

DOI: 10.5846/stxb201811082426

王飞, 叶长盛, 华吉庆, 李欣. 南昌市城镇空间扩展与景观生态风险的耦合关系. 生态学报, 2019, 39(4): - .

Wang F, Ye C S, Hua J Q, Li X. Coupling relationship between urban spatial expansion and landscape ecological risk in Nanchang City. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(4): - .

南昌市城镇空间扩展与景观生态风险的耦合关系

王 飞^{1,2}, 叶长盛^{1,2,*}, 华吉庆^{1,2}, 李 欣³

1 东华理工大学 江西省数字国土重点实验室, 南昌 330013

2 东华理工大学地球科学学院, 南昌 330013

3 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023

摘要:为探究城镇用地空间扩展对景观生态风险的影响,以南昌市为例,运用遥感、GIS 及数理统计的方法,借助城镇扩展强度指数研究了南昌市 2000—2017 年城镇空间扩展的时空变化特征,构建了景观生态风险指数,以 3 km×3 km 的单元网格进行系统采样,探究城镇扩展下南昌市景观格局的动态变化和景观生态风险,最后基于地理加权回归(GWR)模型,定量分析 2000—2017 年南昌市城镇空间扩展与景观生态风险之间的耦合关系。结果表明:(1)2000—2017 年,南昌市城镇用地增加了 247.56 km²,年均扩展速率达 17.75 km²,其中 2000—2005 年扩展最快,呈现出剧烈扩展的态势,扩展强度达到 0.55。城镇扩展主要沿正北和西北方向扩展,分布在青山湖区、南昌县、新建区等,总体上呈快速扩展趋势;(2)南昌市景观格局以耕地为主,建设用地快速扩张,耕地、林地、草地面积持续减少,土地利用的景观格局指数反映此期间人类活动的干扰程度加剧,景观斑块数量增加,整体破碎度提高。借助地统计分析方法,计算得到南昌市景观生态风险由 2000 年的 0.1354 上升至 2017 年的 0.1420,景观生态风险呈逐渐升高的趋势;(3)2000—2017 年,城镇用地面积与景观生态风险、城镇空间扩展强度指数和景观生态风险变化值之间,都呈现负相关影响,后者相关性在减弱。回归系数的空间分布上,由中部向外逐渐升高,低值位于城镇扩展较快的南昌市区,城镇的快速扩展使城镇用地面积大幅增加,景观破碎度、损失度降低,景观生态风险随之降低;高值出现在进贤县、安义县等经济发展缓慢的地区,城镇用地扩展幅度小,扩展边界斑块破碎度大,分离度上升,景观生态风险增加。研究结果为促进城市建设与生态环境保护的相互协调,正确评价人类活动对城市生态系统的影响,以及南昌市的可持续发展和科学管理提供借鉴。

关键词:城镇扩展;景观生态风险;耦合关系;南昌市

Coupling relationship between urban spatial expansion and landscape ecological risk in Nanchang City

WANG Fei^{1,2}, YE Changsheng^{1,2,*}, HUA Jiqing^{1,2}, LI Xin³

1 Jiangxi Key Laboratory of Digital Land, Nanchang 330013, China

2 College of Earth Sciences, East China University of Technology, Nanchang 330013, China

3 School of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China

Abstract: This paper introduced the urban expansion intensity index to study the spatial and temporal variation characteristics of urban spatial expansion in Nanchang City from 2000 to 2017. Then, the 3 km × 3 km unit grid was systematically sampled to construct the landscape ecological risk index to explore dynamic changes in the landscape pattern and landscape ecological risk. Finally, by using the geographic weighted regression (GWR) model, the relationship between urban spatial expansion and landscape ecological risk in Nanchang City from 2000 to 2017 was quantitatively analyzed to explore the impact of urban land expansion on landscape ecological risk. The results showed that: (1) From

基金项目:江西省自然科学基金(20171BAA208025),江西省数字国土重点实验室开放基金(DLLJ201611)

收稿日期:2018-11-08; **修订日期:**2018-12-26

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ycs519@163.com

2000 to 2017, urban land use in Nanchang increased by 247.56 km², with an average annual expansion rate of 17.75 km². Among them, the fastest expansion strength was 0.55 in 2000—2005, showing a dramatic change. The urban expansion mainly expanded to the north and northwest, and was distributed in the Qingshan Lake District, Nanchang County, and Xinjian County, among others, which showed a rapid expansion trend; (2) The landscape pattern of Nanchang City was dominated by cultivated land, and the construction land was expanding rapidly. The area of cultivated land, forest land, and grassland continued to decline, and the landscape pattern index of land use reflected that the degree of disturbance of human activities increased during the period, the number of landscape patches increased, and the overall fragmentation increased. By using the geostatistical analysis method, the ecological risk of Nanchang City increased from 0.1354 to 0.1420 between 2000 and 2017, and the ecological risk gradually increased. (3) From 2000 to 2017, there was a negative correlation between urban land area and landscape ecological risk, the urban spatial expansion intensity index, and the landscape ecological risk change value, with the latter weakening. The spatial distribution of the regression coefficient gradually increased from the central part to the outside, and the low value was located in the Nanchang urban area where the urban expansion was relatively fast. The rapid expansion of the urban area has greatly increased the urban area, and the degree of fragmentation and loss degree have been reduced. Ecological risks are reduced. High values occurred in areas with slow economic development, such as Jinxian County and Anyi County. With a small extend of urban land use and large degree of extended boundary patches, the ecological risk of the landscape increased. The research results could promote the coordination between urban construction and ecological environmental protection, correctly evaluate the impact of human activities on urban ecosystems, and provide references for sustainable development and scientific management in Nanchang.

Key Words: urban expansion; landscape ecological risk; coupling relationship; Nanchang City

城市涵盖了全球主要的人口,其应对各项风险的能力将影响国家、区域乃至人类的未来发展^[1]。伴随着我国城镇化进入加速发展时期,人口、产业集聚对城市空间产生极大需求,将使我国成为全球城镇用地扩张速度最快的国家之一。快速城镇化必然导致城镇空间快速扩展,使区域自然生态系统和农业生态系统不断向城市生态系统转化,改变着区域物质能量流,直接或间接地改变地面形态及原本自然的生物地球化学过程^[2],从而影响着区域的生态安全。如何有效、合理地评估城镇化、城镇扩展与景观生态风险之间的关系,实现城镇空间扩展过程中既降低生态风险、保护生态环境又实现社会经济的可持续发展,受到政府、社会和学者的广泛关注和重视^[3-4]。

诸多学者对城镇空间扩展所带来的生态环境效应开展了广泛而深入的研究。从发展关联性角度考虑城镇用地扩展对单个生态现象或资源的影响,包括对气候、水资源、土壤资源等的胁迫作用^[5-8],结果表明城镇面积的扩展对水资源、大气和地质环境都产生了深刻的影响,经济发展只有和生态环境保护协调起来,才能实现社会的可持续发展^[6];部分学者利用 GIS 技术平台和不同的预测模型得到生态环境约束下城市空间增长的界限^[9-11],力求在发展中确保生态系统的连续性和生态底线不被建设发展所突破^[12]。也有学者对城市土地利用变化带来的生态环境效应进行了评价^[13-14],主要以土地利用变化的生态系统服务价值评估、碳排放效应评估、生态景观格局效应评价等为主,并对二者相互作用的驱动力机制研究^[13],得到了城镇空间扩展下生态环境响应机制的影响因素,其中包含人口增长、城市化、经济发展、建设用地高速扩展、生态用地减少等。并尝试探索城市地域推进与环境管理新模式,以实现城市发展与生态保护的二元协调^[15-16]。现有研究更多的是对城镇化过程中生态风险效应的评价,以及从景观格局方面分析城镇用地的面积变化,探讨城镇空间扩展导致的景观生态风险变化及其两者的耦合关系研究相对较少。景观生态风险是指自然或人为因素影响下景观格局与生态过程相互作用可能产生的不利后果,通常基于景观要素镶嵌、景观格局演变和景观生态过程等分析其对内在风险源和外部干扰的响应,对特定区域景观组分、结构、功能和过程所受人類活动或自然灾害的影响进行判定或预测^[17],可以描述人类活动或自然灾害对区域内的生态系统结构、功能等产生不利作用的可能

性和危害程度^[18-19],为区域城镇化的生态环境效应研究提供了一种新的理论和新的方法,深入探究城镇空间扩展与景观生态风险的耦合关系,揭示人类活动对景观生态系统的影响,为促进城市建设与生态环境保护的相互协调,以及城市的可持续发展和科学管理提供借鉴。

为此,本文以江西省南昌市为例,通过构建城镇空间扩展强度指数,刻画 2000—2017 年南昌市城镇空间扩展时空变化特征,利用景观生态风险指数,以 3 km×3 km 的单元网格进行系统采样,借助 GIS 技术和地统计分析方法,探讨了南昌市景观生态风险的空间分布及变化特征,运用地理加权回归分析,研究城镇空间扩展与景观生态风险的耦合关系,以期为促进城市建设与生态环境保护的相互协调,正确评价人类活动对城市生态系统的影响,以及城市的可持续发展和科学管理提供借鉴。

1 研究区概况

南昌市地处江西中部偏北,赣江、抚河下游,鄱阳湖西南岸,位于 115°27′—116°35′ E、28°10′—29°11′ N 之间。全境以平原为主,东南相对平坦,西北丘陵起伏,水网密布,湖泊众多,是长江中游城市群的三大中心城市之一,“一带一路”战略的重要节点城市,中西部地区联系东南沿海的重要交通走廊。2017 年底,南昌市总人口 546.35 万人,下辖东湖、西湖、青云谱、湾里、青山湖、新建 6 个区以及南昌、安义、进贤 3 个县,国土总面积 7402.36 km²。近年来,南昌市社会经济得到快速发展,城镇化、工业化水平显著提高。2017 年全市实现生产总值 5003.19 亿元,人均生产总值 91575 元。全市城镇人口 400.59 万人,城镇化率达到 73.32%。建成区面积由 2000 年的 107.87 km²扩大到 2017 年的 355.43 km²,市区人口不断增加。随着鄱阳湖生态经济区、昌九一体化、昌抚一体化,长江中游城市群、赣江新区等系列政策措施相继落实,红谷滩新区、瑶湖片区、九龙湖片区等新城大规模开发,南昌市高新技术产业开发区、南昌市经济技术开发区、小蓝经济技术开发区等工业园区大规模建设,城镇化、工业化步伐显著加速,城市人口快速增长,城镇建设用地持续扩张,景观生态风险压力不断增大。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

本研究原始数据源为 2000、2005、2010 和 2017 年 4 个时期的 Landsat TM/ETM+遥感影像,空间分辨率 30 m×30 m,经辐射纠正、几何校正、图像配准和人工解译等处理后得到不同年份的景观格局图。依据全国土地资源遥感分类系统,把研究区景观类型划分为耕地、林地、草地、水域、城镇用地、其它建设用地和未利用土地 7 类(表 1)。通过将外业调查和随机抽取动态图斑进行重复判读分析相结合的方法评价分类精度,通过分类误差及 Kappa 系数检验,总体精度均达到 85%以上,达到研究所需数据精度要求。

表 1 研究区景观类型分类

Table 1 Landscape type classification in research area

耕地 Plough	林地 Woodland	草地 Grassland	水域 Water area	城镇用地 Construction land	其它建设用地 Other construction land	未利用土地 Unused land
水田 旱地	有林地 灌木林 疏林地 其它林地	高覆盖度草地 中覆盖度草地	河渠 湖泊 水库坑塘 滩地	城镇用地 (城市及县镇 以上建成区 用地)	农村居民点 其它建设用地	沼泽地 裸土地

2.2 研究方法

2.2.1 风险小区划分

结合前人的研究经验,根据研究区范围和景观类型斑块面积,按照景观斑块平均面积的 2—5 倍进行等间距系统采样^[18-21],划分 3 km×3 km 的单元网格即风险小区,共得到 912 个风险小区(图 1),利用景观生态风

险指数公式计算出每个样地的景观生态风险指数值,以此作为样地中心点的景观生态风险值。

2.2.2 城镇扩展强度指数

城镇空间扩展采用城镇扩展强度指数来衡量,是指研究期内某区域范围的城镇用地扩展面积占区域总面积的比重^[22],能够反映研究期内城镇扩展的强度和快慢。计算公式为:

$$E_r = \frac{U_b - U_a}{U \cdot \Delta T} \times 100 \quad (1)$$

式中, E_r 为城镇扩展强度指数; U_a 为研究期初城镇用地面积; U_b 为研究期末城镇用地面积; U 为研究区总面积; ΔT 为研究时段的跨度。

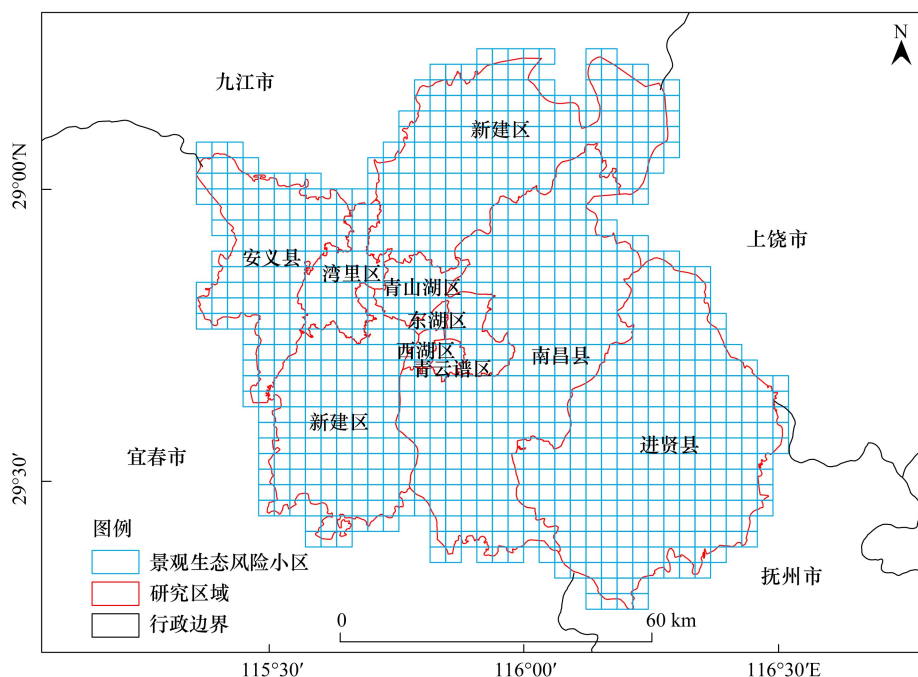


图1 研究区地理位置及生态风险小区的划分示意图

Fig.1 Geographical location of study area and division of ecological risk area

2.2.3 景观生态风险指数

基于前人的研究成果^[18-21]和研究区实际情况,从景观生态学角度出发,刻画景观格局与生态过程的联系,建立一个综合的景观格局指数,定量反映人类干扰对景观格局的影响,将风险可能造成的损失与风险出现或发生概率的乘积作为景观生态风险综合表征,选取景观干扰度指数、景观脆弱度指数、景观损失度指数,构建用于描述研究区内的景观生态风险指数^[23-26],其计算公式为:

$$ERI_k = \sum_{i=1}^m \frac{A_{ki}}{A_k} LL_i \quad (2)$$

$$LL_i = U_i \times S_i \quad (3)$$

$$U_i = aC_i + bN_i + cD_i \quad (4)$$

式中, ERI_k 为第 k 采样区景观生态风险指数, LL_i 为景观生态损失指数,指景观受到外部干扰时其内部各类型景观受到的自然性损失的差异,通过景观干扰度指数和景观脆弱度指数综合反映, A_{ki} 为第 k 采样区内 i 景观类型的面积, A_k 为第 k 采样区的面积。

U_i 为景观干扰指数,是用来反映不同景观所代表的生态系统受到干扰程度,根据实际情况通过对破碎度、分离度和优势度赋予不同的权重然后进行叠加,来反映区域生态系统所遭受的干扰程度; C_i 为景观破碎度; N_i 为景观分离度; D_i 为景观优势度; a 、 b 、 c 分别为破碎度、分离度和优势度的权重,且 $a + b + c = 1$,结合

研究区的实际情况, a 、 b 、 c 分别赋以 0.5、0.3、0.2 的权重。

将景观类型与景观敏感性联系起来,描述各景观类型所代表的生态系统在受到外界干扰时内部结构的易损性,借鉴他人研究成果^[27-29],通过层次分析法并归一化分别对各景观类型赋权重,表示其脆弱程度 S_i ,其中:耕地为 0.1573,林地 0.0650,草地 0.1017,水域 0.2392,建设用地 0.0413,其它建设用地 0.0413,未利用地为 0.3543。

2.2.4 空间分析方法及可视化表达

由于生态风险指数本身是一种空间变量,可以利用地统计学方法进行空间特征分析^[23]。该方法是在生态风险指数系统采样的基础上,首先对数据进行检验、分析,找寻数据暗含的特点和规律,借助地统计学中变异函数的方法,进行理论半变异函数拟合,运用普通克里金法进行空间插值,从而分析南昌市 2000—2017 年景观生态风险的空间分布情况。

2.2.5 地理加权回归(Geographic Weighted Regression)GWR 分析

传统的线性回归模型只是对参数进行“平均”或“全局”估计,如果自变量为空间数据,且自变量间存在空间自相关性,就无法满足传统回归模型(OLS 模型)残差项独立的假设,那么用最小二乘法进行参数估计将不再适用^[30-31]。地理加权回归(GWR)模型引入对不同区域的影响进行估计,能够反映参数在不同空间的空间异质性,使变量间的关系可以随空间位置的变化而变化,其结果更符合客观实际,因此本文引入了 GWR 分析,GWR 扩展了传统的回归框架,在全局回归模型的基础上进行局部的参数估计,模型结构如下^[32-33]:

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_{k=1}^p \beta_k(u_i, v_i) x_{ik} + \varepsilon_i \quad (5)$$

式中, y_i 为观测值, (u_i, v_i) 为样点 i 的坐标, $\beta_0(u_i, v_i)$ 为 i 点回归常数, $\beta_k(u_i, v_i)$ 是 i 点上的第 k 个回归参数,是地理位置的函数; p 为独立变量个数; x_{ik} 为独立变量 x_k 在 i 点的值; ε_i 是随机误差。

3 结果与分析

3.1 南昌市城镇空间扩展特征

2000—2017 年,南昌市城镇用地快速扩展,面积由 107.87 km²增至 355.43 km²,增加了 247.56 km²,年均扩展速率为 17.75 km²/a。2000 年,南昌市城镇用地面积仅为 107.87 km²,到 2005 年迅速增加到 305.99 km²,是 2000 年的 2.84 倍,城镇用地面积增加迅速,呈现出剧烈扩展的态势,扩展强度达到 0.55。此后,经过 12 年的城市发展,到 2017 年,建设用地面积扩展至 727.01 km²,2005—2010、2010—2017 年两个时间段内年均扩展速率保持平稳,扩展强度指数均为 0.06,呈增长趋势。总体而言,17 年间南昌市城镇用地扩展总体上呈快速扩展趋势,城镇化进程在加快。这与南昌市城市化、工业化、交通的发展以及政府相关政策的制定密切相关,这些因素对城市的发展造成了深远影响(表 2)。

表 2 南昌市不同时段城镇扩展情况

Table 2 Urbanization extension of Nanchang City in different periods

年份 Year	扩展面积 Extended area/km ²	扩展贡献率 Extended contribution rate/%	年均扩展速率 Annual average expansion rate/ (km ² /a)	扩展强度指数 Extended strength index
2000—2005	198.12	80.03	39.62	0.55
2005—2010	20.64	8.34	4.13	0.06
2010—2017	28.80	11.63	4.11	0.06
2000—2017	247.56	100.00	14.56	0.20

从 2000—2017 年研究区城镇用地扩展分布可以看出(图 2),南昌市城镇用地的扩展以西北和正北方向为主;其中,2000—2005 年,城镇扩展最为显著,主要沿正北、西北、正西方位急剧扩展;2005—2010、2010—

2017 年,扩展较为平稳,主要沿正北、西北、正东、正西方位扩展。2000—2017 年,青山湖区、南昌县、新建区等地区城镇空间扩展较快,这主要源于南昌县、新建区紧邻南昌中心城区,受其辐射影响较大,因而城市化进程较快,城镇用地扩展较为剧烈。青山湖区土地面积较大,拥有技术优势、政策扶持,在一定程度推动了青山湖区的城市化进程^[34];而青云谱区、东湖区、西湖区、进贤县、安义县等地区的城镇用地扩展则较为缓慢,这些地区或多为老城区,城市发展空间不足,或由于受制于自然地理条件,因此扩展速度相对较慢。

3.2 景观生态风险时空分析

3.2.1 景观格局动态变化

2000—2017 年,南昌市不同景观斑块数量增加,由 8769 个增加至 9655 个,整体破碎度由 1.2172 提高到 1.3404。其中,耕地的面积由 4038.73 km²减至 3786.21 km²,面积净减少 252.52 km²。斑块数量增多,景观分离度增加,优势度下降,表明耕地的完整性程度不断降低^[35];在人类活动日益加强的影响下,草地面积持续减少,破碎度升高,优势度不断下降,从而导致损失度不断增加,从 0.2662 增至 0.3300;水域破碎度总体上也在增加,但由于实行了退耕还湖以及严格的水资源保护措施,破碎度先升后降,损失度同样也是先升后降的趋势;林地的面积净减少 62.18 km²,分离度呈上升趋势,干扰度由 1.6944 上升为 1.7157,损失度明显提高;研究期内,城镇用地占土地总面积的比重由 1.50%增至 4.93%,景观优势度上升,斑块数量持续增加,对景观格局的影响增大;其他建设用地面积也在不断增加,占土地总面积的比重增加了 2.43%,干扰度和分离度减少,脆弱度低,使得景观损失度降低;未利用地的斑块数先增加后减少,景观优势度下降,干扰度提升(表 3)。

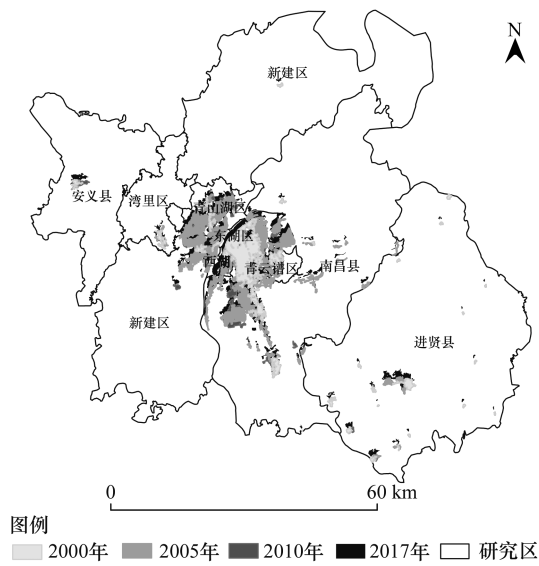


图 2 研究区 2000—2017 年城镇用地空间分布示意图
Fig.2 Spatial distribution of urbanization expansion in the study area (2000—2017)

表 3 研究区 2000—2017 年景观格局指数

Table 3 Indices of the landscape in study area in 2000—2017

地类 Land type	时间 Time	面积 Area/km ²	斑块数 Number	破碎度 Fragmentation index	分离度 Abruption index	优势度 Predominance index	干扰度 Obstruction index	脆弱度 Fragility index	损失度 Dammify index
耕地 Plough	2000 年	4038.73	2013	0.4984	0.4714	0.5666	0.5040	0.1573	0.0793
	2005 年	3880.29	2409	0.6208	0.5368	0.5562	0.5827	0.1573	0.0917
	2010 年	3912.09	2078	0.5312	0.4945	0.5587	0.5257	0.1573	0.0827
	2017 年	3786.21	2297	0.6067	0.5372	0.5484	0.5742	0.1573	0.0903
林地 Woodland	2000 年	1214.49	2650	2.1820	1.7988	0.3188	1.6944	0.0650	0.1101
	2005 年	1200.01	2850	2.3750	1.8880	0.3100	1.8159	0.0650	0.1180
	2010 年	1184.38	2674	2.2577	1.8529	0.3134	1.7474	0.0650	0.1136
	2017 年	1152.31	2533	2.1982	1.8535	0.3026	1.7157	0.0650	0.1115
草地 Grassland	2000 年	92.53	160	1.7291	5.8011	0.0631	2.6175	0.1017	0.2662
	2005 年	88.78	164	1.8472	6.1213	0.0604	2.7720	0.1017	0.2819
	2010 年	73.45	158	2.1511	7.2625	0.0576	3.2658	0.1017	0.3321
	2017 年	74.85	161	2.1510	7.1938	0.0549	3.2446	0.1017	0.3300
水域 Water area	2000 年	1213.63	1674	1.3793	1.4307	0.3565	1.1902	0.2392	0.2847
	2005 年	1183.53	1873	1.5825	1.5518	0.3517	1.3272	0.2392	0.3175
	2010 年	1138.54	1634	1.4352	1.5067	0.3505	1.2397	0.2392	0.2965

续表

地类 Land type	时间 Time	面积 Area/km ²	斑块数 Number	破碎度 Fragmentation index	分离度 Abruption index	优势度 Predominance index	干扰度 Obstruction index	脆弱度 Fragility index	损失度 Damnify index
城镇用地 Construction land	2017 年	1170.74	1685	1.4393	1.4879	0.3508	1.2362	0.2392	0.2957
	2000 年	107.87	43	0.3986	2.5798	0.0306	0.9794	0.0413	0.0404
	2005 年	306.00	551	1.8007	3.2555	0.0751	1.8920	0.0413	0.0781
	2010 年	326.63	77	0.2357	1.1401	0.0671	0.4733	0.0413	0.0195
其它建设用地 Other construction land	2017 年	355.43	169	0.4755	1.5521	0.0702	0.7174	0.0413	0.0296
	2000 年	196.75	2145	10.9024	9.9899	0.2513	8.4984	0.0413	0.3510
	2005 年	207.59	2179	10.4966	9.5428	0.2419	8.1595	0.0413	0.3370
	2010 年	209.28	2044	9.7668	9.1679	0.2426	7.6823	0.0413	0.3173
未利用土地 Unused land	2017 年	371.58	2729	7.3444	5.9661	0.2774	5.5175	0.0413	0.2279
	2000 年	339.99	84	0.2471	1.1440	0.0668	0.4801	0.3543	0.1701
	2005 年	337.78	126	0.3730	1.4103	0.0668	0.6230	0.3543	0.2207
	2010 年	359.60	89	0.2475	1.1133	0.0683	0.4714	0.3543	0.1670
	2017 年	292.16	81	0.2772	1.3072	0.0613	0.5431	0.3543	0.1924

3.2.2 景观生态风险的时空分异

借助 ArcGIS 10.1 地统计分析模块,对 2000 年、2005 年、2010 年和 2017 年四期采样数据进行变异函数计算,2000 年、2005 年球面模型拟合最为理想,2010 年、2017 年运用稳定模型来拟合最为理想,计算出 4 个时期的半变异函数及参数(基台值、变程和块金值)(表 4)。

表 4 土地利用景观生态风险指数的理论半变异函数

Table 4 Theoretical semivariogram of land use landscape ecological risk index

年份 Year	理论模型 Theoretical model	基台值 Sill value	主变程 Range/m	块金值 Nugget value	块金值/基台值 Nugget variance/%
2000	球面模型	0.065745	19192	0.025061	38.12
2005	球面模型	0.066667	18580	0.024984	37.48
2010	稳定模型	0.102565	20081	0.018439	17.98
2017	稳定模型	0.094021	19568	0.022425	23.85

变程可以反映景观生态风险指数的空间相关距离^[36],2000 年变程为 19192 m,2017 年增加至 19568 m,指数的空间距离逐渐增大,这是各土地利用类型之间相互转化所造成,基台值 2000 年为 0.065745,2017 年增加到 0.094021,土地利用景观生态风险强度的空间分布不均匀性增强,差异逐渐扩大。块金基台比可反映块金方差占总空间异质性变异的大小,2010 年、2017 年的块金值/基台值 $\leq 25\%$,土地利用景观生态风险具有显著的空间相关性,但总体上看,南昌市土地利用的景观生态风险空间相关性中等。

根据景观生态风险计算公式,得出各风险小区的景观生态风险指数,参考相关研究^[27],采用相对指标法,根据 ArcGIS Natural Breaks 分类方法将研究区的生态风险划分为 5 个等级:低生态风险区($0.02 \leq \text{ERI} < 0.11$)、较低生态风险区($0.11 \leq \text{ERI} < 0.14$)、中等生态风险区($0.14 \leq \text{ERI} < 0.18$)、较高生态风险区($0.18 \leq \text{ERI} < 0.24$)、高生态风险区($0.24 \leq \text{ERI} < 0.32$)。采用普通克里格插值法,对 912 个生态风险小区空间插值,得到南昌市不同时期的景观生态风险空间分布图(图 3),并统计得到各等级生态风险的面积及占比(表 5)。

2000—2017 年,南昌市景观生态风险的平均值由 0.1354 上升至 0.1420,风险值呈逐渐升高的趋势。2000 年,以低生态风险和较低生态风险为主,分别占研究区总面积的 27.59%、47.37%,主要包括安义县、湾里区、新建区的大部分地区、青云谱区、南昌县南部、进贤县南部等,这些地区景观类型以耕地、林地为主,耕地占比大,斑块规整,破碎度低,从而导致损失度较低,而林地和研究区内种类丰富,以有林地、灌木林、疏林地为主,生态

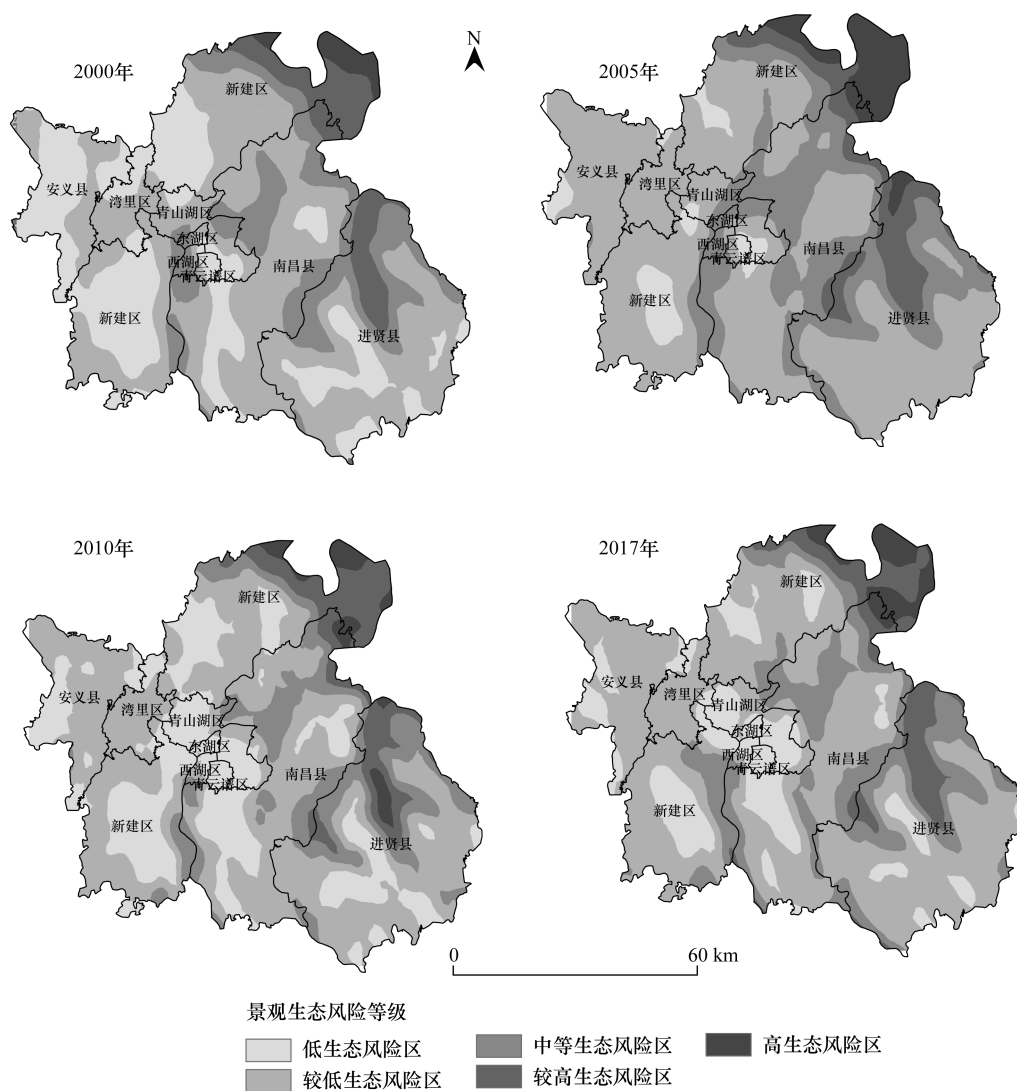


图3 南昌市景观生态风险等级空间分布图

Fig.3 Spatial distribution map of landscape ecological risk level in Nanchang City

系统结构较为完整,抗干扰能力强,脆弱度低^[37-40],因此景观生态风险较低;中等生态风险所占比例为 15.95%,主要分布在南昌市中西部的西湖区、青山湖区东部、南昌县东北部等;而较高生态风险和高生态风险在整个研究区面积较小,分布于南昌县和新建区的东北部、进贤县北部,该区分布着中国第一大淡水湖鄱阳湖,主要以脆弱度较高的水域和未利用地为主,其中广泛分布湖泊、滩地、沼泽地、裸土地这四种地类,景观类型较为单一,湖泊对外界风险较为敏感,受人类干扰作用大^[37-38],而且未利用土地植被覆盖度低、生态环境较差,土壤亮度高,生态系统抗干扰能力低^[39-40],景观生态风险较高。

与 2000 年相比,2005 年低生态风险区显著减少,由 27.59%降至 4.49%,这是由于城镇用地的急剧扩展,导致各景观类型破碎度增加,损失度随之提高,景观生态风险转化为较低生态风险,使得较低生态风险等级面积有所增加;中等生态风险、较高生态风险和生态风险面积也有所增加,相互之间由低一等级风险向高等级转变,主要分布在新建区北部和东北部、东湖区、西湖区、进贤县北部等,这些地区是江西省最大河流赣江的流经地,以及第一大淡水湖鄱阳湖的分布地,由于 2000—2005 年水域面积的减少,以及城市的剧烈扩展,水域的景观破碎度提高,干扰度和损失度随之增加,景观生态风险恶化。

2010 年,伴随着城镇空间扩展趋于稳定,低生态风险区面积增至 1862.48 km²,主要由较低生态风险转化而来,景观破碎度降低,其中城镇用地的破碎度最小,相较于 2005 年,各景观类型损失度减小,景观生态风险

好转;中等生态风险转变为低生态风险和较低生态风险,面积由 1754.79 km²降至 1052.69 km²;从空间分布上看,高生态风险区面积明显减少,转化为较高生态风险区,主要是因为这一阶段水资源保护措施的实施,使得水域的破碎度下降,景观生态风险降低。

表 5 景观生态风险等级面积统计

Table 5 Statistics of areas of various landscape ecological risk

年份 Year	低生态风险区 Low ecological risk area		较低生态风险区 Inferior ecological risk area		中等生态风险区 Mediate ecological risk area		较高生态风险区 Relatively ecological risk area		高生态风险区 High ecological risk area	
	面积		面积		面积		面积		面积	
	Area/km ²	%	Area/km ²	%	Area/km ²	%	Area/km ²	%	Area/km ²	%
2000	1984.87	27.59	3408.08	47.37	1147.35	15.95	535.48	7.44	118.18	1.64
2005	322.90	4.49	4143.33	57.59	1754.79	24.39	574.96	7.99	397.97	5.53
2010	1862.48	25.89	3515.46	48.87	1052.69	14.63	587.72	8.17	175.62	2.44
2017	1148.87	15.97	3907.08	54.32	1365.53	18.98	544.80	7.57	226.84	3.15

2017 年,低生态风险区减少至 1148.87 km²,面积占比由 2010 年的 25.89%下降到 15.97%,表现为新建区中部、进贤县中部、南昌县北部地区变为较低生态风险区;中等生态风险区有所增加,主要由新建区与南昌县交界处的一小部分较低生态风险区以及南昌县中部的低生态风险区转化;这主要是由于期间国务院颁发《长江中游城市群发展规划》,明确了南昌作为长江中游地区中心城市的地位,南昌市得到进一步发展的机遇,城市景观生态风险提高。较高生态风险变化不大;高生态风险区增加至 226.84 km²,主要表现为新建区东北部高生态风险区面积的增加。

3.3 南昌市城镇空间扩展与景观生态风险的耦合关系

3.3.1 城镇用地面积与景观生态风险的耦合性评价

对城镇用地空间扩展特征和景观生态风险分别作出分析之后,结合各样地的城镇用地面积与景观生态风险值,选择有值网格^[41],采用地理加权回归模型(GWR),以城镇用地面积为自变量、景观生态风险为因变量,对两者进行回归分析。回归系数的计算在 ArcGIS 10.1 软件中应用 GWR 工具实现,ArcGIS 10.1 中提供固定和自适应两种核类型,前者是查找最佳距离,后者计算的则为最佳邻近点个数,本研究通过对比验证,发现自适应带宽模型能够获得更高的精度,模型带宽的计算运用 AICc 的方法,结果见表 6。

表 6 地理加权回归(Geographic Weighted Regression)模型参数估计及检验结果

Table 6 Parameter estimation and test results of the Geographic Weighted Regression model

模型参数 Model parameter	2000 年	2005 年	2010 年	2017 年
Neighbors	20	23	24	32
Residual Squares	0.035	0.067	0.055	0.071
Effective Number	22.780	37.471	37.347	27.612
Sigma	0.025	0.025	0.022	0.024
AICc	-342.938	-641.382	-713.817	-665.303
R ²	0.589	0.635	0.765	0.671
R ² Adjusted	0.432	0.514	0.692	0.599

2000—2017 年模型的拟合优度 R²呈现不断上升的趋势,在 GWR 模型中,每一个空间单元都有特定的系数,对各系数值进行了统计,得到平均值、最大值、最小值、上四分位值、下四分位值和中位值(表 7)。结果表明:2000—2017 年回归系数在空间上较为稳定,符号都为负,回归系数不断减小,说明城镇用面积对景观生态风险的负向影响增强,这是由于城镇用地扩展趋于稳定后,斑块更为规整,破碎度降低,景观损失度也随之下降,在一定程度上导致景观生态风险值降低。但是,值得注意的是城镇用地的扩展是以占用耕地、林地等生态用地为主,在一定程度上影响区域的生态安全,会引发一系列生态环境问题,所以,城镇的空间扩展要与区域

可持续发展相协调,实施科学的城市发展规划和合理的生态保护措施,才能保证城市稳步健康发展。

表 7 GWR 模型回归系数的描述性统计分析

Table 7 Descriptive statistical analysis of the regression coefficients in the GWR model

回归系数统计量 Regression coefficient statistic	2000 年	2005 年	2010 年	2017 年
平均值 Average value	-0.0028	-0.0018	-0.0087	-0.0103
最大值 Maximum value	0.0941	0.1138	0.0824	0.0155
最小值 Minimum value	-0.0166	-0.0207	-0.0203	-0.0235
上四分位值 Upper quartile value	-0.0103	-0.0075	-0.0139	-0.0125
下四分位值 Lower quartile value	-0.0002	-0.0014	-0.0085	-0.0080
中位数 Median value	-0.0063	-0.0050	-0.0110	-0.0103

从标准化残差分布图(图 4)可以看出,各年份局部回归模型标准化残差值约 97%的范围在 $[-2.50, 2.50]$,因此,GWR 模型的标准化残差值在 5%的显著性水平下是随机分布的,模型整体的拟合效果较好。

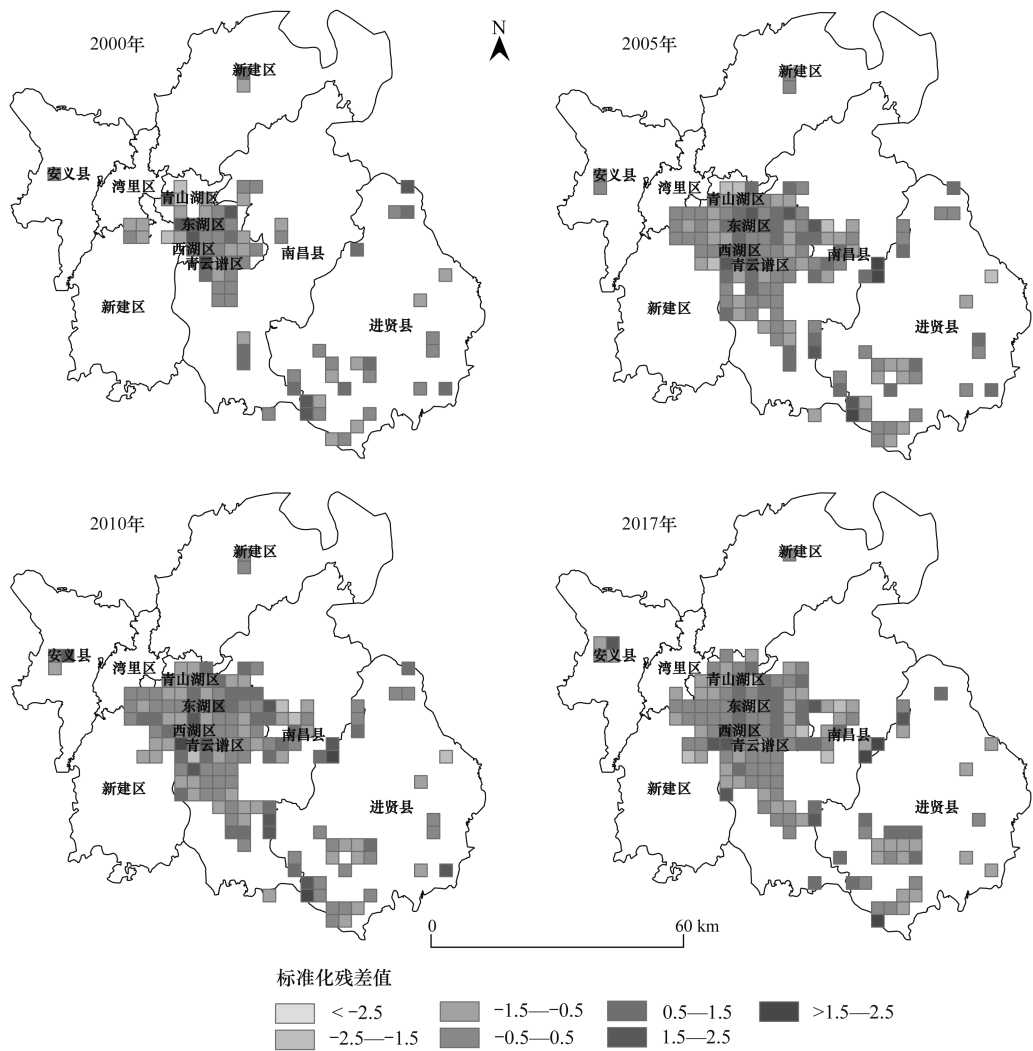


图 4 地理加权回归 (Geographic Weighted Regression) GWR 模型标准化残差空间分布

Fig.4 Spatial distribution of the standardized errors in the Geographic Weighted Regression model

南昌市各年份的城镇用地面积与景观生态风险总体上均呈负相关关系(图 5),城镇用地面积的增加,使得斑块更为规整,景观干扰度和损失度减小,景观生态风险随之降低。而回归系数在空间上有正有负,2000

年,除进贤县部分网格为正值外,其余都为负值,这是由于进贤县城镇用地分布零散,破碎度高,导致景观生态风险值升高。2005 年,随着城镇用地的快速扩展,正值还出现在了南昌县和新建区部分地区,这些地区处在城镇用地扩展的边缘地带,景观破碎度和干扰度较大,景观生态风险较高。2010 年,随着城镇用地扩展逐步趋于稳定,负值仅出现在进贤县北部的部分地区。2017 年,负值进一步减少,城镇用地斑块更加规整,景观干扰度降低,景观生态风险值降低。

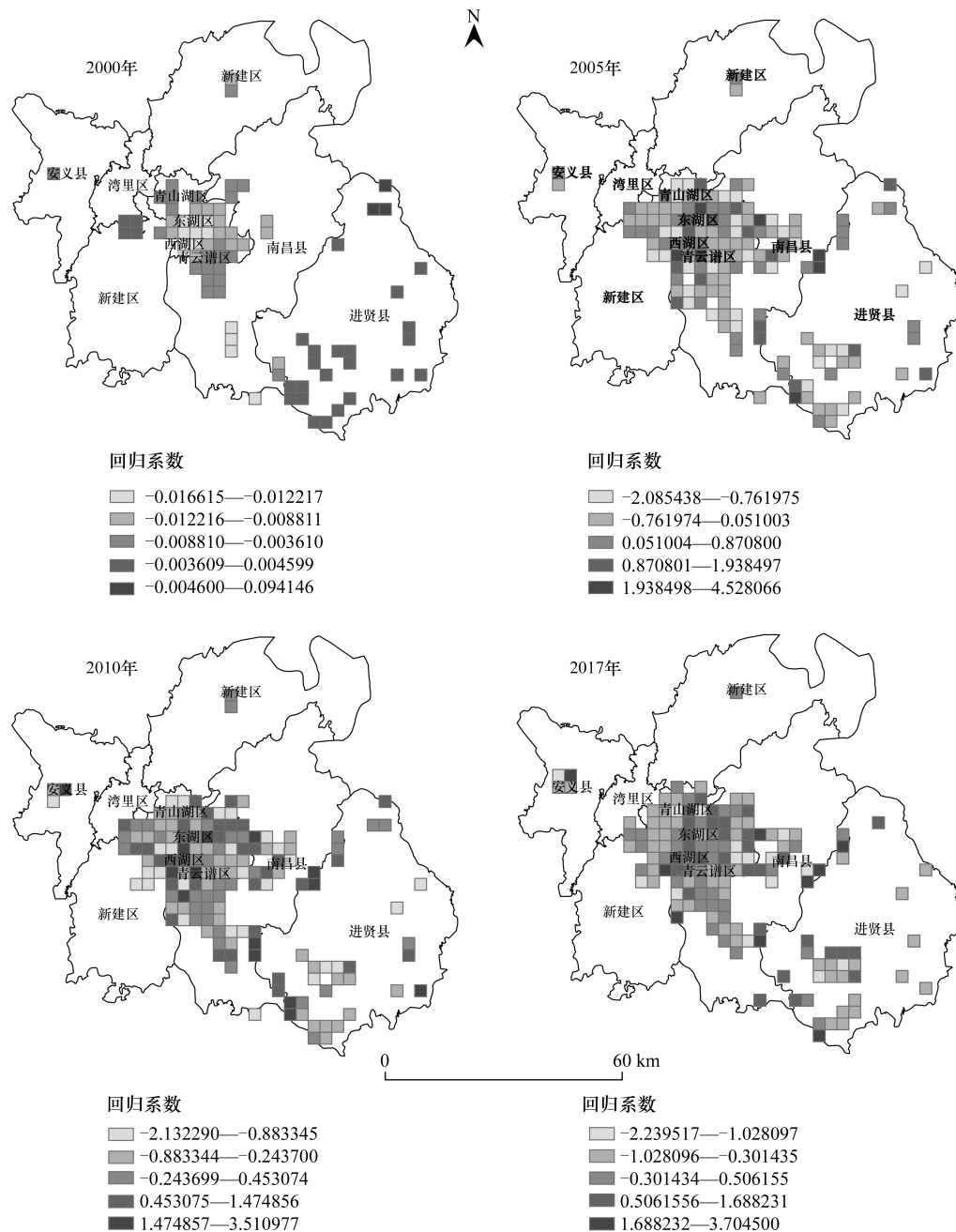


图5 GWR模型景观生态风险回归系数空间分布

Fig.5 Spatial distribution of regression coefficients of landscape ecological risk in GWR model

3.3.2 城镇空间扩展强度指数与景观生态风险的变化值耦合性分析

同样地,采用地理加权回归模型(GWR),以城镇空间扩展强度指数为自变量、景观生态风险变化值为因变量,对两者进行回归分析。通过对比验证,发现自适应带宽模型能够获得更高的精度,模型带宽的计算运用AICc的方法,结果见表8。

表 8 GWR 模型参数估计及检验结果

Table 8 Parameter estimation and test results of the GWR model

模型参数 Model parameter	2000—2005 年	2005—2010 年	2010—2017 年	2000—2017 年
Neighbors	73	26	124	43
Residual Squares	0.017	0.020	0.075	0.087
Effective Number	10.316	30.519	8.021	23.442
Sigma	0.012	0.014	0.021	0.025
AICc	-699.521	-752.154	-844.780	-728.749
R ²	0.568	0.656	0.323	0.584
R ² Adjusted	0.531	0.560	0.295	0.517

城镇扩展强度指数与景观生态风险的变化值模型拟合优度 R^2 整体上有下降趋势,其中 2010—2017 年,拟合优度较低,两者的关系减弱。回归系数的平均值、最大值、最小值、上四分位值、下四分位值和中位值(表 9),4 个时间段,符号都为负,回归系数变化幅度较大,城镇用地扩展强度与景观生态风险的变化值呈负相关关系,城镇用地的扩展强度越大,景观生态风险变化值越小。

表 9 GWR 模型回归系数的描述性统计分析

Table 9 Descriptive statistical analysis of the regression coefficients in the GWR model

回归系数统计量 Regression coefficient statistic	2000—2005 年	2005—2010 年	2010—2017 年	2000—2017 年
平均值 Average value	-2.455	-5.363	-6.927	-12.414
最大值 Maximum value	-1.404	8.893	-3.880	4.572
最小值 Minimum value	-3.718	-213.299	-8.018	-24.671
上四分位值 Upper quartile value	-3.173	-7.033	-7.701	-15.541
下四分位值 Lower quartile value	-1.662	-0.617	-6.140	-10.308
中位数 Median value	-2.271	-3.958	-7.353	-12.723

标准化残差分布图可以看出(图 6),各时间段局部回归模型标准化残差值的范围约 96% 的范围在 $[-2.50, 2.50]$, GWR 模型的标准化残差值在 5% 的显著性水平下是随机分布的,模型整体的拟合效果较好。

南昌市各时间段,城镇空间扩展强度指数与景观生态风险变化值都呈负向相关关系,城镇用地扩展强度增大,城镇用地面积大幅增加,景观生态风险的变化值则较小。从回归系数的空间分布来看(图 7),低值依然分布在南昌市区,高值主要集中在进贤县、安义县。2000—2017 年,回归系数有正有负,正值仅出现在进贤县中部的部分地区,随着城镇用地的快速扩展,这些地区斑块破碎度大,景观生态风险持续升高,风险变化值较大。2000—2005 年,回归系数变化不大,且均为负值,这一阶段城镇用地扩展迅速,斑块破碎度增大,损失度未能迅速升高,导致景观生态风险的变化值较小,回归系数绝对值不高。2005—2010 年,回归系数有正有负,正值主要集中在进贤县、安义县、南昌县等地区,这些地区网格多为城镇用地新增地区,扩展边缘较为破碎,分离度高,景观生态风险升高,风险变化值较大。2010—2017 年,城镇用地扩展逐步趋于稳定,模型的拟合系数较低,回归系数均为负值,扩展强度减小,景观生态风险值降低,风险变化值增大。但是,两者的拟合优度不高,说明城镇用地的扩展与景观生态风险的变化值之间负相关关系在减弱,城镇用地扩展趋于稳定后,对区域景观生态风险的影响减小,景观生态风险的变化值相对减小,两者的负向关系减弱。另一方面,城镇空间扩展虽然使得土地破碎度减小,景观生态风险减小,但是,近年来,南昌市城镇面积的不断扩展及不合理的用地结构布局,对水资源、大气和土壤环境都产生了深刻的影响,城镇的快速扩展也使得城市交通拥堵、土地利用效率不高、农村空心化等问题日益严重,所以经济发展、城镇的扩展必须和生态环境保护协调起来,考虑城镇空间扩展的生态学意义,才能实现社会的可持续发展。

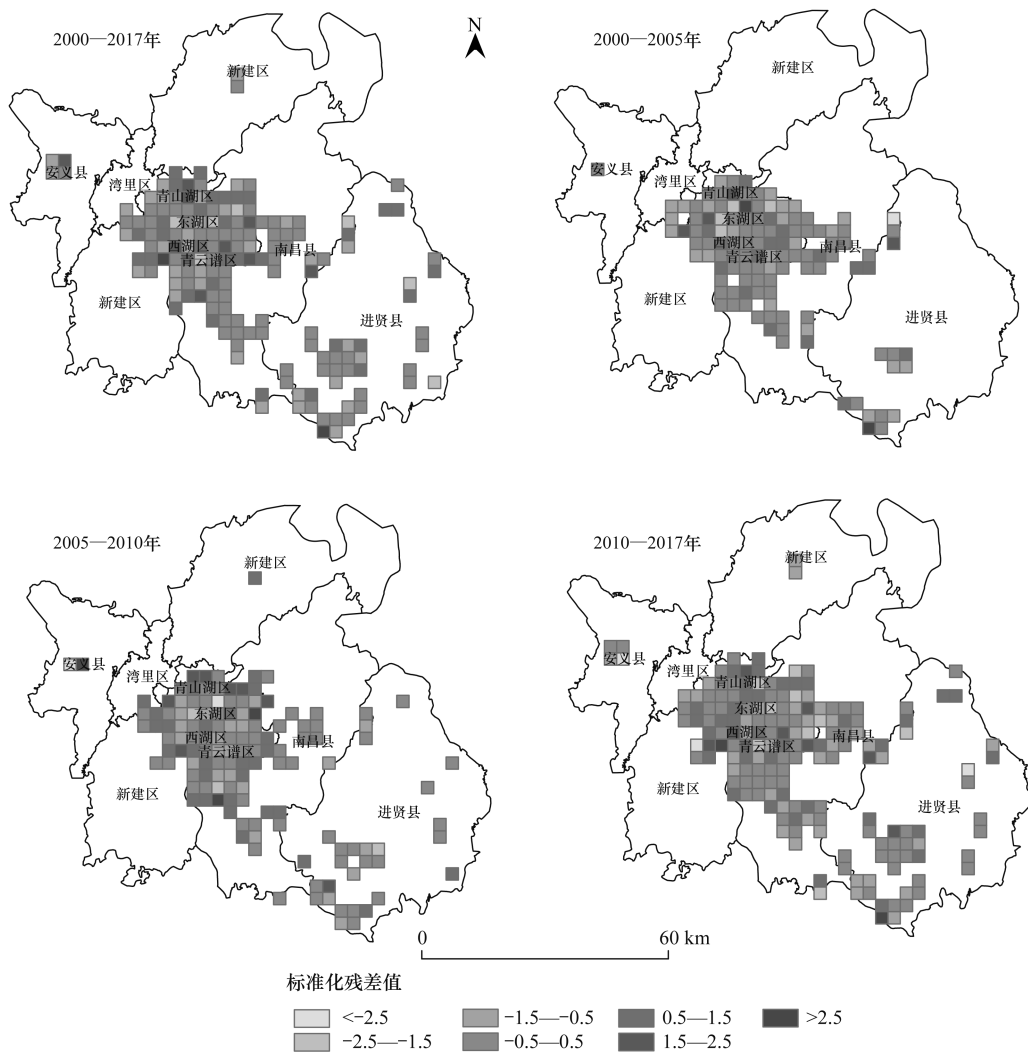


图6 GWR模型标准化残差空间分布

Fig.6 Spatial distribution of the standardized errors in the GWR model

4 结论与讨论

本文通过对南昌市 2000—2017 年城镇空间扩展和景观生态风险耦合关系的研究,结果表明:

(1) 2000—2017 年,南昌市城镇用地面积增加了 247.56 km²,其中 2000—2005 年扩展最为迅速,扩展贡献率达到 80.03%。城镇空间扩展主要沿西北、正北方向,扩展区域分布在青山湖区、新建区、南昌县等,总体上城镇用地呈快速扩展趋势,城镇化进程在加快。

(2) 研究期内,随着南昌市经济社会的快速发展和城市化进程的加速,土地利用景观格局发生了剧烈变化,建设用地快速扩张,耕地、林地、草地面积持续减少。景观斑块数量增加,整体破碎度提高,景观生态风险随之增加,平均值由 2000 年的 0.1354 上升至 2017 年的 0.1420,呈逐渐升高的趋势。

(3) 运用地理加权回归分析,对南昌市城镇用地面积和景观生态风险,以及城镇空间扩展强度指数与景观生态风险变化值进行耦合分析发现,它们之间均呈现出负向相关影响,但后者相关性关系在减弱。从回归系数的空间分布上看,低值均分布在东湖区、西湖区、青云谱区等经济发展较快的地区,这些地区城镇用地扩展快速,景观破碎度和损失度低,因此随着城镇用地的扩展,景观生态风险值降低。高值则分布在进贤县、安义县等城镇用地扩展较为缓慢的地区,城镇用地扩展边缘较为破碎,分离度高,景观生态风险的值也就相对高

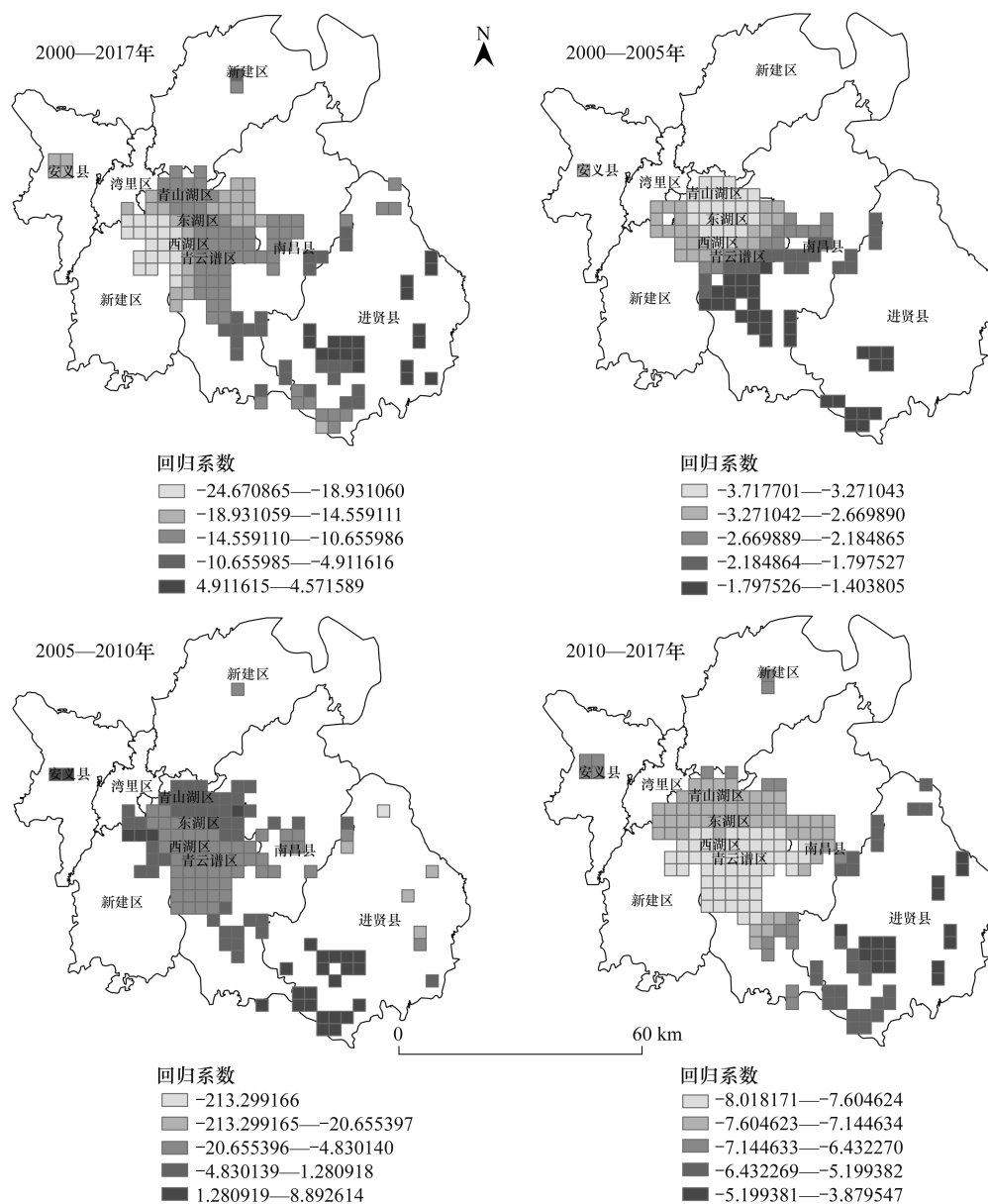


图7 GWR模型景观生态风险回归系数空间分布

Fig.7 Spatial distribution of regression coefficients of landscape ecological risk in GWR model

一些。

本文生态风险的刻画是基于土地利用格局的景观生态风险评价,仅以各类型景观面积所占比例为权重计算景观生态风险值,使得风险概率的表征方式缺乏生态内涵,一定程度上导致风险评估的准确性有所降低,但景观生态风险模型的选择是从景观生态学角度出发,刻画景观格局与生态过程的联系,建立综合的景观格局指数,研究结果基本能反映南昌市的景观生态环境状况,今后研究有待进一步补充和完善。对城镇空间扩展和景观生态风险耦合关系的分析上,需进一步探索更优的耦合模型,寻找两者的耦合规律。在城镇扩展过程中,应正确认识人类活动对城市生态系统的影响,实施科学的城市发展规划和合理的生态管理保护措施,降低城镇化带给城市的生态环境风险,促进城市建设与生态环境保护的相互协调,为区域可持续发展和科学管理提供借鉴。

参考文献 (References):

- [1] 张小飞, 王如松, 李正国, 李锋, 吴健生, 黄锦楼, 于盈盈. 城市综合生态风险评价——以淮北市城区为例. 生态学报, 2011, 31(20): 6204-6214.
- [2] 李双成, 赵志强, 王仰麟. 中国城市化过程及其资源与生态环境效应机制. 地理科学进展, 2009, 28(1): 63-70.
- [3] 石铁矛, 李绥. 基于空间信息技术的城镇化生态风险预警研究——以南充市为例. 城市规划, 2012, 36(2): 51-57.
- [4] 龚艳冰. 基于正态云模型和熵权的河西走廊城市化生态风险综合评价. 干旱区资源与环境, 2012, 26(5): 169-174.
- [5] 吴永娇, 马海州, 董锁成. 城市扩张进程中水环境污染成本响应模拟. 地理研究, 2009, 28(2): 311-320.
- [6] 吴宏安, 蒋建军, 张海龙, 张丽, 解修平, 周杰. 西安地区城镇扩展及其生态环境效应研究. 自然资源学报, 2006, 21(2): 311-318.
- [7] 檀满枝, 陈杰, 张学雷. 基于 RS 和 GIS 苏州市近 20 年来城镇扩展对土壤资源的影响研究. 土壤, 2004, 36(6): 621-625.
- [8] Karl T R, Diaz H F, Kukla G. Urbanization: Its detection and effect in the United States climate record. Journal of Climate, 1988, 1(11): 1099-1123.
- [9] 李广娣, 冯长春, 曹敏政. 基于土地生态敏感性评价的城市空间增长策略研究——以铜陵市为例. 城市发展研究, 2013, 20(11): 69-74.
- [10] 刘嘉勋. 城市扩展模拟与生态空间质量约束的城市开发边界划定研究[D]. 南京: 南京大学, 2018.
- [11] Tang Z, Engel B A, Pijanowski B C, Lim K J. Forecasting land use change and its environmental impact at a watershed scale. Journal of Environmental Management, 2005, 76(1): 35-45.
- [12] 任晓娟, 陈晓健, 马泉. 中国城市增长边界的研究进程及观点综述. 华中建筑, 2018, 36(1): 11-15.
- [13] 蔺雪芹, 王岱, 刘旭. 北京城市空间扩展的生态环境响应及驱动力. 生态环境学报, 2015, 24(7): 1159-1165.
- [14] 吴永娇, 马海州, 董锁成, 全彩蓉. 城市化进程中生态环境响应模型研究——以西安为例. 地理科学, 2009, 29(1): 64-70.
- [15] 邱从毫, 李阳兵, 冯元嵩. 贵阳市城市土地扩展空间的生态适宜性与优化. 应用生态学报, 2015, 26(9): 2777-2784.
- [16] Alberti M, Marzluff J M. Ecological resilience in urban ecosystems: linking urban patterns to human and ecological functions. Urban Ecosystems, 2004, 7(3): 241-265.
- [17] 曹祺文, 张曦文, 马洪坤, 吴健生. 景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架: ESRISK. 地理学报, 2018, 73(5): 843-855.
- [18] 刘世梁, 刘琦, 张兆苓, 邓丽, 董世魁. 云南省红河流域景观生态风险及驱动力分析. 生态学报, 2014, 34(13): 3728-3734.
- [19] 谢小平, 陈芝聪, 王芳, 白毛伟, 徐文阳. 基于景观格局的太湖流域生态风险评估. 应用生态学报, 2017, 28(10): 3369-3377.
- [20] 吕乐婷, 张杰, 孙才志, 王晓蕊, 郑德凤. 基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估. 生态学报, 2018, 38(16): 5952-5960.
- [21] 吴莉, 侯西勇, 邸向红. 山东省沿海区域景观生态风险评价. 生态学杂志, 2014, 33(1): 214-220.
- [22] 关兴良, 胡仕林, 蔺雪芹, 鲁莎莎. 武汉城市群城镇用地扩展的动态模式及其驱动机制. 长江流域资源与环境, 2014, 23(11): 1493-1501.
- [23] 王琳娟, 甄江红, 何孙鹏. 呼和浩特市景观生态风险动态评价. 内蒙古农业大学学报: 自然科学版, 2016, 37(3): 37-43.
- [24] 潘竞虎, 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. 生态学杂志, 2016, 35(3): 791-799.
- [25] Maanan M, Saddik M, Maanan M, Chaibi M, Assobhei O, Zourarah B. Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. Ecological Indicators, 2015, 48: 616-626.
- [26] Gong J, Yang J X, Tang W W. Spatially explicit landscape-level ecological risks induced by land use and land cover change in a national ecologically representative region in China. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2015, 12(11): 14192-14215.
- [27] 黄寒江, 葛大兵, 肖智华. 洞庭湖生态经济区景观生态风险评价. 农业现代化研究, 2018, 39(3): 478-485.
- [28] 刘春艳, 张科, 刘吉平. 1976-2013 年三江平原景观生态风险变化及驱动力. 生态学报, 2018, 38(11): 3729-3740.
- [29] 彭建, 党威雄, 刘焱序, 宗敏丽, 胡晓旭. 景观生态风险评价研究进展与展望. 地理学报, 2015, 70(4): 664-677.
- [30] 庞瑞秋, 腾飞, 魏冶. 基于地理加权回归的吉林省人口城镇化动力机制分析. 地理科学, 2014, 34(10): 1210-1217.
- [31] 蒙永辉, 王集宁. 基于地理加权回归的莱州湾南岸土壤盐渍化与环境因子的关系研究. 地质论评, 2018, 64(5): 1180-1189.
- [32] 尹上岗, 宋伟轩, 马志飞, 李在军, 吴启焰. 南京市住宅价格时空分异格局及其影响因素分析——基于地理加权回归模型的实证研究. 人文地理, 2018, 33(3): 68-77.
- [33] 胡宇娜, 梅林, 魏建国. 基于 GWR 模型的中国区域旅行社业效率空间分异及动力机制分析. 地理科学, 2018, 38(1): 107-113.
- [34] 李欣. 南昌市城市建成区遥感监测及模拟研究[D]. 南昌: 东华理工大学, 2017.
- [35] 王涛, 张超, 于晓童, 曹小汪. 洱海流域土地利用变化及其对景观生态风险的影响. 生态学杂志, 2017, 36(7): 2003-2009.
- [36] 叶长盛, 冯艳芬. 基于土地利用变化的珠江三角洲生态风险评价. 农业工程学报, 2013, 29(19): 224-232.
- [37] 余中元, 李波, 张新时. 湖泊流域社会生态系统脆弱性分析——以滇池为例. 经济地理, 2014, 34(8): 143-150.
- [38] 刘言. 衡水湖湿地生态脆弱性分析及保护利用[D]. 石家庄: 河北师范大学, 2016.
- [39] 范胜龙, 郭亚淑, 邱凌婧, 姜春, 黄炎和. 福州市主城区土地覆盖变化对城市生态脆弱性的影响分析. 福建师范大学学报: 自然科学版, 2018, 34(2): 92-98, 116-116.
- [40] 魏明欢, 胡波洋, 张贵军, 张蓬涛. 山区县土地生态脆弱性动态变化分析——以青龙满族自治县为例. 水土保持研究, 2018, 25(2): 322-327.
- [41] 周迪, 施平, 吴晓青, 马金卫, 梁守真. 烟台市城镇空间扩展及区域景观生态风险. 生态学杂志, 2014, 33(2): 477-485.