

DOI: 10.5846/stxb201903250562

何建华, 潘越, 刘殿锋. 生态网络视角下武汉市湿地生态格局分析. 生态学报, 2020, 40(11): 3590-3601.

He J H, Pan Y, Liu D F. Analysis of the wetland ecological pattern in Wuhan City from the perspective of ecological network. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(11): 3590-3601.

## 生态网络视角下武汉市湿地生态格局分析

何建华<sup>1,2</sup>, 潘越<sup>1,\*</sup>, 刘殿锋<sup>1,2</sup>

1 武汉大学资源与环境科学学院, 武汉 430079

2 武汉大学地理信息系统教育部重点实验室, 武汉 430079

**摘要:**城市湿地是城市发展的重要生态保障。快速城市化进程导致湿地景观破碎化, 威胁湿地生态系统安全。生态网络通过廊道连接重要生境斑块, 基于生态网络分析城市湿地生态格局, 不仅可了解湿地的空间分布情况, 还可反映湿地系统的结构与连通性特征。以武汉市为研究区, 利用形态学空间格局分析 (Morphological Spatial Pattern Analysis, MSPA) 方法识别湿地源地, 结合地表景观类型、地形坡度及人类活动强度因素构建综合阻力面, 采用最小累积阻力模型 (Minimum Cumulative Resistance, MCR) 提取生态廊道构建湿地生态网络, 最后对网络进行重要性分级。分析网络的结构及区域特征, 结果表明: 武汉市湿地规模较大, 但破碎化严重且空间分布不均; 网络空间结构不完备但景观结构良好, 重要廊道多位于城市边缘斑块间且集中分布在南部地区; 各区域湿地格局特征不同, 江夏区及汉南区湿地资源丰富且斑块质量高, 廊道分布多且景观结构较好但重要性不高, 黄陂区及东西湖区湿地总量少且形态破碎, 区内廊道少、重要性低且景观结构有待改善, 新洲区湿地规模小, 廊道分布较少且景观结构不完善, 但湿地及廊道重要性均较高。研究结果将为武汉市湿地保护与建设工作提供科学依据。

**关键词:**城市湿地; 生态网络; 形态学空间格局分析 (MSPA); 最小累积阻力模型 (MCR)

## Analysis of the wetland ecological pattern in Wuhan City from the perspective of ecological network

HE Jianhua<sup>1,2</sup>, PAN Yue<sup>1,\*</sup>, LIU Dianfeng<sup>1,2</sup>

1 School of Resource and Environmental Sciences, Wuhan University, Wuhan 430079, China

2 Key Laboratory of Geographic Information System, Ministry of Education, Wuhan University, Wuhan 430079, China

**Abstract:** Urban wetland plays the important role of ecological guarantee in urban sustainable development. In recent years, urban wetland has become more fragmented due to the accelerated urbanization, which severely threatened the security of wetland system. Ecological network is a kind of effective landscape organization which connects important habitat patches through corridors. Compared with the landscape indexes, the analysis of urban wetland system based on ecological network is beneficial to reveal the characteristics of landscape connectivity. We took Wuhan City as our study area and used the morphological spatial pattern analysis (MSPA) method to identify the wetland sources. Considering the influence of landscape types, slope and human activity intensity, we constructed a comprehensive resistance surface to reflect the degree of obstruction when species spread between the wetland patches. The minimum cumulative resistance (MCR) model was adopted to establish the wetland ecological network. We classified the corridors according to their connectivity importance. Finally, we analyzed the structural and regional characteristics of wetland ecosystem in Wuhan. The results show that: the amount of wetland resource in Wuhan is large, but it's seriously fragmented and distributed unevenly. The wetland ecological network has a suitable landscape structure for the effective circulation of ecological processes. Most of wetland

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41871301, 41771429); 国家重点研发计划项目 (2018YFB0505402)

收稿日期: 2019-03-25; 网络出版日期: 2020-03-31

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: pany0105@whu.edu.cn

corridors are located between patches near the edge of Wuhan, especially in the south of the city. The characteristics of wetland system vary greatly in different regions. Jiangxia and Hannan have abundant wetlands and corridors, in which wetland patches are also of high quality. Their corridors have good landscape structures but are not very important for wetland connectivity. The wetlands in Huangpi and Dongxihu have little quantity and broken shape. The corridors in these two districts are few and of low importance, and their landscape structures also need to be improved. The amount of wetlands and corridors in Xinzhou are both inadequate, and the corridors are important for maintaining wetland connectivity while their landscape structures are not good enough. The results could provide scientific basis for the protection and construction of Wuhan wetlands.

**Key Words:** urban wetland; ecological network; morphological spatial pattern analysis (MSPA); minimum cumulative resistance model (MCR)

城市湿地具有为物种提供栖息地、保护生物多样性等生态功能,是城市可持续发展的重要生态保障<sup>[1]</sup>。然而快速城市化进程下,持续扩张的建设用地不断蚕食湿地斑块,导致湿地景观破碎化严重、连通性降低,严重威胁着城市湿地生态安全<sup>[2-3]</sup>。了解城市湿地生态格局特征,有助于采取相应保护措施,缓解城市发展与湿地保护间的矛盾。景观格局分析相关研究常应用景观指数反映景观在结构组成与空间配置方面的特征<sup>[4-6]</sup>,但通常未考虑斑块间的物种迁移扩散与基因交流等生态过程,无法反映景观功能连通性特征。生态网络通过廊道连接重要生境斑块,为物种提供迁移扩散通道,形成完整的栖息地网络,可反映破碎化生境的连通性水平<sup>[7-8]</sup>。目前已有学者在生态网络视角下开展生境质量评价、生态红线划定等相关研究。例如,何建华等<sup>[9]</sup>基于生态网络视角,利用网络连通性指数定量分析鄂州市土地利用变化对鸟类栖息地生境质量的影响;傅强和顾朝林<sup>[10]</sup>通过对生态网络结构要素进行分级,结合新增建设用地情况,构建维护自然生态过程、弹性应对人工活动的青岛市生态安全格局;王成新等<sup>[11]</sup>考虑景观连通性,通过构建生态网络识别生态红线区斑块,并增设廊道及踏脚石,优化青岛市生态保护红线。因此,基于生态网络分析城市湿地生态格局,有助于了解湿地系统的结构特征与连通性水平,从而保障湿地生态系统结构完整和功能健康。

20 世纪 90 年代以来,国内外学者提出了众多模型与方法用于构建生态网络<sup>[12-13]</sup>。最小累积阻力模型 (Minimum Cumulative Resistance, MCR) 可反映景观格局对生态过程的影响,且具有数据需求低、结果可视化等优势,因此广泛应用于网络构建相关研究<sup>[14-15]</sup>。采用 MCR 模型构建生态网络的基本模式为“源地识别—阻力面构建—廊道提取”<sup>[16]</sup>。合理识别生态源地是生态网络构建的基础和关键。目前很多研究以斑块的面积<sup>[17]</sup>、生境质量<sup>[18]</sup>、生态服务价值<sup>[19]</sup>等因素作为源地识别依据,却忽略了源地对维持景观连通性的重要意义。近年来,逐渐有学者将形态学空间格局分析 (Morphological Spatial Pattern Analysis, MSPA) 方法应用到源地识别中<sup>[20-22]</sup>。MSPA 强调结构性连接,可从形态学角度识别出对景观连通具有重要作用的区域作为生态源地<sup>[23-24]</sup>,以提高网络构建过程的科学性。

武汉市河流水系发育、湖泊星罗棋布,但城市的快速发展致使其湿地空间被严重挤占,景观连通性降低,生态服务功能下降,城市湿地生态安全面临严峻威胁。武汉市于 2015 年启动《武汉市水生态文明建设规划》编制工作,根据规划设想,到 2020 年全市将初步形成“江湖连通”的生态水网。然而,目前关于武汉市湿地格局分析的研究较少,且均从景观指数角度入手<sup>[25-26]</sup>。本文以武汉市为研究区,通过生态网络分析其湿地生态格局。利用 MSPA 方法识别湿地源地,考虑地表景观类型、地形坡度及人类活动强度三个因素构建综合阻力面,基于 MCR 模型提取生态廊道构建湿地生态网络,并对网络进行重要性分级。分析网络结构及区域特征,旨在了解武汉市湿地生态格局,为湿地保护与建设工作提供科学依据,保障城市湿地生态安全。

## 1 研究区域概况

武汉市位于湖北省东部(113°41'E—115°05'E, 29°58'N—31°22'N),地处长江中下游平原,江汉平原东

部,长江与汉江交汇处,下辖 13 个市辖区,全域面积 8569 km<sup>2</sup>。具有中间低平、南北低山丘陵环抱的地貌特征,属于亚热带季风性气候,全年雨热充沛。武汉市湿地资源丰富,位居全球内陆城市前三位,全市湖泊共计 160 个以上,具有江河纵横、湖港交织的独特景观。武汉市作为湖北省省会和长江中游城市群中心之一,不仅是湖北省的政治、经济、文化中心,也是中部地区最大的经济中心和全国重要交通枢纽。重要的社会经济地位促进了武汉市的高速发展,根据武汉市中心体系结构专题研究,武汉市城市中心体系将包含 1 个一级中心和 9 个二级中心(图 1)。城市的快速发展在为武汉市带来经济高速增长的同时,城市建设的空间压力也导致湿地景观被不断侵占,全市湖泊面积及质量均有所衰退,湿地景观破碎化严重,湿地生态系统面临着极大威胁。因此,了解武汉市湿地生态格局特征,是采取合理措施保护湿地生态系统安全的基础和关键。

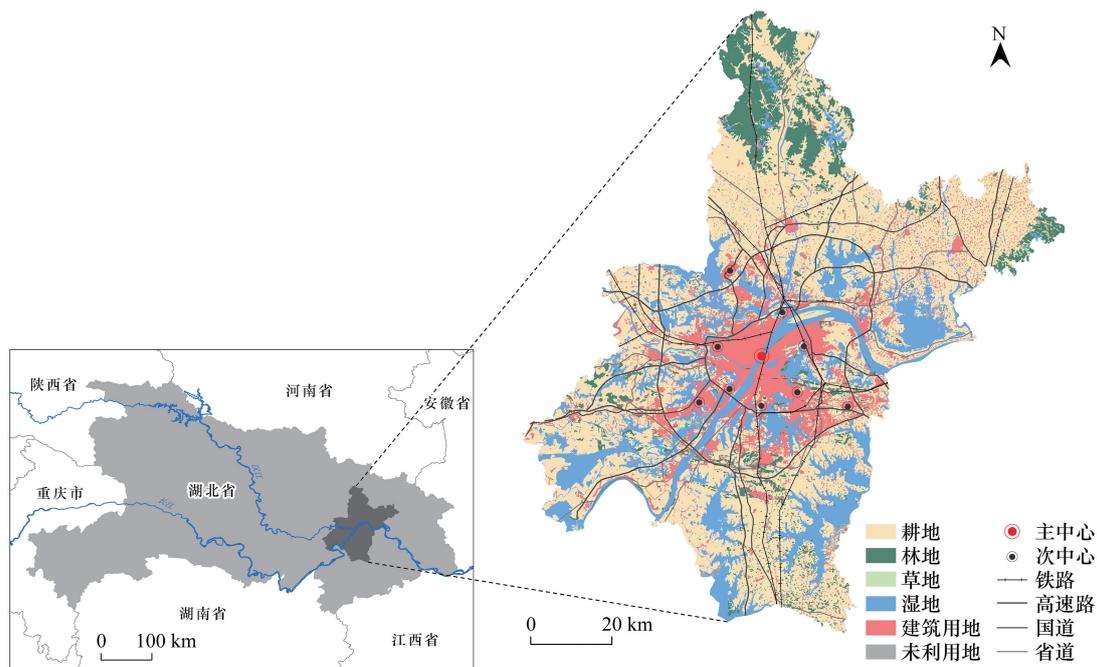


图 1 武汉市地理位置及土地利用分布(2015 年)

Fig.1 Wuhan's geological location and land use (2015)

## 2 数据与研究方法

### 2.1 研究数据及来源

本研究所用数据包括 2015 年武汉市土地利用数据、坡度数据、路网数据、社会经济数据及物种相关信息。其中土地利用数据由中国科学院资源环境科学数据中心提供<sup>[27]</sup>,坡度则根据地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn>)提供的 DEM 数据计算得到,二者分辨率均为 30 m;路网数据源自 OpenStreetMap(<http://www.openstreetmap.org>),本文主要提取武汉市铁路、高速路、国道及省道四类道路信息;社会经济数据包括来源于《武汉市统计年鉴》(2016)的 2015 年武汉市各区人口数据,以及从武汉市中心体系结构专题研究(<http://gtghj.wuhan.gov.cn>)获取的武汉市中心体系。为使所构建的网络具有实际意义,应考虑具体物种的生态适宜性及扩散能力,本文根据武汉市重要湿地物种资源,选取国家二级保护动物水獭作为代表种构建湿地生态网络,由水獭的食性及体重计算可得其最大扩散距离为 70 km<sup>[28]</sup>,其适宜栖息地主要为平原地区的水域及沼泽地带,物种相关信息均源自《IUCN 濒危物种红色名录》(<http://www.iucnredlist.org>)<sup>[29]</sup>。

### 2.2 湿地生态源地识别

MSPA 是 Vogt 等学者基于数学形态学原理提出的一种制图算法,该方法利用腐蚀、膨胀、开闭运算等操

作从空间形态与结构连通角度对栅格图像像元进行分类<sup>[21]</sup>。根据研究目的将研究区景观重分类为前景与后景,利用 MSPA 方法可将前景分割为 7 种互不包含的具有不同功能及生态学含义的景观类型(表 1)。景观连通性是区域生态过程联系程度的衡量指标,对生物多样性保护及生态系统平衡具有重要意义<sup>[3]</sup>。目前已有很多景观连通性指数可用于定量测度区域景观连通性水平,其中可能连通性指数(the probability index of connectivity, PC)由于考虑了物种扩散能力与扩散概率因素,且对景观变化具有较好的响应能力,应用较为广泛<sup>[30-31]</sup>。公式如下:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2} \quad (1)$$

$$dI = \frac{I - I'}{I} \times 100 \quad (2)$$

式中, $n$  为斑块总数; $a_i$ 、 $a_j$  为斑块  $i$ 、 $j$  的面积; $A_L$  表示景观总面积; $p_{ij}^*$  为物种在斑块  $i$ 、 $j$  间扩散的最大概率; $PC$  的值域为  $[0, 1]$ ,景观连通性越高其值越大。 $I$  表示某种连通性指数的计算结果, $I'$  为在景观中除去某要素后该指数计算的结果, $dI$  用于反映所去除要素的重要程度。指数  $dPC$  (可能连通性指数变化量, the delta values for probability index of connectivity) 可评价要素对整体景观连通性的重要程度,其值越大说明要素重要性越高。

源地是物种栖息与扩散的基础,是对维持景观连通性与促进区域生态过程发展具有重要意义的生境斑块<sup>[20,32]</sup>。本文以武汉市湿地景观作为前景进行 MSPA 分析,将“核心区”类型作为潜在源地斑块,通过计算连通性重要指数  $dPC$ ,评价“核心区”斑块的景观连通性重要程度以识别湿地生态源地,避免因面积因素忽略斑块的连通性作用。

表 1 MSPA 的景观类型及生态学含义

Table 1 Ecological meaning of landscape type based on MSPA

景观类型 Landscape type	生态学含义 Ecological meaning
核心区 Core	前景中不含周长的内部区域,通常为较大的生境斑块,是物种的主要栖息地,对生物多样性保护具有重要意义
孤岛 Islet	与其他前景要素不相交的小面积区域,通常为孤立破碎的小型生境斑块,斑块间及与外界的生态过程交流可能性小
孔隙 Perforation	核心区的内部边缘,即大型生境斑块与其内部非生境景观间的过渡区域
边缘 Edge	核心区的外部边缘,即大型生境斑块与其外围非生境景观间的过渡地带,具有边缘效益,起到减少外部景观对生境斑块内部干扰的作用
环道 Loop	连接同一核心区内部的廊道,是物种在生境斑块内部迁移扩散的通道
桥接区 Bridge	连接不同核心区的廊道,对物种在生境斑块间的迁移扩散具有重要意义
支线 Branch	一端与孔隙、边缘、环道或桥接区相连的通道,用于连通核心区与外部景观,实现大型生境斑块内部与外围景观的物质及能量交流

MSPA:形态学空间格局分析 Morphological Spatial Pattern Analysis

### 2.3 阻力面构建

景观阻力用于反映生物在不同空间单元间迁移扩散的难易程度<sup>[33]</sup>,而景观阻力面可视为区域生态过程流与景观格局间相互作用关系的空间表达<sup>[13]</sup>。本文考虑地表景观类型、地形坡度及人类活动强度三个因素构建武汉市综合阻力面。参考相关研究<sup>[34-36]</sup>,结合物种生境适宜性、生境质量及人类干扰程度对研究区各类景观进行阻力赋值(表 2)。景观类型阻力赋值范围为  $[1, 1000]$ ,其中湿地作为适宜生境类型阻力值最小,林地、草地次之;耕地受一定程度人类干扰,未利用地生境质量较差,因此二者阻力值相对较高;交用地及建设用地作为受人类干扰强烈的人工地表,其阻力值最大。地形坡度阻力赋值范围为  $[1, 1000]$ ,根据水獭栖息地特征,其阻力赋值随坡度等级增大而增大(表 3)。城市中心是城市社会经济要素聚集模式的一种空间抽象<sup>[37]</sup>,因此本文通过城市中心结构生成人类活动强度对应的阻力分布。根据中心地理论,考虑各级城市中心

服务功能及范围差异,基于距离衰减模型,通过到城市中心的距离反映阻力大小的变化,以体现生态过程受人类活动干扰的情况。公式如下:

$$r = e^{-d_m} - \frac{1}{b_i} \cdot d_i \quad (3)$$

式中,  $r$  为人类活动阻力;  $d_m$  为空间上一点到城市主中心的距离;  $d_i$  为该点到最近城市次中心  $i$  的距离;  $b_i$  为次中心  $i$  所在泰森多边形内人口占城市总人口的比例,其中  $i$  所在泰森多边形内人口根据武汉市各区面积占比及其 2015 年人口数据计算得出。

对三个因素进行加权求和构建综合阻力面,其中各因素权重采用层次分析法计算。地表景观类型、地形坡度及人类活动强度对应权重分别为 0.55、0.15、0.30。

表 2 景观类型阻力赋值

Table 2 Resistance assignment of different landscape types

景观类型 Landscape type	亚类 Subclass	阻力值 Resistance value	景观类型 Landscape type	亚类 Subclass	阻力值 Resistance value
湿地 Wetland		1		低覆盖度草地	80
林地 Forest	灌木林	30	耕地 Cultivated land	水田	500
	有林地	50		旱地	600
	疏林地	70	未利用地 Unused land		700
	其他林地	100	交通过地 Traffic land	国道、省道	800
草地 Grassland	高覆盖度草地	10		铁路、高速公路	900
	中覆盖度草地	40	建设用地 Construction land		1000

表 3 地形坡度阻力赋值

Table 3 Resistance assignment of different slopes

坡度类型 Slope type	坡度范围 Slope range	阻力值 Resistance value	坡度类型 Slope type	坡度范围 Slope range	阻力值 Resistance value
平坡 Flat slope	<5°	1	陡坡 Steep slope	25°—35°	800
缓坡 Ramp slope	5°—15°	100	急坡 Urgent slope	>35°	1000
斜坡 Incline slope	15°—25°	300			

## 2.4 生态网络构建

MCR 模型通过计算物种在景观阻力面上从源点到目标所需克服的最小累积阻力,获取二者间的最低成本路径,该路径可视为物种在两地间迁移扩散的最优路径<sup>[35]</sup>。公式如下:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (4)$$

式中, MCR 为最小累积阻力值;  $f$  是未知的正函数,反映空间中一点的最小累积阻力值与该点到所有源地的距离及景观基面特征的正相关关系;  $D_{ij}$  表示景观基面上物种从源地  $j$  到空间单元  $i$  的距离;  $R_i$  表示景观基面上空间单元  $i$  对物种扩散所造成的阻力<sup>[38]</sup>。

廊道是连接源地斑块的带状区域,起到为生物迁移扩散提供通道、提高区域景观连通性的重要作用,是构成生态网络的基础骨架。基于源地及综合阻力面,本文利用 MCR 模型识别源地间最小成本路径作为生态廊道,构建湿地生态网络。网络结构指数用于定量评价网络的闭合程度、结构连通性及复杂程度,常用指数包括网络闭合度( $\alpha$  指数)、线点率( $\beta$  指数)、网络连接度( $\gamma$  指数),公式如下<sup>[39]</sup>:

$$\alpha = \frac{L - v + 1}{2v - 5} \quad (5)$$

$$\beta = \frac{L}{v} \quad (6)$$

$$\gamma = \frac{L}{3(v - 2)} \tag{7}$$

式中,  $L$  为网络中廊道数目;  $v$  为节点数目。  $\alpha$  指数值域为  $[0, 1]$ , 反映网络中环路出现的程度;  $\beta$  指数值域为  $[0, 3]$ , 通过各节点的平均连线数反映网络的通达程度;  $\gamma$  指数值域为  $[0, 1]$ , 用于反映网络中节点的连通程度。各指数值越大说明网络结构越完善、连通水平越高<sup>[8]</sup>。

### 3 结果及分析

#### 3.1 基于 MSPA 的湿地景观分析

以武汉市湿地景观为前景进行 MSPA 分析(图 2), 统计结果中各景观类型的面积与比例(表 4)。结合图 2 与表 4 可知, 武汉市湿地景观总体规模较大, 达全市面积 20% 以上, 其中大型湿地斑块数量较多, 且广泛分布于武汉市中部及南部地区, 但在北部和东北角分布相对较少。湿地景观中, 核心区类型所占比例最大, 高达 66.33%, 其次为边缘及支线类型, 而孤岛和孔隙类型所占比例均较小, 说明武汉市湿地景观构成以大型斑块为主, 且湿地斑块具有边缘复杂、形态破碎的特征, 同时大型斑块外围多有支线分布, 说明其易与外围景观形成物质能量交流而受到干扰。桥接区和环道类型所占比例较小, 说明武汉市湿地斑块间及斑块内部的连通性较低, 物种的迁移扩散及基因交流有限, 不利于生物多样性保护。

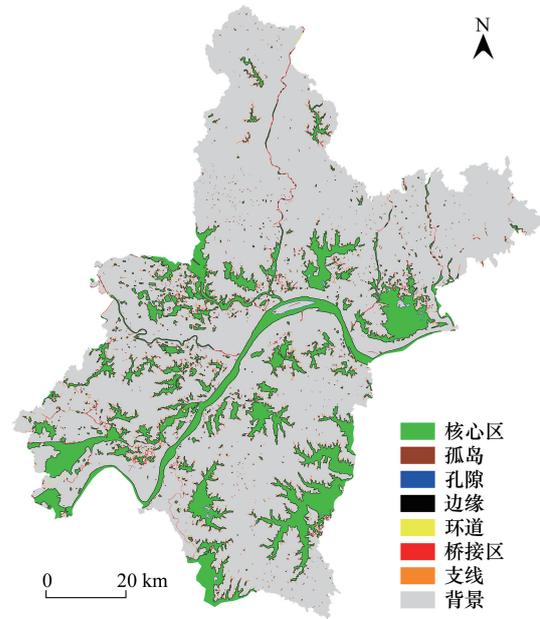


图 2 基于 MSPA 的湿地景观类型

Fig.2 landscape types of wetland based on MSPA

表 4 MSPA 景观类型统计表

Table 4 Statistic of landscape types based on MSPA

景观类型 Landscape type	面积 Area/km <sup>2</sup>	占湿地景观比例 Proportion of wetland area/%	占总体景观比例 Proportion of total area/%
核心区 Core	1243.63	66.33	14.50
孤岛 Islet	40.87	2.18	0.48
孔隙 Perforation	8.25	0.44	0.10
边缘 Edge	430.29	22.95	5.02
环道 Loop	2.81	0.15	0.03
桥接区 Bridge	29.81	1.59	0.35
支线 Branch	119.25	6.36	1.39
总计 Total	1874.92	100.00	21.86

对所有核心区斑块按照面积大小进行降序编号, 将其作为潜在生态源地计算各斑块的连通性重要程度并对其进行排序(表 5), 最后选取  $dPC > 3$  的 14 个湿地斑块作为生态源地(图 3)。根据表 5 可得, 武汉市湿地生态源地总面积为 901.61 km<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 48.13%, 总体规模较大。由图 3 可见, 湿地源地在武汉市南部地区分布较多, 在北部及东北角分布较少, 主要包括长江、梁子湖、涨渡湖、沉湖、斧头湖、武湖等大型河流湖泊斑块。此外, 对比湿地斑块的连通性重要程度与其面积大小可知, 二者并不具有正相关关系, 如斑块 31 与 80 虽面积相对较小, 但具有较高的连通性作用。因此, 基于 MSPA 方法与连通重要性指数识别源地, 可有效避免忽略小面积斑块的连通性作用, 有助于保障湿地景观连通性水平。

### 3.2 生态网络结构特征分析

考虑地表景观类型、地形坡度及人类活动强度因素构建武汉市综合阻力面(图 4、5)。根据图 4 可知,地表景观类型阻力面中,阻力高值集中在城市中部建设用地区域,阻力低值区域主要为湖泊河流及林地类型;地形坡度阻力面中,高值区域主要为城市北部和东北角山地地区,以及中部和西南地区丘陵地带;人类活动强度阻力面中,阻力值呈现由城市中心向城市边缘递减的分布特征。由图 5 可知,综合以上三个因素构建武汉市综合阻力面,既保留了城市景观格局特征对阻力分布的影响,同时还体现了人类活动强度变化造成的阻力差异,可有效反映生态过程流的受阻情况。

基于源地与阻力面,利用 MCR 模型提取生态廊道共 91 条,构建武汉市湿地生态网络(图 6)。由图 6 可以看出,武汉市湿地生态网络空间分布不均,长江以北地区源地较为分散,廊道连接单一,易因外界干扰发生断裂而降低网络连通性;长江以南地区源地分布相对集中,廊道交错形成了复杂的网状连接。说明武汉市长江以南地区湿地景观的功能连通性较好,有利于保护生物多样性,维持湿地生态系统的健康与稳定。

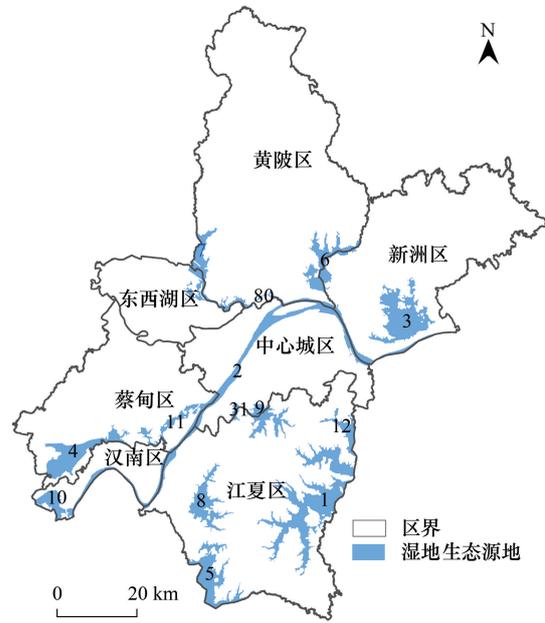


图 3 湿地生态源地分布

Fig.3 Distribution of wetland ecological sources

表 5 核心区景观连通性重要程度排序

Table 5 Ranking of the importance of the core area based on landscape connectivity

排序 Rank	斑块编号 Patch number	dPC	斑块面积 Patch area/km <sup>2</sup>	排序 Rank	斑块编号 Patch number	dPC	斑块面积 Patch area/km <sup>2</sup>
1	2	51.64	172.99	8	5	9.50	70.86
2	1	24.10	182.79	9	9	9.42	39.10
3	3	18.68	108.48	10	11	5.74	23.36
4	4	13.99	76.99	11	10	4.63	25.16
5	7	13.52	58.45	12	31	3.68	5.72
6	8	10.74	51.81	13	80	3.16	0.90
7	6	10.05	61.89	14	12	3.15	23.13

dPC:可能连通性指数变化量 The delta values for probability index of connectivity

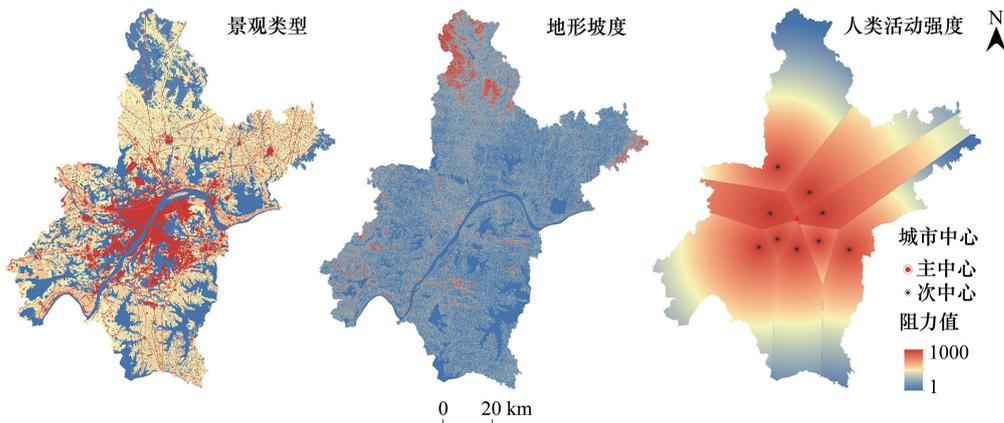


图 4 景观类型、地形坡度、人类活动强度阻力面

Fig.4 Resistance surfaces of landscape type, slope and human activity intensity

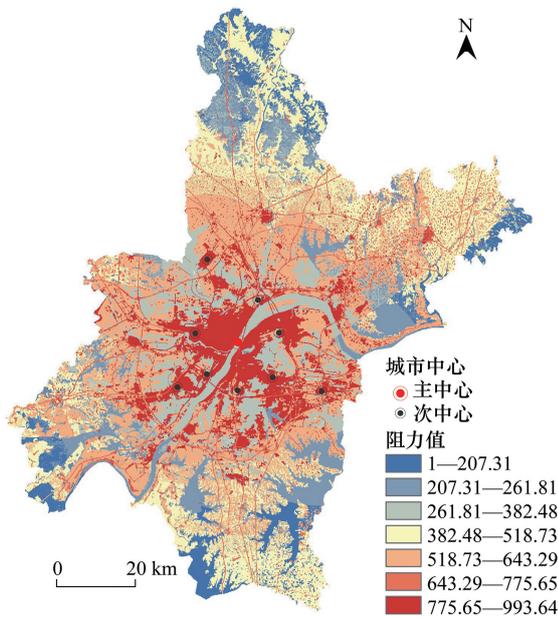


图5 武汉市综合阻力面

Fig.5 Comprehensive resistance surface in Wuhan

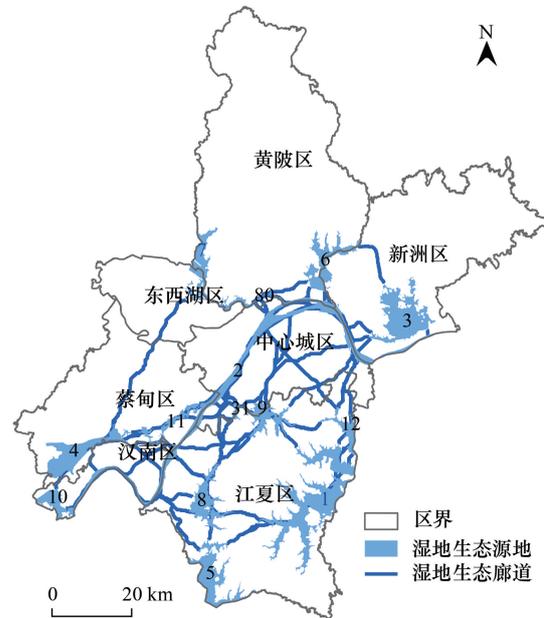


图6 武汉市湿地生态网络

Fig.6 Wetland ecological network in Wuhan

采用基于图论的结构指数评价网络的空间结构完备程度,结果如表6所示。 $\alpha$  指数反映网络闭合程度,其值越高说明网络中形成的闭合环路越多,生物迁移扩散时可选择的路径也越多; $\beta$  指数可通过节点的平均连线数反映网络结构类型,其值小于1表明网络为树状结构,值为1说明网络为单一回路结构,值大于1则表明网络连接结构复杂; $\gamma$  指数反映网络中节点被连接的程度<sup>[40-41]</sup>。据表6可知,武汉市湿地生态网络中闭合环路较少,源地间路径可选择性低,因此网络中单个廊道所受干扰可能对整体连通性水平造成较大影响;网络中各源地连通程度偏低,网络的结构连接水平较为复杂。结合图6可知,武汉市湿地源地的不平衡分布导致长江以北地区源地间路径单一、连接结构简单,从而一定程度上降低了整体网络的结构完备程度。

满足生物迁移扩散及多样性保护的条件下,将廊道宽度设置为30 m<sup>[42]</sup>。武汉市下辖13个区,其中中心城区包括江岸区、江汉区、硚口区、汉阳区、武昌区、青山区及洪山区,远城区包括蔡甸区、东西湖区、汉南区、黄陂区、江夏区及新洲区。统计不同区域廊道中各类景观所占比例(表7),以及各区土地利用结构与人口密度(图7),分析其廊道景观结构差异及人类活动影响。根据表7,全市范围内生态廊道景观构成以湿地为主,占比达70.81%,其次为耕地类型,其中水田占比7.60%,旱地占比5.01%。林地及草地共占近10%,而交通过地及建设用地占比均不足4%。总体上,廊道中湿地、林地、草地三类受人类干扰较少且生境质量较高的景观占比超过80%,而受人类干扰强烈的交通过地及建设用地占比较小;另外,耕地类型中水田占比较大,考虑到湿地物种适宜栖息于水域及沼泽地带,因此水田具有一定的生境适宜性。综上,武汉市生态廊道整体生境适宜性较高,受人类干扰程度相对较小,具有良好的景观结构,有助于保障生态过程有效流通。结合图7对比各区廊道景观结构特征可知,中心城区、蔡甸区及汉南区廊道的湿地占比较大,景观结构较好;但由于中心城区人口密度极大,区域内建设用地较多,土地利用强度高,其廊道中建设用地占比较大,可能受人类干扰程度较大。其他区域廊道中湿地占比均相对较小,尤其东西湖区及新洲区廊道中湿地、林地、草地总占比未超过70%,且

表6  $\alpha, \beta, \gamma$  指数计算结果

Table 6 Calculation result of  $\alpha, \beta, \gamma$  index

指数类型 Index type	计算结果 Calculation result
$\alpha$	0.25
$\beta$	1.46
$\gamma$	0.51

耕地占比远大于其他区域,分析其原因可能为东西湖区及新洲区的人口密度较大,区域内耕地多而湿地、林地、草地等生态用地较少,因此其廊道生境质量较低,景观结构有待改善。

表 7 各区生态廊道景观结构/%

Table 7 Landscape structure of ecological corridors in each district

景观类型 Landscape type	湿地 Wetland	林地 Forest	草地 Grassland	耕地 Cultivated land			未利用地 Unused land	交通用地 Traffic land	建设用地 Construction land
				水田 Paddy field	旱地 Dry land	总计 Total			
全市 Wuhan	70.81	5.85	3.80	7.60	5.01	12.61	0.06	3.38	3.49
中心城区 Central urban area	75.31	3.48	4.04	5.19	2.17	7.36	0.07	3.74	6.00
蔡甸区 Caidian	81.24	5.40	2.36	6.18	1.42	7.60	0.00	2.36	1.04
东西湖区 Dongxihu	62.13	0.00	6.40	18.96	8.78	27.74	0.00	2.87	0.86
汉南区 Hannan	84.57	1.55	0.21	4.98	3.86	8.84	0.00	2.58	2.25
黄陂区 Huangpi	69.22	1.60	0.34	5.60	12.37	17.97	0.00	7.81	3.06
江夏区 Jiangxia	61.36	10.42	5.88	10.92	5.22	16.14	0.15	2.99	3.06
新洲区 Xinzhou	66.55	2.06	0.00	4.65	21.82	26.47	0.00	3.64	1.28

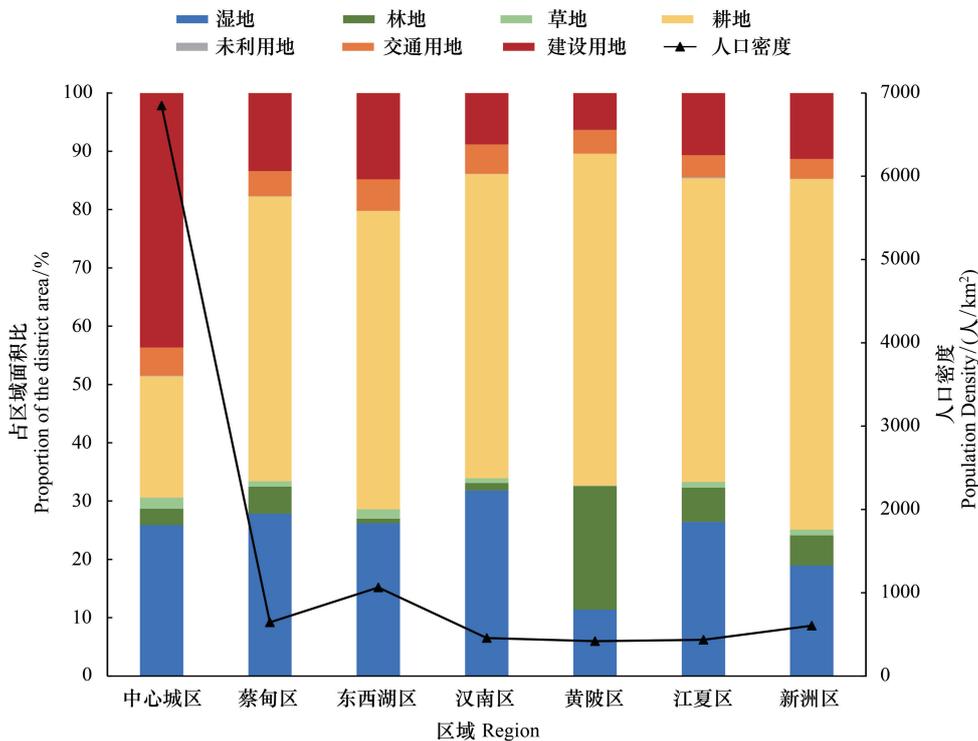


图 7 各区土地利用结构及人口密度

Fig.7 Landuse structure and population density in each district

3.3 生态网络分级及区域特征分析

计算网络中廊道的连通性重要指数 dPC,评价各廊道对维持武汉市湿地生态网络连通性的作用大小(表 8)。廊道 dPC 值的大小反映该廊道对维持景观连通性水平的重要程度,结合公式(1)可知,连通性指数 PC 考虑物种在源地间的扩散概率反映生态网络连通性,因此廊道 dPC 值越大,说明物种通过该廊道进行迁移扩散等生态过程的概率越大。根据表 8 可知,源地斑块 1、2 间廊道的 dPC 值最大,斑块 31、80 间则最小;整体上,斑块 1—5 之间廊道 dPC 值均较高,而斑块 31 和 80 与其他斑块间廊道的 dPC 值则偏低。结合源地的空间分布可以发现,斑块 2 位于武汉市中央,而斑块 1、3、4、5 均靠近城市边缘分布,源地 1—5 间的廊道在城市

内部的空间分布较为均衡,可有效连接各区域湿地斑块,因此对维持景观连通性较为重要,物种利用其廊道在不同区域湿地间扩散的概率也较大;而斑块 31、80 位于武汉市中部地区,距离周围斑块较近,与其他源地间廊道的可替代性较强,因此其廊道重要程度较低,物种通过其中单一廊道扩散的概率相对较小。对网络进行重要性分级,将  $dPC > 0.5$  的廊道作为重要廊道,其余廊道作为一般廊道,分级后网络中重要廊道共 16 条(图 8)。由图 8 可知,重要廊道大多存在于靠近城市边缘的湿地斑块间,且主要集中分布于武汉市南部地区,而一般廊道则多位于城市中部的源地斑块间。说明城市边缘湿地斑块间的相互作用对维持系统整体功能具有重要意义,因此对其进行重点保护与建设,有助于保障景观连通性水平,提高湿地保护效率。

表 8 廊道重要性指数 (dPC) 计算结果  
Table 8 Corridor importance based on dPC

斑块编号 Patch number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	31	80
1		2.311	1.449	1.028	0.947	0.827	0.781	0.692	0.522	0.336	0.312	0.309	0.076	0.012
2			1.371	0.973	0.896	0.782	0.739	0.655	0.494	0.318	0.295	0.292	0.072	0.011
3				0.610	0.562	0.491	0.463	0.411	0.310	0.199	0.185	0.183	0.045	0.007
4					0.399	0.348	0.329	0.291	0.220	0.142	0.131	0.130	0.032	0.005
5						0.320	0.303	0.268	0.202	0.130	0.121	0.120	0.030	0.005
6							0.264	0.234	0.177	0.114	0.106	0.105	0.026	0.004
7								0.221	0.167	0.107	0.100	0.099	0.024	0.004
8									0.148	0.095	0.088	0.088	0.022	0.003
9										0.072	0.067	0.066	0.016	0.003
10											0.043	0.043	0.011	0.002
11												0.039	0.010	0.002
12													0.010	0.002
31														0.001
80														

对湿地生态网络在武汉市不同区域内的分布情况进行统计(表 9),分析各区域湿地景观特征及差异。由表 9 可知,汉南区湿地密度最大,黄陂区和新洲区湿地密度最小;江夏区、汉南区及新洲区有较多源地分布,其湿地斑块质量较高,东西湖区则少有源地存在;廊道密度最大的为中心城区和汉南区,黄陂区、新洲区及东西湖区廊道密度均较小;新洲区内廊道虽少但重要性较高,汉南区廊道较多但重要性有限,而东西湖区则无重要廊道分布。整体上看,位于武汉市北部的黄陂区湿地资源较少,西部东西湖区湿地斑块破碎,二者区内廊道分布均较少且重要性较低,说明其区内湿地连通性较低,且难以与其他地区湿地间形成有效连接,不利于整体湿地系统的功能连通;南部江夏区及汉南区拥有丰富的湿地资源,且斑块质量较高,对维持景观连通性具有重要意义,区内廊道较多但重要性不高,表明斑块间存在较多的作用流,但未能对湿地系统的功能连通起到关键作用;而东北部新洲区内分布的湿地及廊道少但重要性较高,对维持湿地景观连通性具有重要意义。

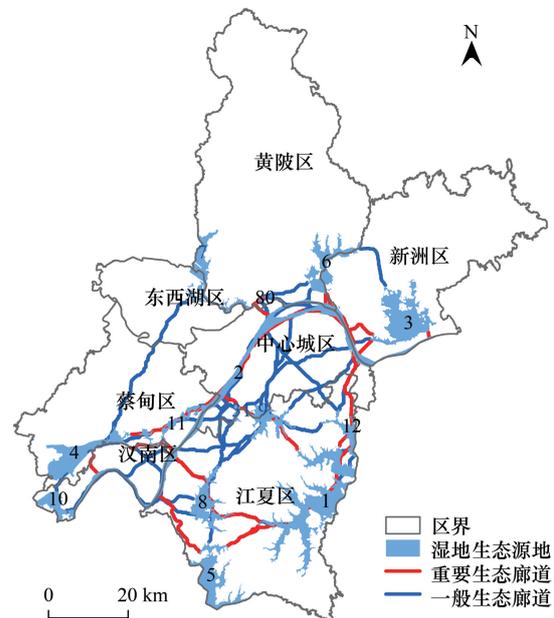


图 8 武汉市湿地生态网络重要性分级  
Fig.8 Importance classification of the wetland ecological network in Wuhan

表 9 湿地生态网络分区统计结果

Table 9 Regional statistical results of wetland ecological network

区域 Region	湿地占区域总面积比 Proportion of wetland in regional total area/%	源地占区域湿地面积比 Proportion of source in regional wetland area/%	廊道密度 Corridor density/km <sup>-1</sup>	重要廊道占区域廊道长度比 Proportion of important corridor in regional total corridor/%
中心城区	26.58	37.88	0.72	10.28
蔡甸区	28.46	36.42	0.28	11.83
东西湖区	26.79	13.76	0.06	0.00
汉南区	33.48	55.36	0.69	3.90
黄陂区	11.67	36.91	0.03	15.72
江夏区	26.59	70.28	0.34	25.22
新洲区	19.10	51.99	0.04	52.14

#### 4 结论与讨论

本文基于生态网络视角分析武汉市湿地生态格局特征。根据 MSPA 方法识别湿地源地,分析湿地景观特征及斑块质量;利用结构指数分析湿地网络的空间结构完备性,通过连通性指数反映湿地廊道重要程度;统计不同区域的廊道景观结构及网络分布情况,分析其湿地格局特征及差异。研究结果表明:

(1) 武汉市湿地总体规模较大,景观构成以大型斑块为主,但其空间分布不均衡,城市中部及南部湿地资源丰富,北部及东北部地区湿地分布较少,且湿地破碎化严重,景观连通性较低。

(2) 武汉市湿地生态网络存在闭合环路较少、连通程度偏低、连接水平不均衡问题,网络空间结构有待完善;其廊道以湿地景观为主,生境适宜性较高,具有良好的景观结构。重要廊道多分布于城市边缘斑块间,且集中分布于武汉市南部地区。

(3) 不同区域的湿地格局差异较大。江夏区及汉南区湿地资源丰富,斑块质量较高,廊道分布较多且景观结构较好,但对整体景观连通性的重要程度相对较低;黄陂区及东西湖区湿地总量少且形态破碎,区域内廊道分布少、重要性低,廊道景观结构也有待改善;新洲区湿地规模小,廊道分布较少且景观结构不完善,但湿地及廊道均具有较高重要性。

结合区域土地利用情况,分析当前武汉市湿地生态格局特征。可以发现,北部、东北部及西部地区耕地规模较大,其人类活动造成的干扰可能使区域湿地总量减少且形态破碎,导致武汉市湿地的不均衡布局,进而制约了网络空间结构的完备程度。因此,在今后的湿地保护与建设工作中,应加大对城市北部、东北部及西部地区的湿地保护力度,缓解其破碎化程度,同时加强湿地建设,适当增加斑块数量,提升湿地生态格局空间均衡性及结构完备性。同时,在生态水网的构建过程中,需加强对城市边缘斑块间生态廊道的保护,并改善西部及东北部地区廊道的景观结构,避免廊道受到人类活动过多干扰,以保障生态过程有效流通,保护生物多样性及湿地生态安全。

在基于网络视角分析湿地生态格局时,由于生态网络结构受物种生境适宜性及扩散能力影响,需针对区域代表种构建网络。本文选取水獭作为武汉市湿地代表种,但仅针对单一物种构建网络,无法反映对扩散能力不同的物种而言城市湿地生态格局差异。因此,在今后的研究中,可针对一系列具有不同等级扩散能力的代表物种构建生态网络,分析湿地生态格局相应特征及其差异,以便采取针对性措施建设城市湿地系统,提高湿地生态保护效率。

#### 参考文献 (References):

- [ 1 ] 宁中华, 龙爽, 袁媛, 颜洪梅, 盛连喜, 何春光, 赵元慧. 城市湿地与城市生态安全关系初探. 东北师大学报: 自然科学版, 2015, 47 (1): 158-162.
- [ 2 ] 邵媛媛, 周军伟, 母锐敏, 朱丽, 姜天翼. 中国城市发展与湿地保护研究. 生态环境学报, 2018, 27(2): 381-388.
- [ 3 ] 古璠, 黄义雄, 陈传明, 程栋梁, 郭佳蕾. 福建省自然保护区生态网络的构建与优化. 应用生态学报, 2017, 28(3): 1013-1020.

- [ 4 ] 刘怡娜,孔令桥,肖焱,郑华. 长江流域景观格局变化对生态系统水质净化服务的影响. 环境保护科学, 2018, 44(4): 6-13.
- [ 5 ] 陈奕彤,熊康宁,肖时珍,肖华. 中国丹霞赤水世界自然遗产景观格局时空演变及驱动因素分析. 水土保持研究, 2018, 25(6): 314-321.
- [ 6 ] 徐晓龙,王新军,朱新萍,贾宏涛,韩东亮. 1996—2015年巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地景观格局演变分析. 自然资源学报, 2018, 33(11): 1897-1911.
- [ 7 ] 史娜娜,韩煜,王琦,全占军,罗遵兰,葛劲松,汉瑞英,肖能文. 青海省保护地生态网络构建与优化. 生态学杂志, 2018, 37(6): 1910-1916.
- [ 8 ] 殷炳超,何书言,李艺,李杨帆. 基于陆海统筹的海岸带城市群生态网络构建方法及应用研究. 生态学报, 2018, 38(12): 4373-4382.
- [ 9 ] 何建华,王春晓,刘殿锋,程航,石青青. 大城市边缘区土地利用变化对生境质量的影响评价——基于生态网络视角. 长江流域资源与环境, 2019, 28(4): 903-916.
- [ 10 ] 傅强,顾朝林. 基于生态网络的生态安全格局评价. 应用生态学报, 2017, 28(3): 1021-1029.
- [ 11 ] 王成新,万军,于雷,王依. 基于生态网络格局的城市生态保护红线优化研究——以青岛市为例. 中国人口·资源与环境, 2017, 27(S1): 9-14.
- [ 12 ] 陈剑阳,尹海伟,孔繁花,么贵鹏. 环太湖复合型生态网络构建. 生态学报, 2015, 35(9): 3113-3123.
- [ 13 ] 刘世梁,侯笑云,尹艺洁,成方妍,张月秋,董世魁. 景观生态网络研究进展. 生态学报, 2017, 37(12): 3947-3956.
- [ 14 ] 路晓,王金满,李新风,冯宇. 基于最小费用距离的土地整治生态网络构建. 水土保持通报, 2017, 37(4): 143-149.
- [ 15 ] 胡炳旭,汪东川,王志恒,汪翡翠,刘金雅,孙志超,陈俊合. 京津冀城市群生态网络构建与优化. 生态学报, 2018, 38(12): 4383-4392.
- [ 16 ] 王志恒,汪东川,胡炳旭,国巧真,修丽娜,赵海涛. 考虑滑坡敏感性的天津市蓟州区生态网络构建. 生态学报, 2018, 38(12): 4351-4362.
- [ 17 ] 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. 生态学报, 2014, 34(22): 6692-6700.
- [ 18 ] 许文雯,孙翔,朱晓东,宗跃光,李杨帆. 基于生态网络分析的南京主城区重要生态斑块识别. 生态学报, 2012, 32(4): 1264-1272.
- [ 19 ] 张蕾,苏里,汪景宽,程铭. 基于景观生态学的鞍山市生态网络构建. 生态学杂志, 2014, 33(5): 1337-1343.
- [ 20 ] 许峰,尹海伟,孔繁花,徐建刚. 基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建. 生态学报, 2015, 35(19): 6425-6434.
- [ 21 ] 陈竹安,况达,危小建,张立亭. 基于 MSPA 与 MCR 模型的余江县生态网络构建. 长江流域资源与环境, 2017, 26(8): 1199-1207.
- [ 22 ] 杨志广,蒋志云,郭程轩,杨晓晶,许晓君,李潇,胡中民,周厚云. 基于形态空间格局分析和最小累积阻力模型的广州市生态网络构建. 应用生态学报, 2018, 29(10): 3367-3376.
- [ 23 ] Vogt P, Riitters K H, Iwanowski M, Estreguil C, Kozak J, Soille P. Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators*, 2007, 7(2): 481-488.
- [ 24 ] Soille P, Vogt P. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, 2009, 30(4): 456-459.
- [ 25 ] 宁龙梅,王学雷,吴后建. 武汉市湿地景观格局变化研究. 长江流域资源与环境, 2005, 14(1): 44-49.
- [ 26 ] 孔春芳,王静,张毅,徐凯,吴冲龙,刘刚. 武汉城市湿地景观格局时空结构演化及驱动机制研究. 中山大学学报: 自然科学版, 2012, 51(4): 119-128.
- [ 27 ] 徐新良,刘纪远,张树文,李仁东,颜长珍,吴世新. 中国多时期土地利用土地覆被遥感监测数据集(CNLUCC). 中国科学院资源环境科学数据中心数据注册与出版系统. 北京: 中国科学院地理科学与资源研究所, 中国科学院资源环境科学数据中心, 2018.
- [ 28 ] Sutherland G D, Harestad A S, Price K, Lertzman K P. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology*, 2000, 4(1): 16.
- [ 29 ] Roos A, Loy A, De Silva P, Hajkova P, Zemanová B. *Lutra lutra*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015. [2018-12-21]. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12419A21935287.en>.
- [ 30 ] Pascual-Hortal L, Saura S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 2006, 21(7): 959-967.
- [ 31 ] Saura S, Pascual-Hortal L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 2007, 83(2/3): 91-103.
- [ 32 ] 贾振毅,陈春娣,童笑笑,吴胜军,周文佐. 三峡沿库城镇生态网络构建与优化——以重庆开州新城为例. 生态学杂志, 2017, 36(3): 782-791.
- [ 33 ] 尹海伟,孔繁花,祈毅,王红扬,周艳妮,秦正茂. 湖南省城市群生态网络构建与优化. 生态学报, 2011, 31(10): 2863-2874.
- [ 34 ] 傅强,宋军,毛锋,吴永兴,姚涵,唐剑波. 青岛市湿地生态网络评价与构建. 生态学报, 2012, 32(12): 3670-3680.
- [ 35 ] 陈小平,陈文波. 鄱阳湖生态经济区生态网络构建与评价. 应用生态学报, 2016, 27(5): 1611-1618.
- [ 36 ] 陈春娣,吴胜军, Douglas M C, 吕明权,温兆飞,姜毅,陈吉龙. 阻力赋值对景观连接模拟的影响. 生态学报, 2015, 35(22): 7367-7376.
- [ 37 ] 孙铁山,王兰兰,李国平. 北京都市区多中心空间结构特征与形成机制. 城市规划, 2013, 37(7): 28-32, 41.
- [ 38 ] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局. 生态学报, 1999, 19(1): 8-15.
- [ 39 ] 张远景,俞滨洋. 城市生态网络空间评价及其格局优化. 生态学报, 2016, 36(21): 6969-6984.
- [ 40 ] 祖拜旦·阿克木,阿里木江·卡斯木,陈探,刘玉贞. 干旱区生态网络构建——以吐鲁番市高昌区为例. 干旱区研究, 2018, 35(5): 1242-1249.
- [ 41 ] 吴晶晶,栗云召,高猛,吴晓青,毕晓丽. 四种河流水系阻力下的黄河三角洲湿地生态网络构建及对比研究. 湿地科学, 2018, 16(4): 493-501.
- [ 42 ] 朱强,俞孔坚,李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度. 生态学报, 2005, 25(9): 2406-2412.