

山水资源型城镇的生态安全格局构建研究

——以武汉市黄陂区为例

张璨 方世明¹

(中国地质大学(武汉)公共管理学院, 湖北 武汉 430074)

【摘要】: 黄陂区是武汉市最大的山水资源型城镇, 构建其生态安全格局是武汉市可持续发展的重要保障。以黄陂区 2018 年土地利用变更调查数据、DEM 高程图为主要数据来源, 将生态敏感程度高的林地、水域及湿地作为源地, 通过最小累积阻力模型, 识别生态廊道和节点, 划分生态功能区, 构建并优化黄陂区生态安全格局。结果表明: (1) 研究区内识别生态源地 169.55km², 占全区总面积的 7.5%, 呈现“两极分布、相对独立、连通性较弱”的空间分布特征; (2) 提取生态廊道共 132 条, 生态节点 83 个, 从空间分布上看, 廊道集中于北部山地和南部水域, 在城镇建设用地和大面积耕地地段最难连接; (3) 根据计算结果将研究区划分为 5 个不同级别的生态安全水平区, 自南北向中部生态安全水平大致呈由低到高的趋势, 通过优化生态网络连接, 对于保护区域生态安全、维护区域生态稳定、缓解区域生态压力发挥着重要的保障作用。

【关键词】: 生态安全格局 最小累积阻力模型 山水资源型城镇 黄陂区

【中图分类号】: TU984 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2020)08-1835-11

随着城镇化进程加快和社会经济的快速发展, 人类对土地资源过度开采与不合理利用的问题逐渐突出, 生态系统破坏严重^[1], 尤其是山水型城镇空间的生态环境对于维持自身系统稳定性和抵抗外界干扰的能力较弱, 在多重因素作用下, 资源环境与土地利用的矛盾日益尖锐, 生态环境压力已逼近临界点^[2,3]。位于长江中下游一带的城镇大多具有山水地形结构清晰、生态环境脆弱、旅游资源丰富的特点, 河湖与山脉等天然的景观形态使城镇空间拓展更易带来区域生态破坏。本文研究对象为山水资源型城镇, 指地势地貌独特、历史文化悠久、在城镇范围内具有明显山水格局, 以山地、河流、湖泊为代表, 生态环境对城镇空间产生重要影响的建制镇或集镇^[4,5]。生态安全体现生态系统的健康和完整情况, 是人类在生产、生活等方面不受生态破坏与环境污染威胁的保障程度^[6]。生态安全格局的合理构建对于维护区域生态系统稳定与生态结构完整具有重要意义。本文采取研究区内构建生态安全格局的方法, 以景观生态学为理论支持, 识别出重要的大型生境斑块作为研究区内重要源地, 通过模拟不同生态系统能量流动过程, 提取在维护生态系统安全和稳定方面起着关键作用的生态廊道及节点, 在地域空间范围内不断优化区域生境环境, 有效控制和改善区域生态问题^[7,8]。

到目前为止, 构建生态安全格局的方法逐步完善, “识别源地—构建阻力面—提取廊道及节点”的框架已成为构建生态安全格局的基本模型^[9,10]。基于不同的目标对象, 学者们以各种视角及方法确定生态源地。Zagas 等^[11]关注森林的土壤保持功能, 识别出希腊奥林匹斯山的关键性水土流失防护空间; 杨姗姗等^[12]通过生态系统服务重要性和生态敏感性评价, 划定生态红线范围, 作为研究区重要的源地斑块; Peng 等^[13]提出生态源地的识别还需要将生态退化风险对生态用地的影响考虑其中。对于廊道的构建,

¹作者简介: 张璨(1995-), 女, 硕士研究生, 主要从事土地利用规划研究. E-mail: 530260494@qq.com

方世明, E-mail: fsmcug@qq.com

基金项目: 国家自然科学基金项目(41201574); 中央高校基本科研业务费专项资金摇篮计划项目(CUG130417)。

当前已提出最小累积阻力模型^[14]、线性要素提取法^[15]、斑块串联法^[16]等方法,而最小累积阻力模型由于能通过计算耗费成本反映物种之间的扩散及潜在流动趋势,体现物种流动与景观格局之间的关系,已被广泛用于廊道识别和生态安全格局构建^[9, 17, 18]。但长期以来,基于生态安全格局的研究很少针对城镇片区,城镇空间的拓展与社会经济的转型,使得山水资源型城镇的生态环境问题进一步凸显。为使山水型城镇在适应社会经济发展的同时能够维持原有的自然环境不被破坏,维护区域生态系统的稳定性,本研究通过构建区域生态安全格局,将生态安全与城镇空间之间有效衔接,调整区域各要素的结构与数量,促进区域生态环境与资源要素可持续发展,这对城镇地区特别是生态较为脆弱的山水型城镇的生态系统管理具有重要研究意义^[19]。

本文所研究的黄陂区是湖北省内典型的山水资源型城镇,拥有丰富的自然旅游资源和地理位置优势,生态功能和地位在武汉市十分突出。以景观生态学为理论基础,借助 ArcGIS 软件,通过生态敏感性综合分析识别出敏感性高的区域为源地;运用最小累积阻力(Minimum Cumulative Resistance, MCR)模型构建最小累积阻力面,提取生态廊道和生态节点,构建并分析研究区域的生态安全格局,为黄陂的生态系统稳定和生态空间布局优化提供有价值的参考。

1 研究概况与数据来源

1.1 研究区概况

黄陂区是湖北省武汉市市辖区,位于长江中游北岸、湖北省东部偏北,武汉市北部(图 1)。是武汉市面积最大、环境质量最好的城区。黄陂属亚热带季风气候,雨量充沛、光照充足,热量丰富,四季分明。土地总面积达 2256.70km²,地势北高南低。境内水资源丰富,有滠水、界河及北湖三大自然水系,河流 31 条,总流长达 799.91km,流域面积 3504.3km²;湖泊 35 个,其中武湖、童家湖、后湖较大,总面积达 252.64km²,多年平均径流量 10.9 亿 m³。区内耕地面积 5.28 万 hm,森林覆盖率达 36.9%。地貌特征构成全境“三分半山,一分半水,五分田”的格局。

黄陂是长江经济带的中心地段,与武汉主城七桥相通,全区高等级公路路网密度位居全省第一。主要的土地利用类型包括耕地、林地、水域、建设用地等。其中,其他建设用地主要指独立于城乡用地以外的厂矿、交通道路、机场及特殊用地,即武汉天河机场、临空经济产业示范园等。黄陂区利用丰富的旅游资源和地理区位优势,将休闲旅游经济确立为其发展的特色经济之一。旅游用地的开发与城镇用地规模的快速扩张必然对相应的生态环境产生影响,因此选取该地区作为研究对象具有一定的代表性。



图 1 黄陂区地理位置

1.2 数据来源

本文的主要数据包括:黄陂区第二次全国土地调查数据与 2018 年土地利用变更调查数据,源自黄陂区自然资源和规划局,结

合研究区特点,将土地类型分为耕地、林地、水域、城镇用地、农村居民点、其他建设用地和未利用地 7 类(图 2);数字高程模型(DEM30m 分辨率)栅格数据,源自地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>),用于提取高程、坡度数据;黄陂区 2018 年归一化植被指数(NDVI),源自地球系统科学数据共享平台(<http://www.geodata.cn/>),用于植被覆盖度分析;区域交通数据(路网图)及其他相关数据源自黄陂区总体规划文件等。

2 研究方法

2.1 生态敏感性综合评价

2.1.1 评价因子的选取与等级划分

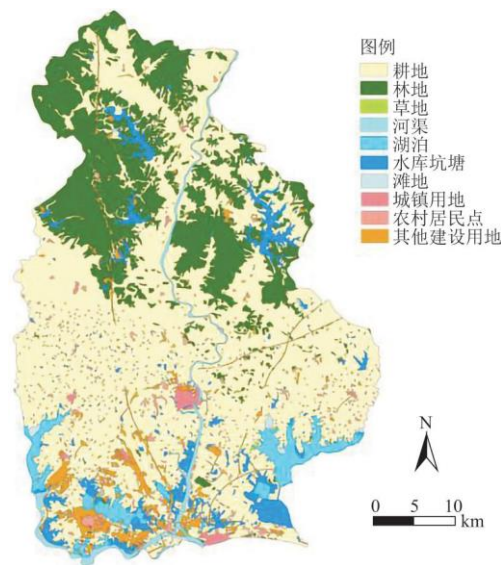


图 2 黄陂区土地利用现状图

生态环境是自然因素和人类生产生活综合作用的产物,在研究生态敏感性时常采用多因子综合评价分析法^[19]。考虑数据的综合性、代表性和适用性,具体结合黄陂区的生态环境特点,选取坡度、高程、植被覆盖度、水域和地表覆盖 5 个因子作为黄陂区生态敏感性分析的主要指标。同时根据国家对于生态敏感性指标体系在生态功能区划中的分级标准,对各因子的相对重要性进行比较并赋值,将单因子敏感性用高敏感、较敏感、中敏感、低敏感和不敏感 5 个等级来表示,分别赋值为 9、7、5、3、1(表 1)。

2.1.2 评价因子权重的确定

在评价过程中,由于各因子影响生态敏感性的程度不同,因而所对应的的权重值也各不相同。为减小指标之间的相关性,本研究采用层次分析法计算各项因子所占比重,确定 5 个单因子权重。通过建立层次结构模型,将各因子在准则层范围内进行相对重要性的两两比较,根据层次分析法原理构建判断矩阵并计算权重,最后进行一致性检查,检验系数 $CR=0.0261<0.1$,通过一致性检查,最终确定黄陂区生态敏感性评价因子的权重(表 2)。

表 1 生态因子分级

生态因子	生态敏感性等级
------	---------

	9	7	5	3	1
坡度(°)	>25	15~25	8~15	3~8	<3
高程(m)	>400	250~400	150~250	50~150	<50
植被覆盖度	>0.9	0.8~0.9	0.58~0.8	0.38~0.58	<0.38
水域	<50m 缓冲区	50~100m 缓冲区	100~200m 缓冲区	200~500m 缓冲区	>500m 缓冲区
地表覆盖	河流、湖泊、沼泽	有林地、滩地	灌木林、疏林地、草地	耕地	建设用地、未利用地

表 2 指标权重

指标	坡度	高程	植被覆盖度	水域	地表覆盖
权重值	0.1447	0.1091	0.2849	0.2449	0.2164

2.1.3 空间叠加分析

应用 ArcGIS10.2 软件,通过表面分析、归一化植被计算、建立缓冲区、重分类等工具分别赋予坡度、高程、植被覆盖度、水域、地表覆盖等指标相应的等级数值,绘制单因子生态敏感性分析图。完成单因子生态敏感性分析后,利用 Spatial Analyst 工具中的栅格计算器对各因子生态敏感性加权叠加,计算黄陂区生态敏感性综合得分。运用自然分类法将其划分为高敏感区、较敏感区、中敏感区、低敏感区和不敏感区 5 类,最后把具有重要敏感性的大型水源区、湿地保护区等叠加到生态高度敏感区域中^[19],得到最终的生态敏感性分级图。

2.2 最小累积阻力模型

2.2.1 最小累积阻力模型(MCR)法

物种在不同景观单元之间流动时,克服阻力所形成的趋势面被称为阻力面,反映了物种从源地到达目的地所需耗费成本的总值^[20,21]。最小累积阻力模型是利用物种从源地到达目的地的过程中克服阻力而形成的耗费成本来反映物种扩散趋势的一种模型^[22]。目前广泛应用 Knaapen 等^[23]于 1992 年提出的 MCR 模型,其公式如下:

$$MCR = f \min \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (1)$$

式中:MCR 为最小累积阻力值;f 表示 MCR 与生态过程之间的正相关关系; D_{ij} 表示物种从源 j 至景观单元 i 所经过的空间距离; R_i 表示景观单元 i 对物种运动的阻力值。本研究模型中的生态源地主要以生境质量良好、对生态环境起促进作用并需要重点保护的斑块为目标,如森林保护区、湿地公园、风景名胜区等大面积绿地斑块^[22]。本研究遵循适用性和易量化性原则,具体结合研究区实际情况,选择自然因素和社会经济因素共 6 个指标作为阻力评价因子,建立生态安全阻力面模型。阻力面反映的是景观单元在空间扩散时受到阻力强弱空间分布。由于物种水平空间运动的生态过程以及生态功能的流动与传递主要受土地利用类型和

人为干扰程度的影响^[24],因此在构建生态阻力面时,我们将阻力因子分为自身因子和干扰因子两类。自身因子包括 NDVI(植被覆盖度)、坡度和土地利用强度,其中 NDVI 和坡度为自然阻力因子,NDVI 值与阻力值成反比,NDVI 值高,则阻力值小;坡度值与阻力值成正比,坡度小,则阻力值小;土地利用强度为人类活动阻力因子,土地利用类型不同,所反映的人为活动强度不同,据此进行阻力等级划分,人为活动干扰越大,土地利用强度越大,则阻力值大。景观干扰因子包括距道路的距离(距县级以上道路及距县级以下道路)和距居民点的距离,按照距离远近划分阻力等级,距离越近,干扰程度越大;反之程度越小。依据大量文献参考确定各阻力因子的阻力等级与阻力值,用层次分析法确定各阻力因子权重(表 3),一致性检查结果 $CR=0.0229<0.1$,满足一致性检验要求。将阻力值设定为 0~100,景观流动过程中所克服阻力越小,阻力值就越接近于 0^[25~27]。

2.2.2 廊道的提取

结合研究模型中确定的各阻力因子的阻力等级及权重值,运用 ArcGIS10.2 中的栅格计算器建立黄陂区单因子阻力面模型,利用 Cost-distance 工具计算累积耗费阻力面。依据识别出的生态源地和阻力面,利用 Cost-path 工具计算生态源地间的最小累积耗费路径,识别生态廊道。采用 ArcGIS 中的密度分析工具,通过核密度分析量化各廊道的利用效率,结合廊道所连接源地斑块的重要性和途径区域的用地类型,识别出重要生态廊道,其他归为辅助廊道^[28]。

2.3 生态安全格局构建

在提取生态源地、廊道及节点后,通过构建生态安全格局,更清晰的认识研究区整体生态安全水平。连接最小累积阻力面中阻力值的分界点作为各层级安全水平区的边缘界线,将研究区划分为低安全水平区、较低安全水平区、中等安全水平区、较高安全水平区和高安全水平区五个等级。各层级区生态安全水平高低与最小累积阻力值大小呈正向作用关系。低安全水平区物种扩散过程中克服的阻力最小,是物种在源地间迁移运动的必经区域;高安全水平区则是物种扩散的阻力高值区,表示物种流动到达该区域的难度较大,因此该区域安全水平较高。

表 3 各阻力因子的阻力等级及其阻力值

阻力因子		权重	阻力等级	阻力值
自身因子	NDVI	0.1082	[0.75, 1]	0
			[0.6, 0.75)	20
			[0.4, 0.6)	50
			[0.2, 0.4)	80
			[0, 0.2)	100
	坡度(°)	0.2138	[0, 5)	1
			[5, 12)	20
			[12, 25)	50
			[25, 35)	80
			[35, 50]	100
	土地利用强度	0.3082	林地	1

			水域	10
			湿地	20
			草地	30
			耕地	50
			居民点	90
			交通用地	100
干扰因子	距县级以上道路距离 (m)	0.1264	[0, 400)	100
			[400, 800)	80
			[800, 1200)	60
			[1200, 1600)	40
			[1600, 2000)	20
			>2000	0
	距县级以上道路距离 (m)	0.0896	[0, 150)	100
			[150, 300)	80
			[300, 450)	60
			[450, 600)	40
			[600, 800)	20
			>800	0
	距居民点距离 (m)	0.1537	0~400	100
			400~800	80
			800~1600	50
			1600~3200	30
			>3200	0

3 结果分析

3.1 生态源地的识别

3.1.1 生态敏感性分析

单因子敏感性分析图(图 3)表明, 由于武汉市地势起伏不大, 因此在黄陂区生态敏感性分析中, 坡度与高程所占的比重较小, 植被覆盖度、水域及地表覆盖所占比重较大。

在坡度方面, 敏感(高敏感、较敏感)区集中于研究区西北边缘的山地, 主要为地势起伏大的生态林地; 在高程方面, 敏感区集中在海拔高, 易发生由于降水强度大、河湖水流速度大带来破坏性生态影响的地带; 在植被覆盖方面, 敏感区以研究区北部的山林地、中部的生态风景区和沿河流域分布的部分湿地为主; 在水域方面, 敏感区主要为研究区内大型河流、湖泊、水库及周边的湿地斑块; 在生物多样性方面, 敏感区包括研究区内重要的生态林地、自然旅游区及河流湖泊, 土地利用方式以林地、水域和草地为主。各因子的敏感区域分别占研究区总面积的 4.7%、3.9%、75.0%、16.7%、20.0%。

综合坡度、高程、植被覆盖度、水域、地表覆盖 5 个方面评价结果, 结合生态敏感性各指标权重, 运用栅格计算器工具得出黄陂区综合生态敏感性。整体来看, 研究区高敏感、较敏感面积为 100.76km², 占总面积的 4.5%, 主要分布在东部及北部的山地以及边缘一带, 包括位于研究区中部的木兰山景区一带和西北边缘的清凉寨、锦里沟、姚家山以及凤栖山附近的大片山地, 这些区域海拔高、坡度大、植被覆盖率高、生物种类繁多, 土地利用类型以有林地、疏林地和湿地为主。此外, 还包含一些海拔较低、坡度较小的低山丘陵, 属于生态保护的核心区域。

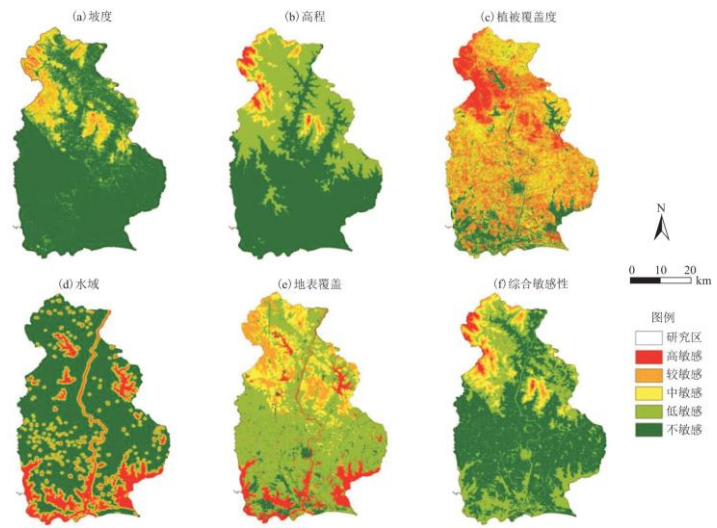


图 3 生态敏感性分析

3.1.2 生态源地的识别

本文从区域生态安全保护的底线出发, 对综合敏感性空间分布要素进行识别, 提取面积大于 1km² 的高敏感、较敏感斑块作为生态源地, 剔除面积极小、分布零散、对维护生态系统作用小的零碎斑块, 并将部分面积较小但分布集中的斑块与邻近大面积斑块进行合并处理。最终共提取 15 块大型生境斑块作为研究区重要的源地斑块, 总面积达 169.55km², 占研究区总面积的 7.5%, 由区内具有重要生态功能及生态价值的斑块构成, 这些斑块是保护区域生态系统的最低安全保障(表 4)。从空间上看, 源地集中分布在北部和南部, 中间部分的源地相对破碎且面积较小。

表 4 源地斑块一览表

源地编号	源地名称	特征类型
------	------	------

1	锦里沟	重点景区
2	木兰古门景区	重点景区
3	木兰天池	国家森林公园
4	云雾山	重要林地
5	木兰山	国家地质公园
6	木兰湖	大型水库
7	木兰草原	重点景区
8	曾家河	重要生境
9	鸭鱼湖	重要生境
10	童家湖	重要湖泊
11	武湖	重要湖泊
12	付子湖	重要生境
13	后湖	重要生境
14	府河	重要河流
15	武湖湿地	重要生境

3.2 生态廊道和节点构建

3.2.1 阻力面的建立

采用 ArcGIS10.2 分别计算各因子阻力值并生成单因子阻力面(图 4),再通过栅格计算器叠加各阻力面,得到研究区综合阻力面(图 5)。由图 5 可知,研究区北部及南部大部分区域土地利用阻力值低,中部阻力值高。阻力高值区域主要分布在前川街道、罗汉寺街道等城市污染相对严重区域。

3.2.2 生态廊道和节点的提取

生态廊道是源地之间的阻力低谷,即生态基质扩散的最佳阻力路径^[29]。本研究首先采用 ArcGIS 中 Cost-distance 工具得到黄陂区最小累积耗费阻力面。然后利用 Cost-path 工具,结合生态源地与最小累积耗费阻力面生成潜在生态廊道。生态节点分布在连接源地之间的各生态廊道上,一般为生态功能相对最薄弱的地方^[30]。根据最短成本距离得到的所有生态廊道的交点即生态节点。在最小累积阻力面中,生态廊道是连接各源地的低阻力通道,而生态节点是高阻力通道与低阻力通道间的交汇点^[12]。

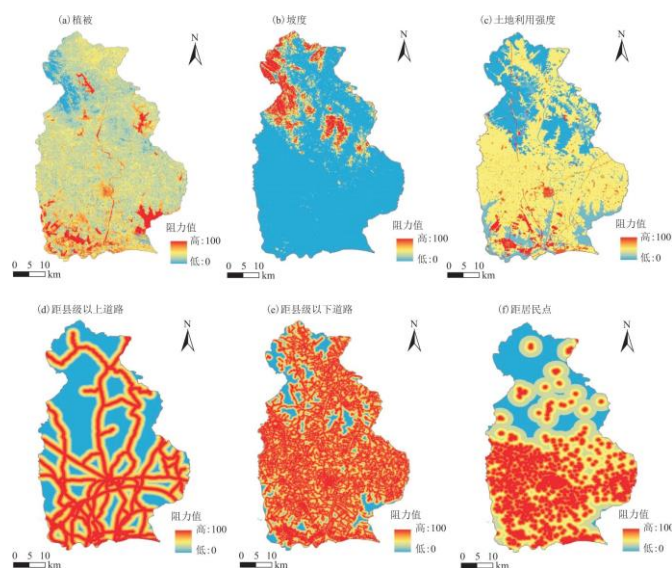


图4 研究区单因子阻力面

经筛选识别出研究区的生态廊道 132 条, 其中, 关键廊道 81 条, 辅助廊道 51 条(图 5)。从空间分布来看, 研究区源地扩张累积阻力呈现出以木兰天池风景区、木兰草原景区、木兰湖保护区为中心向周边逐渐增加。累积阻力值越低的区域, 生态功能越重要, 区域内连接各源地斑块的廊道数量越多。关键廊道连接核心生态源地, 是生态流扩散的主要通道, 以木兰天池风景区为核心, 廊道向四周辐射扩散, 主要在木兰天池—云雾山、木兰天池—木兰山、木兰天池—木兰湖等北部山林地带, 该区域源地分布较多且距离近, 因此生态廊道密集, 但长度相对较短。木兰天池—木兰山—童家湖廊道研究区域南北两端, 途径森林、河流等对生态系统服务价值高的地区, 将耕地和城镇内贯穿破碎的生境斑块连接到其他重要源地上, 维持整个区域的连通性, 是建立研究区生态网络体系最重要的廊道之一。辅助廊道分布在研究区中部和南部, 为斑块间物种迁移提供进一步保障, 协助关键廊道发挥其生态功能。在识别廊道的基础上, 提取生态节点共 83 个, 生态节点作为各廊道的交点或转折点, 在维持局部地区生态稳定性中发挥了小斑块作用。

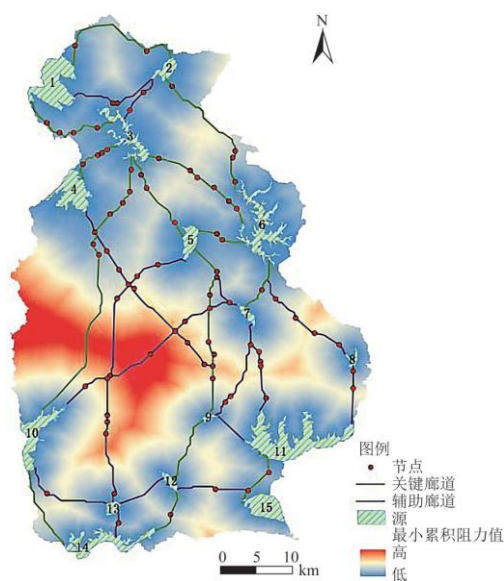


图5 生态廊道与节点分布

3.3 生态安全格局分析

根据生态敏感性评价和最小累积阻力模型分析,识别出生态源地、生态廊道、生态节点以及不同安全性层级区,运用 GIS 进行叠加分析,构建出黄陂区生态安全格局(图 6)。

图像表明,黄陂区各级别的生态安全水平区域在面积大小和空间分布上都存在一定的差异性。

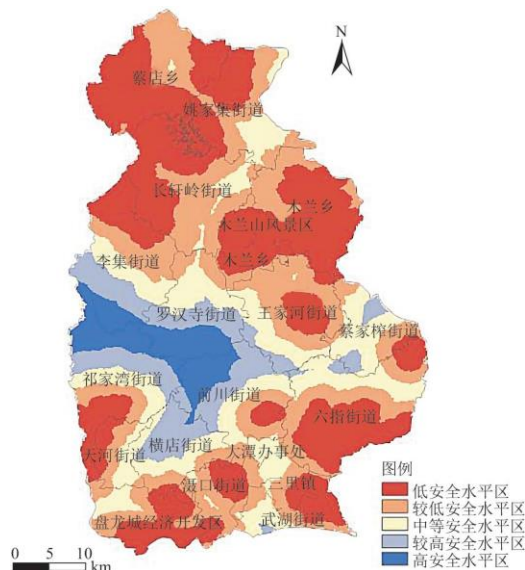


图 6 黄陂区生态安全格局

黄陂区的低与较低安全水平区域面积为 1452.33km², 占研究区总面积的 65.1%, 主要分布在黄陂区北部和南部, 包括蔡店乡、姚家集街道、长轩岭街道、木兰山风景区、木兰乡的林地, 还包括天河街道、盘龙城经济开发区、武湖街道、六指街道、滢口街道的水域一带。其中, 位于北部的低安全水平区是黄陂景点的主要聚集地, 包括最有名的木兰天池、木兰山、云雾山、清凉寨等景点。其土地利用类型以有林地、灌木林地、湖泊及湿地为主, 是所有源地斑块的分布地带, 也是整个区域发展和生态系统的重要生态支撑, 对保障研究区生态功能稳定和促进可持续发展起着支柱性的重要作用。较低安全水平区域分布在低安全水平区的外缘地带, 是低安全水平区的关键性生态屏障, 对人类活动干扰及破坏有一定的缓冲作用。该区域的土地利用类型主要为耕地和部分疏林地, 是典型的林农交错地带。

黄陂区中等安全水平区域面积为 402.96km², 占研究区总面积的 18.1%, 主要分布在蔡家榨街道、六指街道等中部地带。土地利用类型以耕地、草地为主, 区域内分布大量农村居民点, 是生态保护区和人类活动区的缓冲地带, 属于限制建设区范畴。

黄陂区高和较高安全水平区域面积为 371.0km², 占研究区总面积的 16.8%, 主要分布在李集街道、罗汉寺街道的南部, 前川街道的东北部以及祁家湾街道的北部。土地利用类型以建设用地、交通用地和旱地为主。区域内有大面积城镇建设区以及天河机场, 将其划分为开发建设区范畴, 可以适度开展工农业生产经营活动。

3.4 景观格局优化方案

基于已建立的生态安全格局, 对黄陂区生态源地、生态廊道和生态节点提出保护策略和优化方案。

(1) 强化生态源地的保护

生态源地作为区域生态系统的核心,其稳定性直接影响研究区生态安全。研究区北部的锦里沟、木兰天池、云雾山、木兰山等源地斑块,以生态林地为主,分布大量自然旅游景观,其土地利用方式应采取保持原有景观不变为主,对景观进行修复为辅的原则进行优化布局,全面加强对生态林地的修复和保护,合理规划现有公共设施用地,景区除了向游客提供观光功能外,禁止其他用途以及建设用地的开发,保证生态系统的完整性。对于中部及南部的源地,以童家湖、武湖、府河为代表,应着重加强对水域及湿地的保护,限制河流开发,防止耕地扩张和城市建设对源地的威胁。

(2) 适当增设生态廊道

为增大廊道的生态辐射强度,建议适当增加廊道建设,完善生态廊道空间网络布局。关键廊道包括河流廊道和道路廊道。针对木兰山—鸭鱼湖、鸭鱼湖—付子湖、付子湖—府河、童家湖—府河等河流廊道,可划分河流两侧适宜宽度为生态缓冲区,对人类活动影响起到缓冲作用。另外,可以考虑增加沿线绿化用地,提高植被多样性,以削弱城市发展对廊道的影响。木兰山—后湖、鸭鱼湖—武湖等道路廊道,处于中部地区,居民点和耕地广泛分布,人类活动对生态安全产生影响,建议合理布局廊道绿化设施,拓宽道路绿化带,设置天桥、隧道、涵洞等拱涵型人工通道,保障物种交流和雨水流经。对于辅助廊道,建议根据廊道的生态服务功能及连通性作用,考虑设计合理的廊道宽度,适当增加廊道的绿化面积,使辅助廊道宽度能够基本满足生物迁徙,充分协助重要廊道保障生态环境稳定的功能。此外,在识别出的生态廊道中,云雾山—童家湖、木兰山—后湖、木兰草原—童家湖、木兰湖—曾家湖等部分廊道被耕地及建设用地在不同程度上拦截阻断,建议通过生态恢复或网络重建提高廊道的贯通性及质量,从而发挥对生态系统服务的连接和传递作用。

(3) 优化和修复生态节点

通过优化生态节点的布局,提高对外通达度,以便更好地控制景观运行。生态节点处一般具有生态环境敏感、脆弱的特点,极易被破坏,很大程度的控制着生态源地之间的流通与连接。生态节点虽是小生境斑块,但其数量、质量以及空间分布都影响着物种迁徙与流动。通过在中部廊道交汇节点修建公园、绿地和人工林,提高生态节点质量,加强源地与生态廊道之间的连通性,促进生物间的迁移、扩散和交流,对维护区域间生态系统的稳定起着重要的作用。同时,对生态系统中由生态廊道与交通线路交汇形成的生态断裂点可进行修复。在黄陂区生态安全网络图上叠加县级以上路网图,识别生态断裂点。对于识别出的断裂点,可以通过建设地下通道、天桥和空中花园等方式,恢复和维持景观连通性。

4 结论与讨论

4.1 结论

该研究以湖北省典型的城镇片区黄陂区作为研究对象,通过生态敏感性分析和构建最小累积阻力模型的方法,确立了以生态源地为核心,生态廊道为桥梁,生态节点为交点的生态安全格局,将整个黄陂划分为五个不同等级的生态安全保护区,基于其空间网络布局提出了城镇生态空间格局优化建议,对区域生态网络构建具有重要的指导意义。研究结果表明:(1)研究区内生态源地主要由林地及湖泊等具有重要生态功能且生态敏感性高的斑块构成,源地空间布局呈现“两极分布、相对独立、连通性较弱”的特征;(2)基于自身因子和干扰因子两类指标构建的阻力因子评价体系,计算得到生态阻力值评价结果,其中林地阻力最小,水域次之,因此林地及水域对于研究区生态安全意义重大;(3)从空间分布上看,廊道途径用地类型主要为林地和水域,在城镇建设用地和大面积耕地地段最难连接。关键生态廊道的识别更能反映研究区生态安全水平,从而针对性的落实政策建议;(4)基于最小累积阻力模型得到的研究区综合阻力值大小整体趋势与生态功能分区级别高低基本一致。研究区阻力面分析结果表明研究区自南北向中部阻力值大致呈由低到高的趋势,生态安全水平呈一致空间分布;(5)各安全区在空间上形成依附性弱的空间组团布局模式,研究区中部区域生态资源要素分布量较低,对于城市内部的生态渗透与连接效应较弱,不利于区域生态的生态要素与生态功能流

动。

依据生态安全格局,将研究区划分为五个不同级别的生态安全水平区。其中,源地和缓冲区为核心保护区,应禁止一切开发建设,防止人类活动对该区域产生负面影响;开发建设区是城市发展和人类活动所需的区域,可进行合理的开发和建设,但必须控制其对生态环境的破坏性影响。过渡区作为交错地带,包括农业用地、城乡结合部等,该区域应该如何进行开发、管理和保护还有待进一步探讨。依据研究区土地利用现状,结合休闲用地开发对自然和文化景观的影响制定差异化的土地利用布局模式,因地制宜的为保护黄陂区生态系统,缓解区域资源环境压力提供现实可行的方法。

4.2 讨论

在以往的研究中,关于生态安全格局的研究多是针对现状用地进行生态系统服务重要性评价,其构建结果大多指向特征明显的景观类型,缺少对山水型城镇类型生态空间布局的具体研究。黄陂区作为武汉市典型的山水资源型城市,景观格局与城镇空间紧密结合,区域休闲旅游的开发与生态环境保护存在冲突,因此以黄陂区为研究对象,对长江中下游一带该类型城镇生态安全格局构建有一定的代表性。本研究以生态敏感性综合评价和最小累计阻力面模型为基础,对生态源地、生态廊道及生态节点加以识别,并简单的划分出重要廊道和辅助廊道,量化分析区域景观格局及变化,针对性的提出研究区生态安全格局优化建议,增加了研究区生态系统的连接性和完整性,有助于提升生态空间活力,丰富生态景观层次,对协调山水型城镇的经济转型发展与生态系统安全具有理论与实际意义。在本文中,生态源地的识别及生态阻力面的建立对生态安全格局的构建起到了重要作用。基于生态敏感性综合评价,同时兼顾最小累积阻力面的划分,对于生态源地的有效识别和廊道构建具有一定的科学合理性,所识别的核心斑块和重要廊道符合研究区实际情况。

然而,目前对于生态阻力因子指标体系的构建尚未形成统一的标准和量化方法。本文对于指标体系的构建,分别从景观自身和景观干扰两方面出发,虽然结合了研究区具体情况,但对阻力模型的指标权重及等级赋值均带有一定的主观性,从而使研究结果可能存在一定的误差,因此借助其他相关数据对阻力值进行修正是未来研究的方向。此外,本研究针对研究结果对区域内生态廊道及节点的布局优化提出了一定的见解,但研究尚浅。廊道宽度影响廊道功能的发挥,节点布局影响其作为战略点的作用,因此,如何确定最佳的廊道宽度、如何确立最优的战略点位置,也是未来需要重点研究的方向。

参考文献:

- [1]LIU J,MOONEY H,HULL V,et al.Systems integration for global sustainability[J].Science,2015,347(6225):1258-832.
- [2]卢艳丽,丁四保,王荣成,等.生态脆弱地区的区域外部性及其可持续发展[J].中国人口·资源与环境,2010,20(7):68-73.
- [3]RAN S,JIN J.Evolvment and control of vulnerable ecological region[J].Chinese Geographical Science,2004,14(2):135-141.
- [4]单德启,王小斌.山水城镇规划设计理念的探索[J].小城镇建设,2001(10):64-65.
- [5]陈璐露.山水型小城镇城市设计导则编制研究——以红石镇为例[D].哈尔滨工业大学,2015.
- [6]XIAO D N,CHEN W B,GUO F L.On the basic concepts and contents of ecological security[J].Chinese Journal of Applied Ecology,2002,13 (3):354-358.

-
- [7] 马克明, 傅伯杰, 黎晓亚, 等. 区域生态安全格局: 概念与理论基础[J]. 生态学报, 2004(4): 761-768.
- [8] 彭建, 李慧蕾, 刘焱序, 等. 雄安新区生态安全格局识别与优化策略[J]. 地理学报, 2018, 73(4): 701-710.
- [9] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 等. 基于“重要性—敏感性—连通性”框架的云浮市生态安全格局构建[J]. 地理研究, 2017, 36(3): 471-484.
- [10] 彭建, 郭小楠, 胡熠娜, 等. 基于地质灾害敏感性的山地生态安全格局构建——以云南省玉溪市为例[J]. 应用生态学报, 2017, 28(2): 627-635.
- [11] THEOCHARIS D. ZAGAS, DIMITRIOS I. RAPTIS, DIMITRIOS T. ZAGAS. Identifying and mapping the protective forests of southeast Mt. Olympus as a tool for sustainable ecological and silvicultural planning, in a multi-purpose forest management framework[J]. Ecological Engineering, 2011, 37(2).
- [12] 尹婧博, 李红, 王冬艳, 等. 生态脆弱区生物多样性保护安全格局研究——以吉林省大安市为例[J]. 资源开发与市场, 2019, 35(1): 38-44.
- [13] PENG J, PAN Y, LIU Y, et al. Linking ecological degradation risk to identify ecological security patterns in a rapidly urbanizing landscape[J]. Habitat International, 2018, 71: 110-124.
- [14] YU K. Security patterns and surface model in landscape ecological planning[J]. Landscape and Urban Planning, 1996, 36(1): 1-17.
- [15] 徐晓波. 城市绿色廊道空间规划与控制[D]. 重庆大学, 2008.
- [16] 闫水玉, 赵柯, 邢忠. 美国、欧洲、中国都市区生态廊道规划方法比较研究[J]. 国际城市规划, 2010, 25(2): 91-96.
- [17] 许峰, 尹海伟, 孔繁花, 等. 基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建[J]. 生态学报, 2015, 35(19): 6425-6434.
- [18] 谢慧玮, 周年兴, 关键. 江苏省自然遗产地生态网络的构建与优化[J]. 生态学报, 2014, 34(22): 6692-6700.
- [19] 朱东国, 谢炳庚, 陈永林. 基于生态敏感性评价的山地旅游城市旅游用地策略——以张家界市为例[J]. 经济地理, 2015, 35(6): 184-189.
- [20] 李晖, 易娜, 姚文璟, 等. 基于景观安全格局的香格里拉县生态用地规划[J]. 生态学报, 2011, 31(20): 5928-5936.
- [21] 彭建, 贾靖雷, 胡熠娜, 等. 基于地表湿润指数的农牧交错带地区生态安全格局构建——以内蒙古自治区杭锦旗为例[J]. 应用生态学报, 2018, 29(6): 1990-1998.
- [22] 黄木易, 岳文泽, 冯少茹, 等. 基于 MCR 模型的大别山核心区生态安全格局异质性及优化[J]. 自然资源学报, 2019, 34(4): 771-784.

[23]KNAAPEN J P, SCHEFFER M, HARMS B. Estimating habitat isolation in landscape planning[J]. Landscape and Urban Planning, 1992, 23(1):1-16.

[24] 蒙古军, 王雅, 王晓东, 等. 基于最小累积阻力模型的贵阳市景观生态安全格局构建[J]. 长江流域资源与环境, 2016, 25(7):1052-1061.

[25] 魏聪礼, 张建军, 程明芳, 等. 基于最小阻力模型的武安市景观安全格局研究[J]. 资源开发与市场, 2017, 33(12):1417-1421, 1408.

[26] SUN D F, RICHARD D, LI H, et al. A landscape connectivity index for assessing desertification: A case study of Minqin County, China[J]. Landscape Ecology, 2007, 22(4).

[27] 王让虎, 李晓燕, 张树文, 等. 东北农牧交错带景观生态安全格局构建及预警研究——以吉林省通榆县为例[J]. 地理与地理信息学, 2014, 30(2):111-115, 127.

[28] 何珍珍. 基于景观格局的塔里木盆地北缘绿洲生态安全研究[D]. 新疆大学, 2018.

[29] 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.

[30] 黄鑫, 曹学章, 张明, 等. 基于最小累积阻力模型的内蒙古胜利煤田景观生态安全格局构建[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(1):55-62.