

doi:10.3969/j.issn.1001-4616.2019.01.021

基于土地利用变化的扬州市广陵区 景观生态风险评价

何莎莎^{1,2}, 李欣^{1,3}, 何春龙⁴, 方斌^{1,3}

(1. 南京师范大学地理科学学院, 江苏 南京 210023)

(2. 河南大学环境与规划学院, 河南 开封 475004)

(3. 南京师范大学新型城镇化与土地问题研究中心, 江苏 南京 210023)

(4. 吉林大学地球探测科学与技术学院, 吉林 长春 130026)

[摘要] 基于土地利用数据, 结合 ArcGIS 和 Fragstats4.2 计算研究区各类景观指数, 分析广陵区 2010—2015 年景观生态风险空间格局与过程特征, 为研究区生态风险管控措施的制定奠定坚实的基础。研究表明: (1) 2010—2015 年, 广陵区景观格局发生了较明显的变化, 草地、林地、耕地和水域面积降幅明显, 建设用地扩张明显, 扩张面积主要来自耕地和水域面积的转化。2010—2015 年, 广陵区景观破碎度整体呈降低趋势, 分离度也明显的降低, 分维数整体变化不大, 耕地的分维数最高, 最小的是其他土地。(2) 景观生态风险等级有逐渐降低的趋势, 中度风险区面积明显减少, 而轻度风险区面积有所增加, 高度风险区面积减少也比较明显。(3) 从空间分布上分析, 整体上广陵区的风险类型从西部向东部风险等级有增加的趋势。较高风险区主要分布在施桥镇、沙头镇和头桥镇等农村地带, 该区域主要的景观类型是耕地, 极易受到人为活动的干扰; 轻度风险区主要分布在西北部的汤汪乡和杭集镇周边的农村地区; 微度风险区大部分在广陵区市辖区, 主要的景观类型是建设用地, 抗干扰能力强, 风险值最低。基于不同土地利用变化的生态风险评价, 对建立研究区生态风险预警机制、降低生态环境风险、维护区域生态系统服务功能具有十分重要的意义。

[关键词] 土地利用, 景观格局, 生态风险, 广陵区

[中图分类号] X826 **[文献标志码]** A **[文章编号]** 1001-4616(2019)01-0139-10

Landscape Ecological Risk Assessment in Guangling District of Yangzhou City Based on Land Use Change

He Shasha^{1,2}, Li Xin^{1,3}, He Chunlong⁴, Fang Bin^{1,3}

(1. School of Geography, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

(2. College of Environment and Planning, Henan University, Kaifeng 475004, China)

(3. New-Type Urbanization and Rural Land Issues Research Center, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

(4. College of Earth Exploration Science and Technology, Jilin University, Changchun 130026, China)

Abstract: Based on land use data, combined with ArcGIS and Fragstats4.2 to calculate various landscape indices, the spatial pattern and process characteristics of landscape ecological risk in Guangling District from 2010 to 2015 are analyzed, which lay a solid foundation for the formulation of ecological risk management and control measures. The results show that: (1) From 2010 to 2015, the landscape pattern of Guangling District has changed significantly. The area of grassland, woodland, cultivated land and water has decreased significantly, and the expansion of construction land is obvious. The expansion area mainly comes from the transformation of cultivated land and water area. From 2010 to 2015, landscape fragmentation in Guangling District showed a decreasing trend as a whole. During this period, the degree of separation of the study area also decreased significantly, and the fractal dimension changed little as a whole. The fractal dimension of cultivated land was the highest and that of other land was the smallest. (2) Landscape ecological risk level tends to

收稿日期: 2018-10-08.

基金项目: 国家自然科学基金(41271189、41671174)、江苏省高校优秀学科建设工程资助项目(164320H116)、江苏省国土厅科技项目(KJXM2015010).

通讯联系人: 方斌, 教授, 研究方向: 土地资源管理. E-mail: wenyangfang731@163.com

decrease gradually, the area of moderate risk area has decreased significantly, while the area of mild risk area has increased, and the area of high risk area has decreased significantly. (3) From the spatial distribution analysis, the overall risk type distribution in Guangling District tends to increase from the west to the east. The types of higher risk areas are mainly distributed in rural areas such as Shiqiao Town, Shatou Town and Touqiao Town. The main landscape types in this area are cultivated land, which is easily disturbed by human activities. The types of mild risk areas are mainly distributed in the rural areas around Tangwang Township and Hangji Town in the northwest. The types of slight risk levels are mostly in Guangling District, and the main landscape type is construction land. It has strong anti-interference ability and lowest risk value. Based on the ecological risk assessment of different land use changes, it is of great significance to establish the ecological risk early warning mechanism, reduce the ecological risk and maintain the regional ecosystem service function.

Key words: land use, landscape pattern, ecological risk, Guangling District

生态系统类型结构和格局复杂,空间异质性突出,预估未来区域生态系统的演化趋势是生态系统研究的重点方向^[1].生态风险评价是当区域生态系统在受到外界干扰时,对区域生态环境负面效应的可能性进行评估^[2-3].近年来由于人类开发活动频繁,生态环境问题加重,生态风险评价逐渐成为研究和解决环境问题的重要手段^[4].在人类活动占主导地位的景观内,土地利用变化表现为人类对自然环境生态系统的影响,土地利用的方式和强度的不同会对生态产生区域性和累积性影响,并且可以比较直观地作用在生态系统的结构和组成上^[5-7],因此,如何进行科学的生态风险评价及风险格局演化分析,对建立生态风险预警机制、降低生态风险概率、促进区域可持续发展具有重要的意义^[8],如何科学分析生态风险的变化过程,探讨其对生态系统的影响机理,评估其对人类社会及自然生态系统的影响,实现社会经济的可持续发展已成为社会科学、地理学和生态学研究热点问题之一^[9-11].

伴随经济社会的快速发展,近年来生态环境质量发生了显著变化,从 1990 年美国环保局提出生态风险评价的概念二十多年以来,生态风险评价取得了长足进展^[12].学界对生态风险评价的研究方法和模型需求与日俱增,该研究取得了重要进展,但同时也存在着理论和方法上的问题和制约^[13-18].当前,基于土地利用的生态风险评价模式主要有两种:一是从风险源、生境和生态受体等着手,建立区域生态风险评价模型^[19].如刘晓等^[20]以三峡库区重庆开县消落区为研究对象,引入相对风险模型,计算该地区不同风险小区土地利用的综合生态风险值,研究结果可为三峡库区的环境保护和生态风险管理决策提供科学依据;周启刚等^[21]应用正态云模型既能直观地看出各评价指标的状态,也能客观地反映出各评价指标对整个三峡库区土地利用生态风险的影响.当前研究中土地生态风险来源较为单一化,风险来源局限于土地利用变化,较少扩展到区域自然地理条件及其与人类活动相互作用造成的多种自然、社会风险.此外,土地生态风险概念模型的构建相对简单,主要考虑景观因子和土地利用类型,缺乏在土地生态系统结构、组分、功能相互作用基础上的风险受体和社会环境效应表征^[22];二是从景观生态学角度出发,构建生态风险指数进行生态风险评价.如赵岩洁^[23]和田鹏^[24]等从景观格局的角度构建生态风险指数,探索土地利用变化对区域生态风险的影响.该方法是采用景观生态学中景观格局的数量分析方法,从单个斑块特征分析、单一景观要素的格局分析及景观镶嵌体特征分析等 3 方面,不仅可以定量地描述景观结构,建立景观结构与功能间的相互关系,而且可以从景观结构的变化来推断功能的改变,从而分析景观格局和结构的变化^[25].广陵区位于扬州城市东部,区内文化底蕴深厚,生态环境优美,其无可比拟的生态资源为广陵区的发展增添了独具魅力的生态优势和活力引擎.随着城市化的推进,广陵区作为目前扬州新城开发的重点区域,生态系统受到了不同程度的影响和破坏,因此,本文以扬州市广陵区为研究区,构建研究区景观生态风险指数,对 2010—2015 年期间的景观格局进行生态风险评价分析,揭示研究区生态风险的时空变化特征,以为扬州市广陵区生态风险管理提供理论、技术支持及决策依据.

1 研究区概况

广陵区隶属于江苏省扬州市,东经 119°26′、北纬 32°24′,东傍南水北调取水口——廖家沟自然风光带,西依京杭大运河十里景观带,南临长江沙洲,北靠茱萸湾公园及风光秀美的凤凰岛旅游区,是扬州最大的城市氧吧.广陵区生态环境优美,拥有大片湿地,水网密集,水资源丰富,南傍长江,古运河、京杭大运河、廖家沟三条河流呈“川”字型南北贯通境内.全区水域面积近 90 km²,共有各类河流近 260 条,饮用水

源地2个,位于长江三角洲经济圈内,属亚热带湿润季风气候,年平均温度14.8°C,全年平均无霜期220 d,平均日照2 140 h,年降水量1 030 mm,全区总面积约340 km²[26],下辖4个街道、7个乡镇、56个社区,总人口约43.07万人。该区地势西高东低,平均海拔较低,属于典型的平原地带,但是景观结构丰富,以耕地、建设用地为主。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源与处理

数据来源于扬州市广陵区国土局,参照2017年中华人民共和国土地利用现状分类标准,参考国内已有的土地利用/覆被分类体系[27],利用ENVI5.0和ArcGIS10.2软件将研究区景观要素分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和其他土地等6大景观类型。再运用专家经验、室内影像判读与野外调查验证相结合的方法,通过监督分类和人机交互目视解译得到研究区的土地利用类型图。本研究统一采用Krasovsky_1940_Albers投影坐标系,参考以往广陵区土地利用景观格局指数粒度效应的研究结果[26]可知,空间粒度为60 m时面积精度损失最小,所以,本研究采用的土地利用数据的分辨率是60 m×60 m,并在此基础上建立生态风险指数,利用ArcGIS10.2中的空间分析方法及Geostatistical Analyst模块,结合Fragstats4.2软件,得到扬州市广陵区的生态风险指数空间分布图,对其生态风险时空变化特征进行分析。

2.2 生态风险分析

本研究以景观生态学原理与空间统计分析方法为基础,基于景观格局指数和生态环境脆弱度指数构建了流域生态风险综合指数,结合地理信息系统的空间分析功能,确定研究区生态风险状况。

2.2.1 评价单元确定

结合前人相关研究经验[28-30],并综合考虑研究区范围及处理工作量的大小,将研究区划分为1.5 km×1.5 km的风险小区采样方格,采用等间距系统采样法,落在研究区范围内的风险小区共185个。分别计算每一采样评价单元(生态风险评价样本)的生态风险指数值,以此得到单元中心点的生态风险水平,作为生态风险评价空间插值分析的样本。

2.2.2 评价指数与模型

景观格局所受的干扰度越大,则景观生态系统的敏感性亦越强,抵抗外界干扰能力和自我恢复能力越弱,其生态风险也就越大[31],计算景观指数并构建综合的景观生态风险指数 ER 来表征一个样地内综合生态损失的相对大小[32]。基于现有的数据和以往研究成果,本文通过采样的方法将景观的空间格局转化为空间化的生态风险变量,采用景观格局指数建立一个基于多个综合景观格局指数的生态风险评价模型,量化地反映景观格局与生态风险的相关性,即通过景观破碎度、景观分离度和景观分维数构建景观干扰度指数。景观脆弱度指数主要用来表征不同景观类型内的生态系统结构的易损性。由景观干扰度指数和景观脆弱度指数来构建景观生态风险指数,其计算公式如下:

$$ER = \sum_{i=1}^n \frac{A_i I_i R_i}{A_n} \quad (1)$$

式中, ER 表示景观生态风险指数; n 表示景观类型的数量; A_i 表示景观 i 的面积; A_n 表示区域总面积; R_i 表示景观 i 的脆弱度指数; I_i 表示景观 i 的景观干扰度指数, I_i 用于反映不同景观类型所代表的生态系统受到干扰的程度,计算公式如下:

$$I_i = aC_i + bF_i + cD_i \quad (2)$$

式中, C_i 为景观破碎度,表示景观被分割的破碎程度,常被用于描述生态系统受到干扰后的破碎程度,该指标是生物多样性降低的重要原因之一[33],计算公式为: $C_i = n_i/A_i$ 。在景观类型单位面积一定的情况下,景观类型 i 的斑块数目 n_i 值越大,景观类型 i 越是破碎。

F_i 为分离度,指景观类型斑块在空间分布上的离散程度,数值越大景观类型的分布越分散[34],不同景观类型之间相互演替就越频繁,计算表达式为:

$$F_i = \sqrt{n_i \cdot A_n} / 2A_i$$

D_i 为分维数,是对景观类型斑块的形状复杂度的表述,用于描述景观在受到人为因素干扰后的形态

变化程度,能够反映人类活动对景观的影响程度^[35]. 景观斑块形状越复杂,分维数就越大,分维数的范围在 1 和 2 之间,值越接近 1,则斑块形状越简单,受干扰的程度越强烈,当其值越接近 2,则反之. 其计算表达式为: $D_i = 2\ln(P_i/4)/\ln A_i$,式中, P_i 为研究区景观类型 i 的周长.

a 、 b 和 c 分别代表景观破碎度、分离度和分维数的权重,并且 $a+b+c=1$. 根据前人研究成果^[36],结合研究区实际,综合分析各景观指数对生态环境影响的大小,认为研究区内建设用地、耕地、林地、草地、水域受人为影响较大,而景观破碎度反映的是区域内人类过度活动对景观的破坏,所以其权重较大,分离度是某一景观类型中不同斑块个体之间空间分布的离散程度,分维数反映了景观形状的复杂程度和景观的空间稳定程度,而且研究区拥有大片湿地且水网密集,参考王娟等^[37-39]学者对流域的景观生态风险评价研究,将破碎度、分离度和分维数分别赋权重值为 $a=0.5$ 、 $b=0.3$ 、 $c=0.2$.

R_i 表示景观 i 的脆弱度指数,景观脆弱度指数表示不同景观类型对待干扰的抵抗能力^[40],数值越大,说明该区域景观对外界干扰的抵抗能力就越弱,生态系统越脆弱;反之,数值越小景观越稳定. 景观类型脆弱性是将 6 种景观类型按抵抗外界影响能力分级,结合前人研究^[24,41-42]以及研究区实际情况发现建设用地最为稳定,不易产生土地利用类型的变化,故将建设用地赋值为 1;未利用地是指荒草地、沙地、裸岩、裸土地等,易受环境变化和人类活动影响而改变其土地利用类型,其景观脆弱性最强,最为敏感,故将未利用地赋值为 6;研究区水域面积远高于草地,且草地的面积减少率较大,所以根据研究区自身实际特点及前人研究结果和各脆弱性特点将草地、水域、耕地和林地分别赋值为 5、4、3 和 2,然后进行归一化处理,得到各景观类型的脆弱度指数:建设用地 0.047 6,林地 0.095 2,草地为 0.238 1,耕地为 0.142 9,水域为 0.190 5,其他未利用地为 0.285 7.

3 结果与分析

3.1 景观类型构成及变化

由遥感解译结果图(图 1)可知,2010—2015 年,人类活动区域逐渐扩张,土地利用方式和强度的空间差异造成了景观格局和结构的演变. 景观格局的人为干预集中体现在非自然景观(建设用地)的拓展,不同自然景观面积的增减、城市化进程的加快,必然加剧城乡建设用地的扩展,特别是居民点、工商业用地和基础设施逐渐向耕地、林地和水域地区扩展.

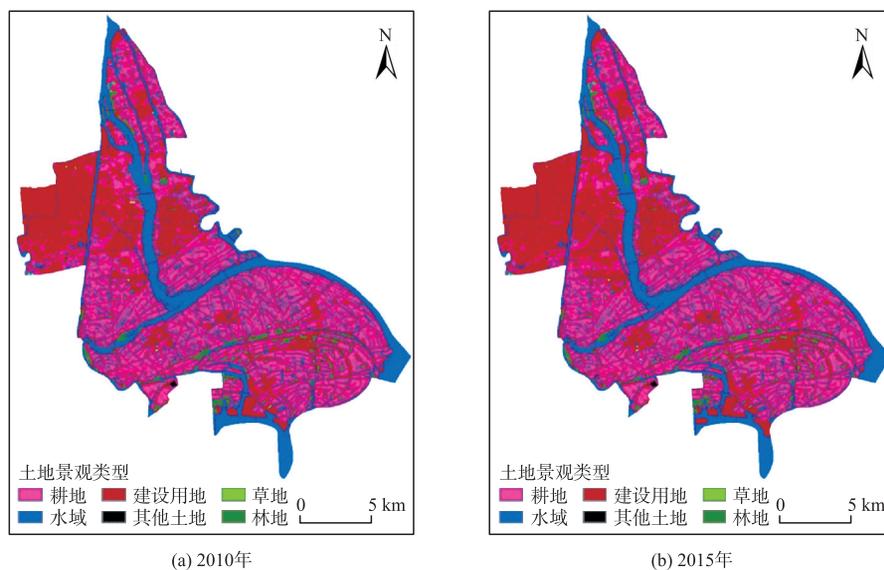


图 1 2010—2015 年土地利用景观类型变化

Fig. 1 The changes of land use landscape type during 2010—2015

从土地利用类型面积变化统计表(表 1)和土地利用景观类型转移矩阵(表 2)可以发现,2010—2015 年,研究区所有景观类型面积的变幅差异比较明显,草地、林地、耕地和水域面积降幅明显,建设用地面积增长速度较快. 其中,草地面积由 2010 年的 0.48 km² 下降至 2015 年 0.39 km²,由于草地本身面积较小,所以减少面积亦较小,但下降幅度较大,为 18.75%;耕地面积由 2010 年的 109.04 km² 下降至 2015 年 106.70

km²,下降幅度为 2.15%;林地和水域的面积下降幅度分别为 2.40%和 3.02%;建设用地扩张明显,由转移矩阵表格可知,扩张面积主要来自耕地和水域面积的转化,建设用地面积的增幅高达 4.97%,由 2010 年的 112.71 km² 增加至 2015 年 118.31 km²,是整个研究区面积增长最快的景观类型.受土地利用自身属性和不宜利用的因素影响,其他土地的面积变化不大.相比周边地区,主城区经济发展更为迅速,城市化进程更快,土地利用强度更大,人们对居民用地的需求量更高,而主城区内土地利用紧张,因而耕地和水域成为主城区内城市化扩张的基本来源.

表 1 土地利用类型面积变化统计表

Table 1 The statistical table of the land use types

类型	面积/km ²		变化面积/km ²	2010—2015 年面积变化率/%
	2010 年	2015 年		
草地	0.48	0.39	-0.09	-18.75
耕地	109.04	106.70	-2.34	-2.15
建设用地	112.71	118.31	5.60	4.97
林地	20.45	19.96	-0.49	-2.40
其他土地	1.50	1.57	0.07	4.67
水域	91.33	88.57	-2.76	-3.02

表 2 2010—2015 年土地利用景观类型转移矩阵

Table 2 The diverting matrix of landscape types from 2010 to 2015

类型	草地	耕地	建设用地	林地	其他土地	水域	2015 年总计
草地	0.39						0.39
耕地	0.01	103.90	1.71	0.03	0.05	1.01	106.71
建设用地	0.07	5.03	111.00	0.43	0.03	1.75	118.31
林地				19.96			19.96
其他土地		0.11	0.01	0.03	1.42	0.01	1.58
水域						88.57	88.57
2010 年总计	0.47	109.04	112.72	20.45	1.50	91.34	

3.2 景观格局变化特征分析

以研究区 2010 年和 2015 年景观分类图为基础,根据式(1)和(2),利用 Fragstat4.2 景观指数软件得出研究区 2010 年和 2015 年的各类景观生态风险相关指数(表 3),将各相关指数与景观类型图叠加可得各景观指数的空间分布图(图 2).

表 3 2010—2015 年广陵区景观格局指数

Table 3 The landscape pattern index of Guangling District from 2010 to 2015

景观类型	年份	破碎度 C_i	分离度 F_i	分维数 D_i	干扰度指数 I_i	脆弱度指数 R_i	景观生态风险指数 ER_i
耕地	2010	0.154 4	0.999 1	1.072 4	0.591 4	0.142 9	0.028 0
	2015	0.165 0	0.999 0	1.069 0	0.596 0	0.142 9	0.027 6
林地	2010	1.374 9	1	1.050 2	1.197 5	0.095 2	0.007 0
	2015	1.388 4	1	1.050 1	1.204 2	0.095 2	0.005 9
建设用地	2010	0.273 8	0.966 2	1.051 3	0.637 0	0.047 6	0.010 8
	2015	0.251 7	0.933 0	1.051 9	0.616 1	0.047 6	0.010 9
草地	2010	1.723 8	1	1.036 7	1.369 2	0.238 1	0.000 5
	2015	2.078 5	1	1.038 4	1.546 9	0.238 1	0.000 4
水域	2010	1.071 9	0.991 2	1.043 8	1.042 0	0.190 5	0.049 1
	2015	1.097 2	0.994 2	1.043 8	1.055 6	0.190 5	0.048 1
其他土地	2010	4.948 7	1	1.016 4	2.977 7	0.285 7	0.002 4
	2015	4.691 8	1	1.017 4	2.849 4	0.285 7	0.002 5
广陵区	2010	0.515 2	0.985 6	1.056 3	0.764 5	0.118 5	0.097 8
	2015	0.506 9	0.973 4	1.055 2	0.758 0	0.116 4	0.095 4

由图 2 和表 3 可以明显看出:2010—2015 年间,广陵区景观格局发生了较明显的变化.2010—2015 年,景观破碎度整体降低,2010 年,其他土地的破碎度最高(4.948 7),其次为草地、林地、水域和建设用地,耕地的破碎度最低(0.154 4).经过近 5 年的变化,除了建设用地和其他土地,各景观类型的破碎度均有升高.从空间分布图可以看出,2010 年与 2015 年的破碎度空间分布较相似,沿廖家沟和芒道河流域分布的

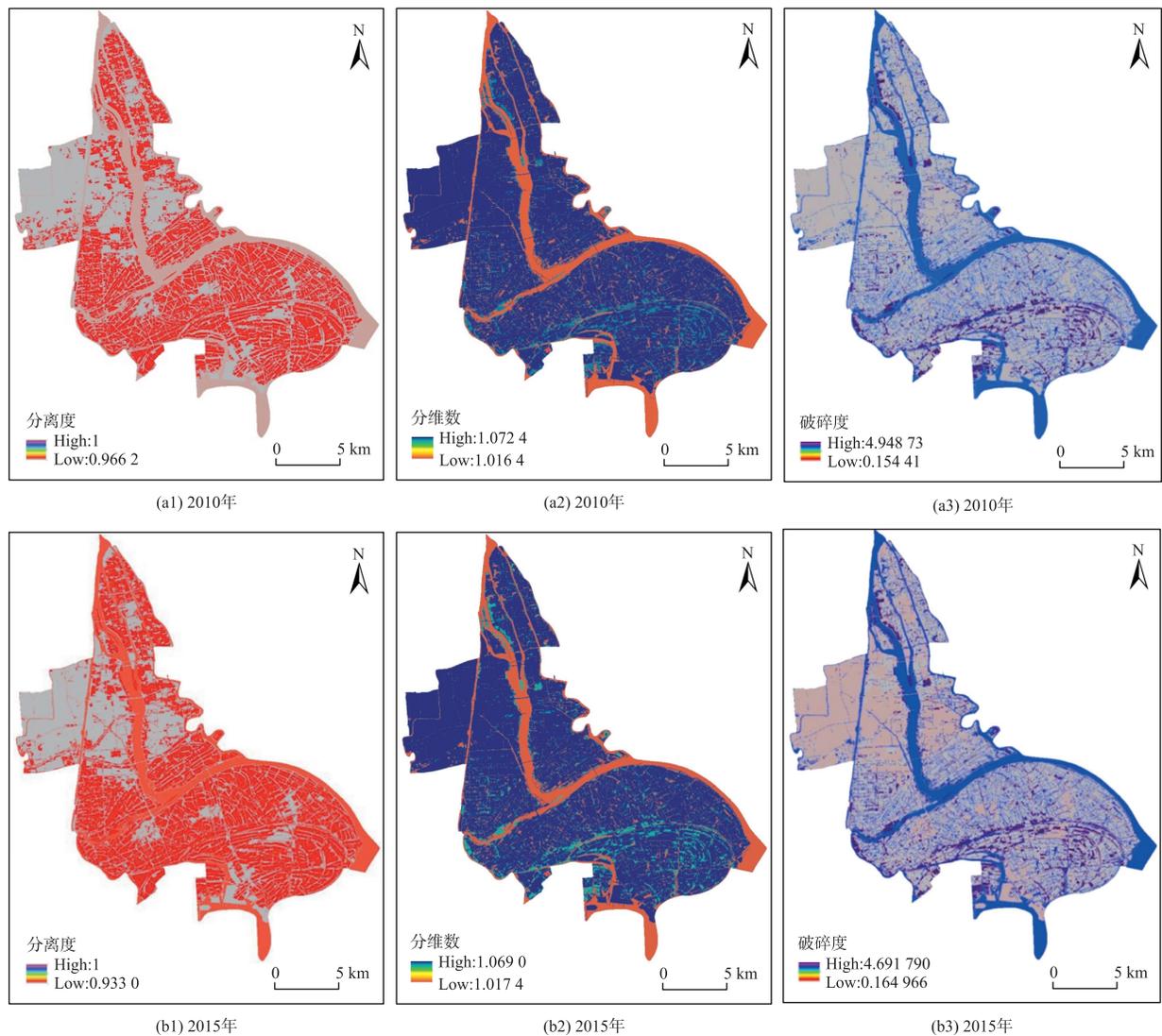


图 2 各景观格局指数空间分布图

Fig. 2 The spatial distribution map of landscape pattern index

区域破碎度明显较大,该区域破碎度指数较大的主要原因是该区域的斑块数量居多,而且水体在生态环境中属于易受人类干扰而发生变化的脆弱性景观. 2010—2015 年流域分离度也有较明显的降低,其变化幅度从大到小依次为:建设用地>水域>耕地. 2010—2015 年,广陵区的分维数整体变化不大,耕地的分维数最高,其次为建设用地和林地,最小的是其他土地.

总体上,2010 年广陵区整体生态风险指数(ER)为 0.098,到 2015 年降低至 0.095,生态风险指数整体上虽然呈现降低的趋势,但结合生态风险指数的空间分布(图 3)以及风险等级空间分布(图 4)发现,研究区的中度风险等级占比较大,所以整个研究区的生态风险形势依然严峻.

3.3 景观生态风险空间变化分析

根据公式计算广陵区各景观生态风险小区的生态风险值,借助 ArcGIS10.2 通过普通克里金插值法将各风险小区的景观生态风险值插值,得到流域景观生态风险等级图. 2010 年和 2015 年的生态风险值范围分别为 0.023 54~0.147 86 和 0.031 17~0.151 76,其均值分别为 0.098 和 0.095. 这表明流域景观生态风险有略微好转. 本文借鉴前人比较生态风险值大小的经验^[43-44],根据流域各风险小区的景观生态风险值所处范围,在 ArcGIS10.2 中将景观生态风险值从小到大按照自然断点法,并统一间隔为 0.04,分为 4 类:0.02~0.06 为微度风险区,0.06~0.10 为轻度风险区,0.10~0.14 为中度风险区,>0.14 为高度风险区.

根据景观生态风险等级面积转移矩阵(表 4)可知:2010—2015 年间,广陵区景观生态风险等级变化显著. 可以看出,景观生态环境质量有逐渐转好的趋势,即中度风险区转化为轻度风险区的面积比重较

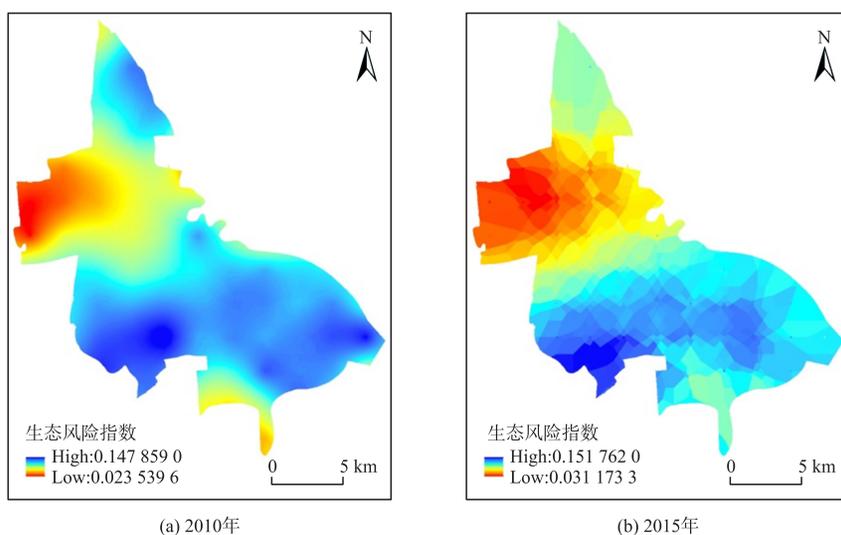


图 3 景观生态风险指数空间分布图

Fig. 3 The spatial distribution map of landscape ecological risk index

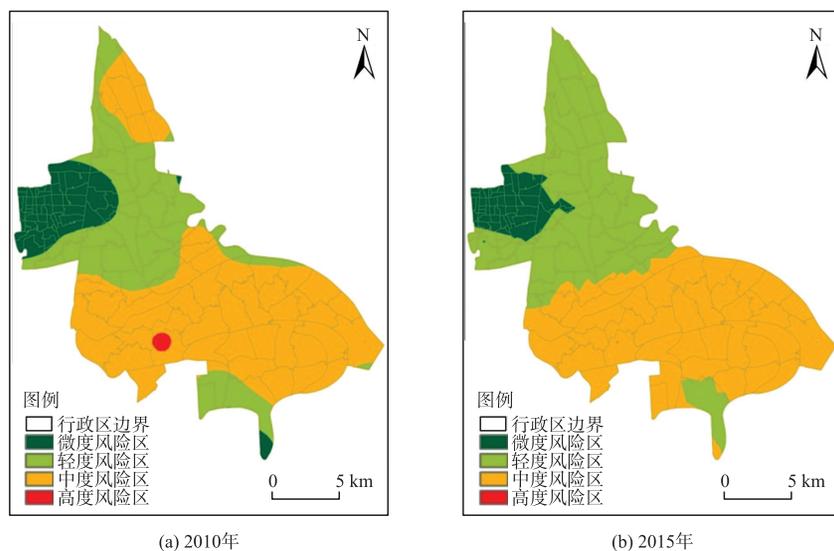


图 4 生态风险等级空间分布图

Fig. 4 The spatial distribution map of ecological risk level

大,2015年,中度风险区面积明显减少,和2010年相比,中度风险区面积由原来的193.45 km²减少到176.95 km²,下降幅度是8.53%,而轻度风险区面积有所增加,面积增加到133.48 km²,增幅29.45%。此外,高度风险区面积减少也比较明显。

表 4 2010—2015年广陵区风险等级面积转移矩阵

Table 4 The diverting matrix of risk level area of Guangling District from 2010 to 2015

风险等级	微度风险区	轻度风险区	中度风险区	高度风险区	2015年总计
微度风险区	23.48	0.92			24.40
轻度风险区	12.54	87.49	33.45	0.01	133.48
中度风险区	0.75	14.70	160.00	1.50	176.95
高度风险区				0.01	0.01
2010年总计	36.77	103.11	193.45	1.51	

从表4可以更为详细地看到各类风险之间的转移面积。2010年主要风险类型为中度风险区,在整体风险面积中占比高达57.75%;其次是轻度风险区,占比达到30.78%;然后是微度风险区,高度风险区面积是分布类型最少的,仅占0.45%。2015年广陵区的主要风险类型仍为中度风险区,面积占比为52.82%,其次分布较多的是轻度风险区和微度风险区2个类型,但是高度风险区面积占比只有0.002%。总的来说,相对于2010年,广陵区的生态风险有所下降。

从空间分布情况上进行分析,由图4可知,整体上2010年广陵区的风险类型分布为从西部向东部有增加的趋势。中度风险分布地区主要为河网平原地带,处于研究区的东南部。风险较高的行政单元主要为施桥镇、沙头镇和头桥镇等农村地带,结合前文的土地利用结构分析得知这里主要为粮食产区,耕地遍布,其间分布了众多的农村居民点,加之处于平原地带极易受到人为活动的干扰,生态环境脆弱。所以这一地带景观类型分布多样,内部转化频繁,景观生态风险高。

西北部主要为轻度风险区,包括汤汪乡和杭集镇周边的农村地区,这些行政单元内主要分布的是耕地和坑塘水面景观类型,其间也点缀了许多镇级以下农村居民点。但相对于东北部耕地为主的景观基质,坑塘水面相比较来说也要更为稳定,破碎化程度较低且受人为干扰程度相比于耕地较小,风险指数要小。微度风险等级类型大部分在广陵区市辖区,一般来说城镇中心是人类的主要活动场所,是完全的人工产物,脆弱度相对于自然类景观低,并且景观类型单一,主要的景观类型就是建设用地,破碎化程度很低。因此城镇建成区最为稳定,抗干扰能力强,给生态系统的压力较小,它们的风险值最低。

2015年相较于2010年景观生态风险值略微降低,但是景观生态风险空间格局却发生了显著变化。从空间分布上来看,广陵区主城区的风险指数沿着城市外围扩大,由西向东蔓延。从生态风险角度上来说,城市外延使得原来破碎的景观蔓延成片,增加了建设用地景观的连通性,从而减小了风险值。

4 结论与讨论

从生态风险的核心内涵可知,景观生态风险的风险源主要是人为景观的增加,自然景观的减少,人类活动改变地表生态系统的格局与组成结构,从而影响生态系统的服务功能和空间分布,导致生态系统失衡,生态风险增加。生态风险的格局及演变特征是生态环境质量的直接表征,也代表生态系统受外界干扰与抗干扰能力的强弱。本文为了直观地描述广陵区内生态风险程度的空间分布特征,将景观格局特征与生态风险评价相融合,分析研究区2010—2015年景观生态风险空间格局与过程特征,为生态风险管控措施的制定奠定坚实的基础。研究结果表明:

(1)2010—2015年间,广陵区景观格局发生了较明显的变化,草地、林地、耕地和水域面积降幅明显,建设用地扩张明显,扩张面积主要来自耕地和水域面积的转化。2010—2015年,景观破碎度整体降低,2010年,其他土地的破碎度最高(4.9487),其次为草地、林地、水域和建设用地,耕地的破碎度最低(0.1544)。经过近5年的变化,除了建设用地和其他土地,各景观类型的破碎度均有升高。2010—2015年,广陵区分离度也有较明显的降低,其变化幅度从大到小依次为:建设用地>水域>耕地。2010—2015年,广陵区的分维数整体变化不大,耕地的分维数最高,其次为建设用地和林地,最小的是其他土地。

(2)景观生态风险等级有逐渐降低的趋势,即中度风险区转向轻度风险区的面积比重较大,2015年,中度风险区面积明显减少,而轻度风险区面积有所增加,高度风险区面积减少也比较明显。

(3)从空间分布情况上进行分析,整体上广陵区的风险类型分布为从西部向东部有增加的趋势。风险较高的区域主要为耕地,分布了众多的农村居民点又极易受到人为活动的干扰,生态环境脆弱;西北部主要为轻度风险区类型;微度风险区大部分在广陵区市辖区,主要的景观类型就是建设用地,破碎化程度很低,抗干扰能力强,风险值最低。

针对上述研究结果,本文探讨出研究区生态风险管控对策。耕地密集覆盖区多属于中度风险区,其生态风险源主要包括农业面源污染、土壤肥力流失,粗放式农业生产方式不仅带来了农药、化肥等污染物破坏生态环境,同时也容易出现土壤组分侵蚀,增加风险区的生态风险程度,人为干扰度较大。生态环境随着土地利用变化而变化,2000—2015年林地和草地不断减少,建筑用地不断扩张,生态环境遭到破坏,我们应该优化土地利用格局,增加植被覆盖率,实施退耕还林和还草政策,增加景观连通性;禁止建设用地向生态功能区、水源涵养区、保育林区、重点旅游景区扩展,降低区域生态风险,加强土壤环境治理,减少高污染的农药、化肥的使用。

[参考文献]

[1] 何莎莎,叶露培,朱文博,等.太行山淇河流域2000—2015年土壤侵蚀和水源供给变化研究[J].地理研究,2018,37(9):

- 1775-1788.
- [2] HUNSAKER C T, GRAHAM R L, SUTERII G W. Assessing ecological risk on a regional scale[J]. Environmental management, 1990, 14(3):325-332.
- [3] CHEN S Q, CHEN B, FATH B D. Ecological risk assessment on the system scale;a review of state-of-the-art models and future perspectives[J]. Ecological modeling, 2013, 250(1573):25-33.
- [4] 赵越, 罗志军, 曹丽萍, 等. 基于土地利用变化的鄱阳湖流域生态风险评价[J]. 江西农业大学学报, 2018, 40(3):635-644.
- [5] 徐建昭, 郝仕龙, 王玉英. 黄土丘陵区土地利用变化及其生态风险[J]. 水土保持通报, 2017, 37(5):157-162.
- [6] 胡金龙, 周志翔, 滕明君, 等. 基于土地利用变化的典型喀斯特流域生态风险评估:以漓江流域为例[J]. 应用生态学报, 2017, 28(6):2003-2012.
- [7] KAPUSTKA L A, GALBRAITH H, LUXON B M, et al. Using landscape ecology to focus ecological risk assessment and guide risk management decision-making[J]. Toxicology & industrial health, 2001, 17(5/10):236-246.
- [8] 李加林, 徐凉慧, 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.
- [9] 王伟, 陆健健. 生态系统服务功能分类与价值评估探讨[J]. 生态学杂志, 2005, 24(11):1314-1316.
- [10] 黄桂林, 赵峰侠, 李仁强, 等. 生态系统服务功能评估研究现状、挑战和趋势[J]. 林业资源管理, 2012(4):17-23.
- [11] 温晓金, 杨新军, 王子侨. 多适应目标下的山地城市社会—生态系统脆弱性评价[J]. 地理研究, 2016, 35(2):299-312.
- [12] 朱艳景, 张彦, 高思, 等. 生态风险评价方法学研究进展与评价模型选择[J]. 城市环境与城市生态, 2015, 28(1):17-21.
- [13] 崔佳凤. 湿地区域生态风险评价理论与方法探究[J]. 经济研究导刊, 2015(9):224-225.
- [14] 常青, 邱瑶, 谢苗苗, 等. 基于土地破坏的矿区生态风险评价:理论与方法[J]. 生态学报, 2012, 32(16):5164-5174.
- [15] 陈克亮, 时亚楼, 林志兰, 等. 基于突变理论的近岸海域生态风险综合评价方法:以罗源湾为例[J]. 应用生态学报, 2012, 23(1):213-221.
- [16] 张思锋, 张立, 张一恒. 基于生态梯度风险评价方法的榆林煤炭开采区生态风险评价[J]. 资源科学, 2011, 33(10):1914-1923.
- [17] 夏南凯, 乔玮, 刘晟. 基于土地利用视角的区域生态风险指数评价方法分析[J]. 城市规划学刊, 2011(1):53-57.
- [18] 张思锋, 刘晗梦. 生态风险评价方法述评[J]. 生态学报, 2010, 30(10):2735-2744.
- [19] 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.
- [20] 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.
- [21] 周启刚, 张晓媛, 王兆林. 基于正态云模型的三峡库区土地利用生态风险评价[J]. 农业工程学报, 2014, 30(23):289-297.
- [22] 虞燕娜, 朱江, 吴绍华, 等. 多风险源驱动下的土地生态风险评价:以江苏省射阳县为例[J]. 自然资源学报, 2016, 31(8):1264-1274.
- [23] 赵岩洁, 李阳兵, 邵景安. 基于土地利用变化的三峡库区小流域生态风险评价:以草堂溪为例[J]. 自然资源学报, 2013, 28(6):944-956.
- [24] 田鹏, 史小丽, 李加林, 等. 杭州市土地利用变化及生态风险评价[J]. 水土保持通报, 2018, 38(4):274-281.
- [25] 肖杨, 毛显强. 区域景观生态风险空间分析[J]. 中国环境科学, 2006(5):623-626.
- [26] 张皓玮, 李欣, 殷如梦, 等. 旅游城镇化地区土地利用景观格局指数的粒度效应:以扬州市广陵区为例[J]. 南京师大学报(自然科学版), 2018, 41(3):122-130.
- [27] 童小容, 杨庆媛, 毕国华. 重庆市 2000—2015 年土地利用变化时空特征分析[J]. 长江流域资源与环境, 2018(11):2481-2495.
- [28] 刘永超, 李加林, 袁麒麟, 等. 象山港流域景观生态风险格局分析[J]. 海洋通报, 2016, 35(1):21-29.
- [29] 李谢辉, 王磊, 李景宜. 基于 GIS 的渭河下游河流沿线区域生态风险评价[J]. 生态学报, 2009, 29(10):5523-5534.
- [30] 王亮. 盐城海岸带土地利用及其生态安全评价与优化研究[D]. 徐州:中国矿业大学, 2016.
- [31] 张莽, 王萍, 陈慧, 等. 长江上游地区土地利用格局时空演变:以四川省宜宾市为例[J]. 水土保持通报, 2018, 38(2):210-216.
- [32] 张学斌, 石培基, 罗君, 等. 基于景观格局的干旱内陆河流域生态风险分析:以石羊河流域为例[J]. 自然资源学报, 2014, 29(3):410-419.
- [33] 柯丽娜, 庞琳, 王权明, 等. 围填海景观格局演变及存量资源分析:以大连长兴岛附近海域为例[J]. 生态学报, 2018,

- 38(15):5498-5508.
- [34] 简卿,张立强,张蓬涛,等. 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[J]. 水土保持研究, 2018,25(6):228-235.
- [35] 董玉红,刘世梁,安南南,等. 基于景观指数和空间自相关的吉林大安市景观格局动态研究[J]. 自然资源学报,2015, 30(11):1860-1871.
- [36] 赵彩霞. 甘肃白龙江流域生态风险评价[D]. 兰州:兰州大学,2013.
- [37] 吕乐婷,张杰,孙才志,等. 基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估[J]. 生态学报,2018,38(16):5952-5960.
- [38] 李潇然,李阳兵,韩芳芳. 基于土地利用的三峡库区生态屏障带生态风险评价[J]. 水土保持通报,2015,35(4):2, 188-194.
- [39] 王娟,崔保山,姚华荣,等. 纵向岭谷区澜沧江流域景观生态安全时空分异特征[J]. 生态学报,2008,28(4):1681-1690.
- [40] 石浩朋,于开芹,冯永军. 基于景观结构的城乡结合部生态风险分析:以泰安市岱岳区为例[J]. 应用生态学报,2013, 24(3):705-712.
- [41] GAO B, XIAOYU L I, ZHIGANG L I, et al. Assessment of ecological risk of coastal economic developing zone in Jinzhou Bay based on landscape pattern[J]. Acta ecologica sinica, 2011, 31(12):3441-3450.
- [42] 李雅婷,赵牡丹,张帅兵,等. 基于景观结构的眉县土地利用生态风险空间特征[J]. 水土保持研究,2018,25(5):220-225,233.
- [43] 任红玉,周旭,张迪,等. 快速城市化过程中喀斯特山区城镇生态风险变化:以贵阳市花溪区为例[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版),2018,36(5):16-23.
- [44] 刘琪. 基于土地利用变化的延河流域景观生态风险评价[D]. 西安:西北大学,2016.

[责任编辑:丁 蓉]