策下, 也应当抓好缓坡梯田建设, 实施“坡改梯”政策; 对于西北部滑坡点密集分布的情况, 应当健全地质灾害调查评价、检测预警、综合防治、应急处理体系, 加快构建绿色生态屏障。总的来说, 对于潜在风险区, 应当坚守生态红线, 持续推进天然保护林、生物多样性等生态保护与建设工程。

3.4.2 低风险区

西北部耕地面积数量多, 且耕地质量优于东南部, 人类对土地的开发利用活动也因此强于东南区域, 农业面源污染较重, 因而低风险区主要分布在长江以西地带。为了降低区域生态风险, 推动低风险区向潜在风险区转变, 其管控对策应当着眼于耕地保护方面: 发展生态农业, 控制规范农业投入品使用, 解决农业废水排放问题; 针对耕地破碎度和分离度渐趋增大的现状, 应当持续推动零散耕地转化为林地, 在耕地连片区发展规模化农业。

3.4.3 中、重风险区

中、重风险区的分布与境内河流走向基本一致, 中风险区的延伸范围与万州区城区扩展范围高度重合, 重风险区则与沿江三峡库区消落区及水体重叠。区域内人类活动频繁, 自然环境本身脆弱性高, 景观破碎化严重。因而, 此类区域应当从 3 个方面着手: 对于水域保护, 注重优化土地利用结构, 合理布置工业园区及交通干线, 避免生活、工业废水等对水资源产生污染; 对于城市建设, 应当有序拓展城市空间, 按照“景城一体、文旅相融”的思路, 保护和挖掘沿江、沿山、沿湖地区生态及文化资源优势, 构建城市生态廊道与慢行系统, 打造“九大山头”, 建成生态绿地和城市郊野公园, 构建“城在景中、景在城中、景城相融”的山水城市生态休闲空间体系; 对于库区消落区, 应当加紧对于消落区土地利用方式与生态环境保护的相关研究, 出台相关政策, 推动消落区生态环境的治理与恢复。

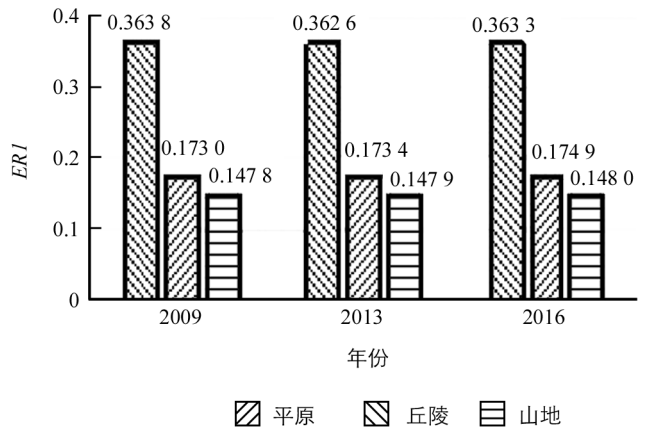


图 5 平原、丘陵、山地生态风险指数

4 结论与讨论

本研究以土地利用现状数据为基础,以 ArcGIS 10.2 和 Fragstats 4.1 等软件为技术支撑,根据土地利用生态风险指数模型,将人为活动干扰下的景观格局变化与区域生态风险结合起来,对万州区生态风险的时空分布特征及转移状况进行分析总结;根据地理探测器探测得到的地形因子中高程对生态风险分布的影响最大的结果,将万州区划分为平原、丘陵、山地 3 种地形,进行后续研究,得到以下结论:

2009—2016 年,万州区境内生态风险格局基本稳定,但空间差异明显.由于经济水平的发展、城市化进程的不断推进以及重庆市“蓝天、碧水、绿地、宁静、田园”环境保护“五大行动”的实施,区域内土地利用结构发生了一定程度上的变化,各等级风险区面积也有所变化.潜在风险区面积略微增长后大幅缩减,重风险区面积则呈持续下降,转化为中风险区,导致了中风险区面积的增长;潜在风险区向低风险区的转化也使得低风险区面积有所增长.此外,在研究期内,重风险区是主要转出风险类型,中风险区为主要转入风险类型.

地理探测器探测表明,地形因子中高程对生态风险的影响最大,因此,以高程为基础将万州区分为平原、丘陵及山地.研究期间,平原、丘陵、山地的主要风险类型分别为重风险、低风险、潜在风险;各个地形下生态风险指数值从大到小依次为:平原、丘陵、山地.总的来说,除平原外,丘陵、山地生态风险指数都呈恶化趋势,需要给予关注.

万州区生态风险管控措施中,对于不同的风险区,应当因地制宜采取不同的应对措施.针对潜在风险区,要谨防水土流失和滑坡等危害,以退耕还林、涵养水源和健全地质灾害处理体系为主;低风险区以耕地保护为着力点,注重零散耕地的退耕还林,发展生态农业,实现农业规模化生产;中、重风险区受人为活动影响较大,此外,消落区的生态环境十分脆弱,其风险管控对策应当以土地利用结构优化和消落区生态保护为主.

研究以景观格局指数为指标,通过景观类型的面积比例、景观干扰度和景观损失度来构建生态风险指数,对万州区的生态风险进行评估,揭示了研究区 2009—2016 年的生态风险时空分布及时空转移特征,以及各地形下的生态风险分布状况,研究结果基本符合万州区研究期内的土地利用实际.但由于土地利用现状数据的可得性,研究的时间间隔及跨度较短,因此,如果能获取较长时间跨度的土地利用现状数据,进行长时间序列的生态风险状况对比,将有助于提高评价结果的准确性,提升理论及应用价值.

参考文献:

- [1] LIU Y C, LIU Y X, LI J L, et al. Evolution of Landscape Ecological Risk at the Optimal Scale: a Case Study of the Open Coastal Wetlands in Jiangsu, China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018, 15(8): 1691.
- [2] 吕永龙,王尘辰,曹祥会.城市化的生态风险及其管理 [J].生态学报,2018,38(2):359-370.
- [3] 臧淑英,梁欣,张思冲.基于 GIS 的大庆市土地利用生态风险分析 [J].自然灾害学报,2005,14(4):141-145.
- [4] 徐兰,罗维,周宝同.基于土地利用变化的农牧交错带典型流域生态风险评价——以洋河为例 [J].自然资源学报,2015,30(4):580-590.
- [5] 张月,张飞,周梅,等.干旱区内陆艾比湖区域景观生态风险评价及时空分异 [J].应用生态学报,2016,27(1):233-242.
- [6] 刘卫国,安尼瓦尔·木扎提,吕光辉.博斯腾湖流域风险评价 [J].干旱区资源与环境,2008,22(8):33-37.
- [7] 许妍,高俊峰,郭建科.太湖流域生态风险评价 [J].生态学报,2013,33(9):2896-2906.
- [8] 谢小平,陈芝聪,王芳,等.基于景观格局的太湖流域生态风险评估 [J].应用生态学报,2017,28(10):3369-3377.
- [9] 李程程,南忠仁,王若凡,等.基于景观结构和 3S 技术的干旱区绿洲生态风险分析——以高台县为例 [J].干旱区资源与环境,2012,26(11):31-35.
- [10] 许凤娇,吕晓.基于土地利用变化的江苏沿海地区生态风险格局 [J].生态学报,2018,38(20):7312-7325.
- [11] 高宾,李小玉,李志刚,等.基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析 [J].生态学报,2011,31(12):3441-3450.

- [12] 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.
- [13] 周汝佳,张永战,何华春.基于土地利用变化的盐城海岸带生态风险评价[J].地理研究,2016,35(6):1017-1028.
- [14] 李加林,徐琼慧,杨 磊,等.浙江省海岸带景观生态风险格局演变研究[J].水土保持学报,2016,30(1):293-299,314.
- [15] BAO K, LIU J L, YOU X G, et al. A New Comprehensive Ecological Risk Index for Risk Assessment on Luanhe River, China [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2018, 40(5): 1965-1978.
- [16] 潘 翔,石培基,吴 娜.黄土丘陵沟壑区生态风险空间识别及开发利用权衡——以兰州市为例[J].环境科学学报,2018,38(1):380-389.
- [17] 陈 晓,刘小鹏,王 鹏,等.旱区生态移民空间冲突的生态风险研究——以宁夏红寺堡区为例[J].人文地理,2018,33(5):106-113.
- [18] 徐 芸,朱 惇,贾海燕,等.长江上游宜宾至泸州江段突发水污染风险评估[J].三峡生态环境监测,2020,5(1):14-22.
- [19] 王亚娟,王 鹏,韩文文,等.宁夏中部干旱带生态移民过程生态风险时空分异——以红寺堡区为例[J].干旱区地理,2018,41(4):817-825.
- [20] 魏 伟,石培基,雷 莉,等.基于景观结构和空间统计方法的绿洲区生态风险分析——以石羊河武威、民勤绿洲为例[J].自然资源学报,2014,29(12):2023-2035.
- [21] 刘 晓,苏维词,王 铮,等.基于RRM模型的三峡库区重庆开县消落区土地利用生态风险评价[J].环境科学学报,2012,32(1):248-256.
- [22] 熊勤犁,肖 洋,史雅娟,等.长江上游重庆段流域生态风险评价——基于RRM模型[J].西南大学学报(自然科学版),2013,35(11):141-146.
- [23] 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.
- [24] 黄京鸿.三峡水库水位涨落带的土地资源及其开发利用[J].西南师范大学学报(自然科学版),1994,19(5):528-533.
- [25] 赵卫权,杨振华,苏维词,等.基于景观格局演变的流域生态风险评价与管控——以贵州赤水河流域为例[J].长江流域资源与环境,2017,26(8):1218-1227.
- [26] 苏 浩,吴次芳.基于景观结构的农林交错带土地利用生态风险时空分异研究[J].经济地理,2017,37(5):158-165.
- [27] 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.
- [28] 黄木易,何 翔.近20年来巢湖流域景观生态风险评估与时空演化机制[J].湖泊科学,2016,28(4):785-793.
- [29] 谢花林.基于景观结构和空间统计学的区域生态风险分析[J].生态学报,2008,28(10):5020-5026.
- [30] 韦仕川,吴次芳,杨 杨,等.基于RS和GIS的黄河三角洲土地利用变化及生态安全研究——以东营市为例[J].水土保持学报,2008,22(1):185-189.
- [31] 卿凤婷,彭 羽.基于景观结构的北京市顺义区生态风险时空特征[J].应用生态学报,2016,27(5):1585-1593.
- [32] 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.
- [33] 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.
- [34] 刘盛和,何书金.土地利用动态变化的空间分析测算模型[J].自然资源学报,2002,17(5):533-540.
- [35] 李 灿,汤惠君,王 枫,等.快速城镇化地区土地利用动态变化的空间测算分析——以北京市顺义区为例[J].中国农业大学学报,2016,21(2):115-123.
- [36] 彭文甫,叶 玲,罗艳玫,等.川西北高原藏区农村贫困化分异机制探测[J].中国农业资源与区划,2019,40(6):128-139.
- [37] 李义龙,廖和平,李 涛,等.都市近郊区乡村性评价及精准脱贫模式研究——以重庆市渝北区138个行政村为例[J].西南大学学报(自然科学版),2018,40(8):56-66.
- [38] 王 欢,高江波,侯文娟.基于地理探测器的喀斯特不同地貌形态类型区土壤侵蚀定量归因[J].地理学报,2018,73(9):1674-1686.
- [39] WANG J F, LI X H, CHRISTAKOS G, et al. Geographical Detectors-Based Health Risk Assessment and Its Application in the Neural Tube Defects Study of the Heshun Region, China [J]. International Journal of Geographical Information Science, 2010, 24(1): 107-127.

- [40] 宋 戈, 王盼盼. 松嫩高平原县域土地利用空间格局地形梯度特征分析——以巴彦县为例 [J]. 地理科学, 2017, 37(8): 1218-1225.
- [41] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望 [J]. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134.
- [42] 田永中, 吴文骥, 盛耀彬. GIS 空间分析基础教程 [M]. 北京: 科学出版社, 2018.

Eco-risk Assessment and Management Based on Landscape Structure Changes

——A Case Study of Wanzhou District of Chongqing

QING Qiao-ling, HUANG Yun, PEI Chan

School of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China

Abstract: The change in landscape structure will affect the ecosystem to some extent, and in Wanzhou District, which is a population resettlement region of the Three Gorges, the construction land and traffic land have increased dramatically, which has had a certain effect on the ecological environment of the region. At the same time, due to the complicated geological structure, abundant precipitation, a well-developed river system and poor ecological environment stability, the changes of landscape pattern have had a profound impact on the ecological environment of the Three Gorges reservoir area. Therefore, in order to discuss the impact of landscape structure changes on eco-systems, Wanzhou District was taken as the research object in this study. By analyzing the spatial and temporal changes of landscape structure and regional ecological risk in Wanzhou District, an array of ecological risk control measures were put forward to improve the ecological environment of Wanzhou District. Based on the land use data for 2009, 2013 and 2016 of Wanzhou and supported by ArcGIS and Fragstats, the changes in the landscape structure, the temporal and spatial dynamics of ecological risks and the changes in their distribution in different topographies were analyzed with the ecological risk index, spatial analysis model for dynamics of ecological risks and geographical detectors, and some management measures for improving the ecological environment of the district were proposed. The results were as follows. During the study period, the ecological risk pattern of Wanzhou District was basically stable, but the spatial difference was obvious. In general, taking the Yangtze River as the boundary, the distribution of ecological risks was characterized by higher values in the west and lower values in the east. From 2009 to 2016, the area of risk-free zone transferred to low-risk zone sharply after a moderate growth; and the serious-risk zone transferred to moderate-risk zone continuously, while it made serious- and moderate-risk zone become main turning out zone or the main turning in zone, and the rate of roll out and roll in were respectively 0.95% and 2.11%. In addition, the serious-risk zone was also the risk zone with the most active spatial changes. Serious risks were concentrated in the plain regions, low risks were concentrated in the hilly regions, and the mountainous areas were potentially the main distribution areas of ecological risks. The ecological risk index was sorted by region from largest to smallest: plain, hilly and mountainous. The study adopted different management measures for different risk zones, which has certain reference significance for protecting the ecological environment of Wanzhou District, reducing the ecological risk of the region and improving its ecological service function.

Key words: landscape pattern; ecological risk; geographical detectors; terrain; Wanzhou district