

上海城市景观生态格局演变与生态网络结构优化分析¹

刘兴坡^{1, 2}, 李璟^{1, 2}, 周亦昀^{1, 2}, 陈子薇^{1, 2}, 丁永生^{1, 2}

(1. 上海海事大学海洋科学与工程学院, 上海 201306; 2. 上海海事大学海洋环境与生态模拟研究中心, 上海 201306)

【摘要】: 为了优化上海城市生态网络结构, 综合应用景观格局、景观格局指数以及景观生态网络分析方法, 提出上海城市生态品质提升途径。首先, 应用面向对象的遥感图像分类方法获得了 2008 年和 2015 年上海市建设用地、农业用地、水域和绿地等景观类型分布, 应用 Fragstats 软件获得景观格局指数, 比较了城市景观格局和景观格局指数的演变; 其次应用最小成本路径方法构建城市生态网络, 与城市道路交通网络叠置, 确定了生态网络结构的间断点; 最后与《上海市基本生态网络规划》比较, 提出了城市生态网络发展建议。本研究获得如下结论: (1) 2008~2015 年, 上海市建设用地、农业用地、绿地和水域的面积比例由 38 : 51 : 5 : 6 演变为 46 : 39 : 7 : 8。(2) 上海市景观格局日趋破碎化、复杂化, 连通性下降; 建设用地的优势景观类型地位强化, 郊区建设用地呈现破碎化入侵, 农业用地面积减少且破碎化; 绿地系统面积增大, 但连通性不足, 结构待优化。(3) 经最小阻力分析获得上海市 105 条潜在生态廊道线路, 在浦东新区、奉贤区、金山区、松江区和青浦区具有较好的环状度; 经叠置分析识别出上海市骨干生态廊道的 62 个间断点, 主要分布在青浦区、松江区、浦东新区以及奉贤区。(4) 经比较分析发现, 城市生态网络规划的生态网络骨架基本保持, 但局部的生态网络结构存在问题, 上海西北部和北部的生态廊道空间萎缩, 东南部生态空间出现碎片化。

【关键词】: 上海市; 生态品质; 景观生态网络优化; 景观格局; 景观格局指数; 生态廊道

【中图分类号】: X826 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2019)10-2340-13

DOI: 10. 11870/cjlyzyyhj201910007

当前, 提升城市生态品质已经成为国内外诸多城市的可持续发展目标^[1~5]。《上海市城市总体规划(2017-2035)》提出要全面提升城市生态品质, 而构建和优化城市景观生态网络是提升城市生态品质的一种有效路径。它以城市可持续发展为目标, 应用一定的技术方法(如景观生态学方法、网络科学方法、3S 技术方法等), 对区域内的各种景观要素进行安排、设计、组合与布局, 得到由点、线、面、网组成的多目标、多层次和多类别的景观空间配置方案^[6]。在该领域, For-man 首先系统地总结了景观生态格局的优化方法, 其提出的“不可替代格局”和“集聚间有离析”两大概念模型是早期景观生态格局优化的重要方法^[7]。随着 3S 技术的发展, “源-汇”景观生态优化方法^[8]、“生态源地-阻力面-景观生态格局”三步骤景观优化方法^[9~11]、以及基于生态网络指数、有效费用距离模型(ECDM)^[12]、最小累积阻力模型(MCR)^[13, 14]、GAP 分析^[14]等模型的景观生态网络优化方法相继提出, 为提升城市生态品质奠定了技术基础。例如王海珍等^[15]运用景观格局分析方法, 评价厦门本岛绿地系统的现状, 并应用网络分

¹收稿日期: 2019-01-24; 修回日期: 2019-04-11

基金项目: 上海市哲学社会科学规划课题(2017BCK006)“基于景观生态网络优化的上海城市生态品质提升路径与方法”

作者简介: 刘兴坡(1977-), 男, 博士, 副教授, 硕士生导师, 研究方向为景观生态学. E-mail: stormmodel@163.com

析法构建优化生态网络的规划方案。孔繁花等^[16]通过采用最小路径法，定量模拟济南市潜在生态网络，并基于重力模型和网络连接度指数，对绿地斑块间相互作用强度与生态网络结构进行了定量分析与评价。王云才^[17]对上海市城市景观生态网络中道路网络、绿地网络、水系网络组合形成的复合网络的网络连接度进行了评价。然而，当前城市生态品质研究多为单个视角，缺乏系统性。有鉴于此，本文拟以 2012 年上海市政府批复的国内首部生态网络规划《上海市基本生态网络规划》为背景，结合《上海市城市总体规划（2017-2035）》，综合应用城市景观类型面积、空间分布格局、景观格局指数以及生态网络等分析方法，开展上海城市景观生态结构和生态网络的优化研究。从土地利用变化入手，利用 RS 和 GIS 技术，对研究区进行遥感解译，定量研究上海市的城市景观格局，分析上海市的景观格局现状和趋势。通过最小成本路径等手段进行上海市生态网络的构建，并结合实际交通道路进行生态断裂点的定位，为优化上海市生态网络，解决城市化带来的生态问题，提升上海城市品质提供借鉴。

1 研究数据、方法与技术路线

1.1 研究基础数据

1.1.1 遥感图像

为评估《上海市基本生态网络规划》的实施状况及后续实施基础，选择前后时期质量较好的 2 个时相的 Landsat 遥感图像（2008 年 2 月 9 日、2015 年年 8 月 3 日）作为本文研究基础数据。上述遥感图像来源于地理空间数据云网站（<http://www.gscloud.cn/>），遥感图像情况见表 1。

表 1 Landsat 遥感图像数据信息

年份	传感器	轨道号	行号	遥感图像时间
2008	Landsat 7 ETM+	118	38、39	2008-02-09
2015	Landsat 8 OLI_TIRS	118	38、39	2015-08-03

1.1.2 交通路网数据

交通路网是城市生态系统和生境网络的主要干扰因素。为确定城市生态网络结构的主要间断点，根据高德地图（<http://www.amap.com>）获得上海市现状道路图（高速公路、城市快速路、国道以及主干路），如图 1 所示。



1. 1.3 土地利用类型的景观阻力值数据

景观阻力数值反映了物种在不同景观单元间迁移的难易程度，是构建城市景观生态网络系统的主要依据。为此，通过文献^[18]获得不同土地利用类型的景观阻力值（如表 2 所示），为构建交通用地因子的阻力消费面提供基础数据。

表 2 不同土地利用类型的景观阻力值

土地利用类型	具体说明	阻力取值范围
自然保护区	国家级、省级	1
城市绿地	公园绿地、广场绿地	3
森林公园	国家级、省级	5
风景名胜区	国家级、省级	15
林地	$NDVI \geq 0.1$	3
	$0 \leq NDVI < 0.1$	5
	$NDVI < 0$	9
农业用地	-	50
水域；	主要水系、大中型水库	300
	一般水系、小型水库	200
建设用地	-	1 000
	高速公路和铁路	1 000
交通用地	国道、省道、快速路	800
	主干路、次干路	500

1.2 研究方法及软件

1.2.1 遥感图像预处理及分类方法

由于 Landsat 7 ETM+ 机载扫描行校正器 (SLC) 故障，导致图像出现的数据条带丢失。为此，选择不同日期适宜的像素数据，

根据相似度指标建立像素级辅助数据选择算法,进行故障图像的条带修复^[19]。应用 ENVI 软件对遥感图像进行辐射定标,减少由于图像获取时间、传感器不同而引起的偏差。选择第 5、4、3 波段对建筑区域进行提取以及第 6 波段对水体进行提取,分别与 15 m 空间分辨率的全色波段进行融合,应用 ENVI 5.1 软件 Mosaic 功能,基于地理坐标完成两幅图像(Path/Row: 118/38, 118/39)的拼接后使用上海市行政区划矢量图,在 ENVI 平台上裁剪出研究区域的基础遥感图像。应用面向对象方法对研究区域遥感图像进行解译。在遥感图像分类时,充分应用归一化差分植被指数(NDVI 指数)的正负来区分植被类型(农业用地和绿地)与非植被类型(河流、湖泊等水域),同时,将 2008 年 2 月 9 日图像 NDVI 指数为正区域与同年 8 月上海地区谷歌地图对比后,在 ENVI 平台上对图像分类结果进行人工编辑,最大可能减少季节对分类产生的干扰。

1.2.2 景观格局指数计算及优选方法

应用 Fragstats 4.0 计算并评估上海市景观格局指数,为了较为全面地、合理地评价景观生态格局,制定了以下优选原则:(1)完整性原则。从斑块水平及景观水平分析指数的演变。(2)平衡性原则。优化的景观生态格局是景观多样性与稳定性的统一。综上,在斑块类型水平上,优选面积、斑块数、斑块密度、最大斑块所占面积比例、边缘密度、面积加权平均斑块分维数、凝聚度指数等 7 个指数;在景观水平上,优选边缘密度、面积加权平均斑块分维数、景观蔓延度指数、凝聚度指数、香农多样性指数和景观聚合度指数等 7 个指数。

1.2.3 生态网络构建方法

上海市生态网络构建主要包括生态网络核心斑块选择及潜在生态廊道构建两方面。核心斑块是生态过程发展的源头,选择面积较大、功能较重要的生境,如自然保护区、大型绿地、湿地、郊野公园等。生态廊道构建应用最小成本路径法。通过计算物种从“源”通过不同阻力的景观类型所耗费用或克服阻力所作的功模拟获得最小成本路径,该路径即为生物物种迁移与扩散的最佳路径或潜在生态廊道,可有效避免外界干扰。最后,根据生态过程所对应的距离阈值来辨识连接,以构建生态网络^[20~22]。此处应用 ArcGIS10.3 软件距离分析工具实现最小成本路径模拟。

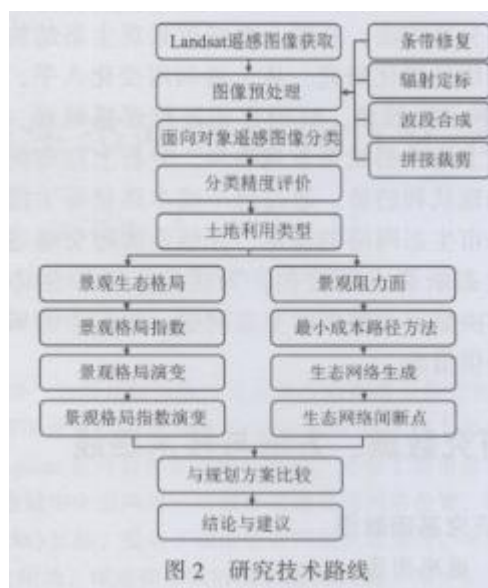
1.3 研究技术路线

基于上述基础数据及方法,提出本文的技术路线。首先,在 Landsat 卫星遥感图像预处理的基础上,采用面向对象遥感图像分类方法进行土地利用类型分类,分析景观格局及指数的演变。其次,根据不同土地利用类型景观阻力值,建立阻力面,应用最小成本路径法和重力模型构建城市生态网络,并识别生态网络结构的间断点。本文技术路线见图 2。

2 结果与讨论

2.1 遥感图像分类结果及精度评价

应用面向对象的遥感图像分类方法,辅以目视解译,获得 2008、2015 年上海市遥感图像分类结果,如图 3 所示。针对图中的建设用地、农业用地、绿地、水域等 4 个类别,均匀选取 100 个地表真实的 ROIs(感兴趣区),利用 ENVI 混淆矩阵法对结果进行精度验证。由表 3 可知,水域和建设用地两个地物类别分类精度较高。而在植被识别中,绿地与农业用地较难区分,且由于绿地纹理和形状不规则,易与破碎的建设区域和水域混淆。总体来看,研究区域两年的分类总体精度均在 85%以上,Kappa 系数均大于 0.8,满足本研究的精度要求。此外,为保证本研究的土地类型分类结果的可靠度,将本研究获得的建设用地面积与上海市规划和国土资源管理局网站公布的相应年度的土地变更调查数据进行校验、核对,从而确保分类数据质量。



2.2 上海市景观格局演变分析

景观格局变化在时间尺度上表现为不同景观的演替过程 and 变化规律，在空间尺度上则表现出不同景观格局和组合模式^[23]。为此根据遥感分类图的分析结果，对上海市景观格局进行分析。2008~2015 年，上海市建设用地、农业用地、绿地、水域的面积比例关系由 38 : 51 : 5 : 6 演变为 46 : 39 : 7:8。若以水域和绿地代表生态空间，建设用地、农业用地、生态用地比例由 38:51 : 11 演变为 46 : 39 : 15。根据图 4 所示，在此期间，上海市景观格局主要包括两个演变趋势：(1)约 58 000 hm² 农业用地转化为建设用地，主要集中在浦东新区和青浦区。同时，上海市近郊区的碎片化农业用地也逐渐演变为建设用地；(2)生态用地增长约 18 000 hm²，生态用地增长主要源于城市绿地、郊野公园和滨海湿地等生态空间的建设和。

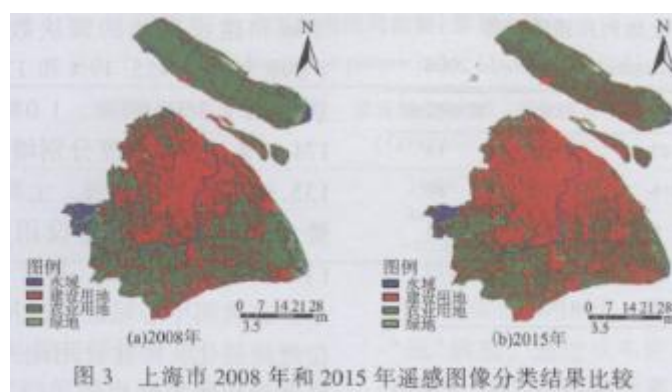


表 3 遥感图像分类精度评价

土地利用类型	总体精度 (%)		Kappa 系数		用户精度 (%)	
	2008	2015	2008	2015	2008	2015
水域					99.15	98.42
建设用地					85.23	98.35
绿地	86.07	88.20	0.812 1	0.835 7	98.99	94.98
农业用地					70.72	72.48

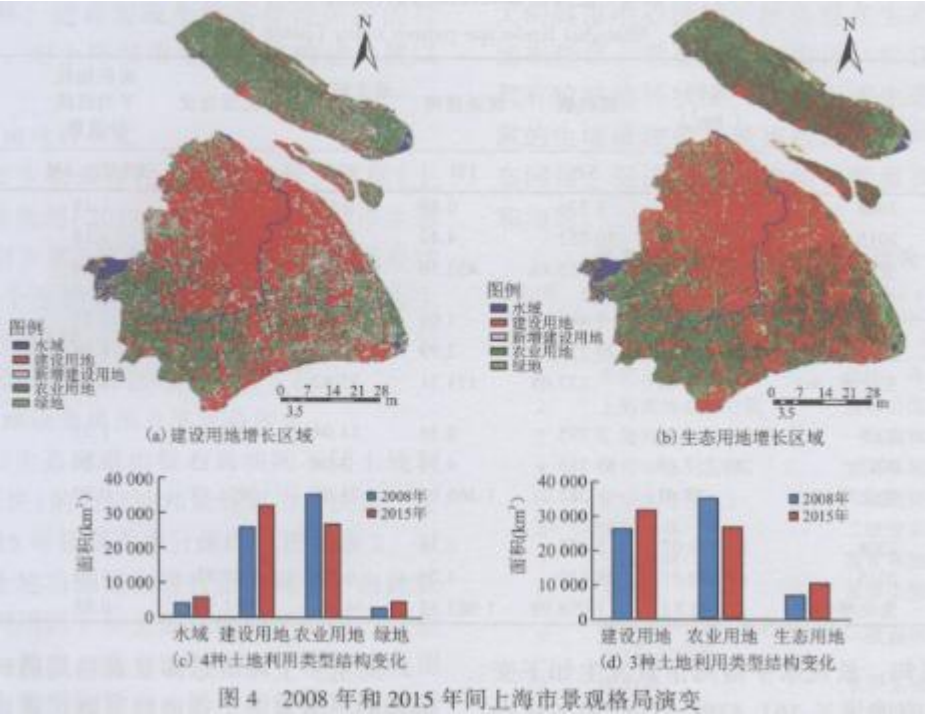


图 4 2008 年和 2015 年间上海市景观格局演变

2.3 上海市景观格局指数演变分析

应用 Fragstats4.0 软件获得 2008、2015 年上海市斑块和景观水平的景观格局指数，如表 6、表 7 所示。

由表 6 可知，斑块水平景观格局指数发生如下变化：(1) 4 种景观类型的斑块数、斑块密度以及边缘密度均变大。其中，农业用地、绿地、水域和建设用地的斑块数分别增长 1 282.71%、1 098.99%、455.49%和 177.08%，斑块密度分别增长 1 260.00%、1 083.33%、452.50% 和 174.31%，边缘密度分别增长 136.17%、251.79%、135.92%和 172.59%。上海市景观斑块破碎化趋势十分显著；(2) 建设用地最大斑块面积占比 (LPI) 增长 35.42%，其它 3 种景观类型的 LPI 变小。这表明中心城区建设用地的最大优势斑块地位继续强化，而建设用地入侵农业用地则形成郊区建设用地的碎片化。(3) 面积加权平均斑块分维数和凝聚度指数变化不大。建设用地的面积加权平均斑块分维数 (FRAC_AM) 增长 8.66%，说明建设用地系统的复杂性增加，与建设用地占领农业用地形成碎片化的观点一致。然而，绿地的 FRAC_AM 下降 0.88%，凝聚度指数 (COHESION) 下降 1.94%，说明绿地系统的复杂性变小，连通性不足，需加强生态网络建设，增强绿地网络系统的稳定性。

表 4 2008 年上海市土地利用转移矩阵

土地利用类型	水域	建设用地	绿地	农业用地
水域	14 678	47	65	14
建设用地	0	10 016	1 656	80
绿地	0	6	3 911	34
农业用地	0	41	4 434	10 810
合计	14 678	10 110	10 066	10 938

注：表中数据单位为 hm^2 。

表 5 2015 年上海市土地利用转移矩阵

土地利用类型	水域	建设用地	绿地	农业用地
水域	21 031	10	328	0
建设用地	0	21 243	266	90
绿地	0	9	2 271	111
农业用地	0	411	7 537	20 937
合计	21 031	21 673	10 402	21 138

注：表中数据单位为 hm^2 。

表 6 上海市景观格局指数（斑块水平）

景观类型	年份	面积 (hm^2)	斑块数	斑块密度	最大斑块 面积占比 (%)	边缘密度	面积加权 平均斑块 分维数	凝聚度指数
		CA	NP	PD	LPI	ED	FRAC_ AM	COHESION
水域	2008	41 634.63	5 536	0.80	0.82	11.97	1.18	97.37
	2015	57 581.82	30 752	4.42	0.76	28.24	1.18	97.28
	变化率 (%)	38.30	455.49	452.50	-7.32	135.92	0.00	-0.09
建设用地	2008	262 612.71	7 496	1.09	23.43	25.25	1.27	99.82
	2015	320 103.29	20 770	2.99	31.73	68.83	1.38	99.95
	变化率 (%)	21.89	177.08	174.31	35.42	172.59	8.66	0.13
农业用地	2008	353 139.48	2 395	0.35	14.04	27.15	1.25	99.72
	2015	269 757.63	33 116	4.76	3.08	64.12	1.26	99.53
	变化率 (%)	-23.61	1 282.71	1 260.00	-78.06	136.17	0.80	-0.19
绿地	2008	31 979.07	2 472	0.36	0.18	7.82	1.13	95.02
	2015	47 590.31	29 639	4.26	0.10	27.51	1.12	93.18
	变化率 (%)	48.82	1 098.99	1 083.33	-44.44	251.79	-0.88	-1.94

由表 7 可知,景观水平格局指数发生如下变化:(1)边缘密度增长 161.43%,且面积加权平均斑块分维数(FRAC_AM)增长 4.00%,说明景观类型总体趋向于破碎化、复杂化;(2)景观蔓延度指数 (CONTAG)下降 10.44%,说明景观具有多种要素的密集格局,优势斑块连通性下降,景观整体破碎化程度较高;(3)香农多样性指数(SHDI)上升 8.82%说明景观类型愈加丰富,破碎化程度上升。

综上,上海市总体景观格局破碎化、复杂化的趋势十分显著,连通性下降;建设用地的最大优势景观类型地位强化,郊区建设用地呈现破碎化入侵趋势,这也导致农业用地面积减少的同时,日趋碎片化;绿地系统面积增大,连通性不强,结构待优化。由此可见,上海市景观生态建设应该在控制建设用地增长的同时,加强绿地、农业用地的核心斑块建设,优化城市生态网络,构建斑块间的生态廊道,建设城市生态网络系统,增强系统的稳定性。

表 7 上海市景观格局指数（景观水平）

年份	边缘密度 (ED)	面积加权平均斑块分维数 (FRAC_AM)	景观蔓延度指数 (CONTAG)	凝聚度指数 (COHESION)	香农多样性指数 (SHDI)	景观聚合度指数 (AI)
2008	36.09	1.25	54.04	99.69	1.02	94.54
2015	94.35	1.30	48.40	99.85	1.11	92.91
变化率(%)	161.43	4.00	-10.44	0.16	8.82	-1.72

2.4 上海市生态网络构建与结构分析

生态网络构建是在当前城市建设难以大幅度增加生态用地情况下，通过有限绿地空间的合理安排，优化城市景观格局。它对改善城市景观连接度，促进物种个体和种群基因在破碎生境间的迁移运动，降低局部物种灭绝风险具有重要意义。前已述及，当前上海市景观生态格局面临的主要问题是生境破碎化。城市生态网络是应对城镇化发展所造成的生境破碎化问题的有效措施，其旨在构建一个将隔离生境斑块通过廊道连接的网络体系，以促进生物在不同斑块间的扩散与迁移，进而实现生物多样性保护的目标^[24]。为此，对上海城市生态网络构建开展以下研究。

2.4.1 核心斑块的确定

以上海市生物多样性保护为目标，根据《上海市城市总体规划（2017-2035）》、《上海市生态保护红线规划方案》及上海市动植物资源分布状况，确定 18 个生物多样性优先保护区域作为生态网络的核心斑块，包括自然保护区、森林公园、湿地公园、生态林区等，如表 8 所示。

2.4.2 生境斑块景观阻力消费面构建

潜在城市生态廊道由核心斑块间不同土地利用类型（或斑块）的适应性和景观阻力所决定。首先，基于 2015 年遥感图像分类图，根据表 2，对上海市 9 种土地功能类型进行阻力赋值。由此获得不同土地利用因子与交通用地因子的阻力消费面（见图 5）。其次，将土地利用因子以及交通用地因子的阻力消费面叠置，即可获得上海市总阻力消费面的栅格文件，如图 6 所示。从图 6 可知，上海市中心城区的建设用地面积以及道路网络，占据了绝对的面积和密度，上述用地类型对物种迁移的累积阻力值大，不利于物种迁移和扩散。

2.4.3 潜在生态廊道分析

获取总阻力消费面后，应用 ArcGIS10.3 软件进行成本距离分析。首先，将每个核心斑块当作“源”数据，通过成本距离工具，记录各个像元到达最近“源”所耗费的累积成本，并输出费用距离文件和回溯连接栅格文件（如图 7 所示）。然后，将除核心斑块外的其他斑块当作“目标”，调用成本路径工具，通过费用距离文件和回溯连接栅格数据，计算出“目标”位置到“源”位置的最小成本路径，获得潜在生态廊道。依次完成 18 个核心斑块的相关计算后，将最小成本路径栅格文件，转换为矢量文件并叠置，从而得到 105 条潜在生态廊道线路，如图 8 所示。由图 8 可知，最小阻力路径主要分布在郊区，避开了累积阻力大的城市中心区域，所得潜在生态廊道线路在浦东新区、奉贤区、金山区、松江区和青浦区具有较好的环状度。通过上述生态廊道可将分散的生境斑块较好地连接起来，构建完整的生态网络，促进物种、物质、能量和信息的循环和沟通。

表 8 选取的生态网络核心斑块一览表

斑块编号	斑块名称	选择依据
1	南汇东滩湿地	湿地、鸟类保护区
2	上海滨海森林公园	森林公园
3	上海海湾国家森林公园	一级森林公园
4	奉贤申隆生态园	重要林地
5	金山生态林	二级重要林地
6	浦江片林	二级重要林地
7	三泖片林	重要林地
8	天马山	重要生境
9	佘山森林公园（东佘山 园+西佘山园）	一级森林公园、重要生境
10	淀山湖	重要生境、生境面积
11	共青森林公园	一级森林公园
12	滨江森林公园	公园绿地、重要生态空间
13	顾村公园	建成区内重要绿地
14	嘉北郊野公园	生境面积
15	嘉宝生态林	重要林地
16	崇明地质公园	一级地质公园
17	崇明东平国家级森林公园	一级森林公园
18	崇明东滩鸟类国家级保护区	湿地、一级自然保护区

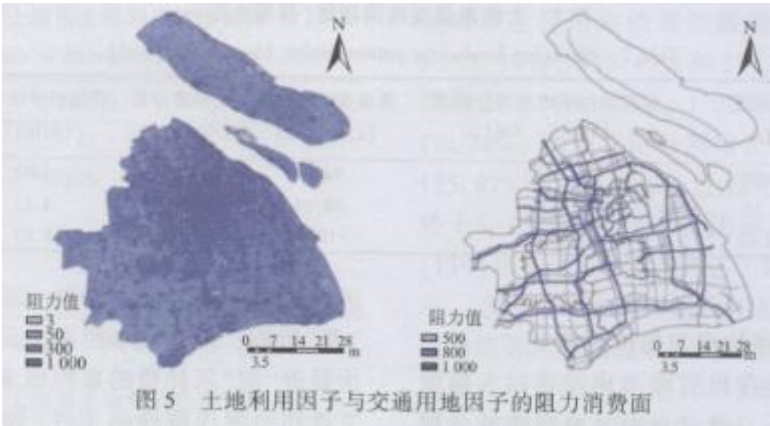


图 5 土地利用因子与交通用地因子的阻力消费面

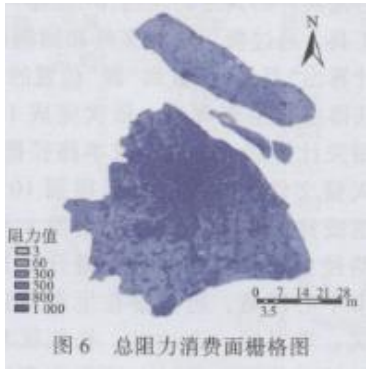
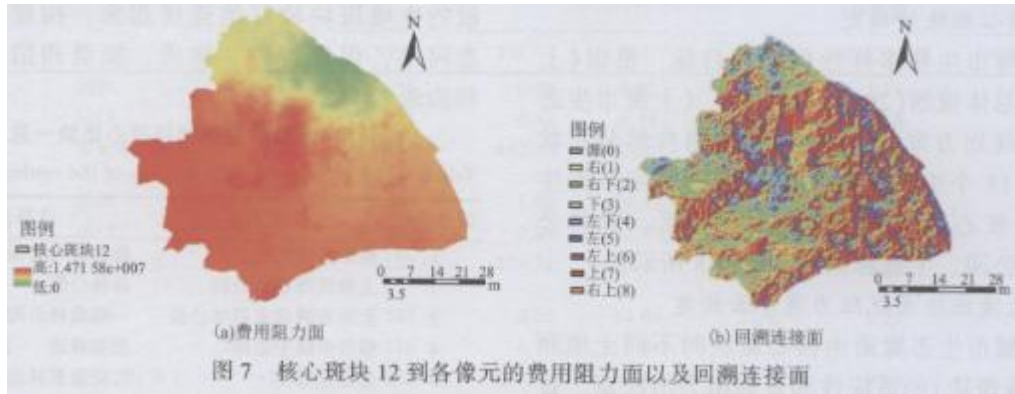


图 6 总阻力消费面栅格图



2.4.4 重要廊道提取

潜在生态廊道的有效性和重要性主要通过“源”与“目标”之间的相互作用来表达^[25]。根据重力模型公式，获得 18 个核心生境斑块之间的相互作用矩阵（表 9），定量获取斑块间的相互作用强度。之后从中提取相互作用力大于 10 的廊道，作为生态网络的主要廊道，剔除其它次要廊道，从而获得上海市生态网络，如图 9 所示。由表 9 可知，上海海湾国家森林公园、奉贤申隆生态园、金山生态林与其它斑块之间均具有较大的相互作用，究其原因还是城郊区域生态廊道累积阻力值较小，与其它斑块有较好的连接作用，提高了生态网络的连通性。虽然天马山斑块和畐山森林公园斑块（包括东佘山园和西佘山园）面积较小，但在连接城市中心城区与郊区生境斑块方面起到了关键节点的作用。

2.4.5 骨干生态廊道缓冲区内土地利用构成分析

通过最小路径方法构建的潜在生态廊道只是单个像元宽度的线条，缺少实际宽度的概念。而实际建设的生态廊道需要一定宽度方能满足物种迁徙需求，发挥生态服务价值。鉴于生态廊道的主要目标是保护生物多样性，其宽度与物种种类、廊道所处基质等因素密切相关。表 10 列出了适应不同生物多样性保护的生态廊道宽度范围^[26]。为未来生态廊道分别选择 50、100、200、600 m 为假想的生态廊道宽度，得到不同宽度情景下生态廊道的土地利用构成，如图 10 所示。由图 10 可知，生态廊道建设主要涉及农业用地。随着宽度增加，建设用地占比上升，绿地占比下降。当廊道宽度增加到 600 m 时，建设用地所占比例上升至 28%，上升速度最快，而提供生态系统功能的绿地比例则逐渐下降，这说明城市生态网络中生态廊道以较窄的廊道为主，为了维护生物多样性，今后需要将骨干生态廊道优化至 100~200 m 的宽度，这也需要将一定的建设用地恢复为城市生态用地。

表 9 核心斑块相互作用矩阵																		
序号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1	0	897.63	27.44	16.39	6.02	6.98	3.68	3.35	3.55	0.07	0.74	0.67	0.68	0.9	0.68			
2		0	28.72	17.36	7.34	9.59	4.55	3.35	3.22	0.06	0.67	0.61	0.62	0.54	0.64			
3			0	375.63	31.03	40.91	13.38	9.96	10.28	0.18	0.67	0.6	1	1.4	1.05			
4				0	43.87	63.76	15.86	11.25	11.7	0.2	0.59	0.53	0.94	1.35	0.97			
5					0	18.53	70.35	38.22	36.79	0.64	0.57	0.52	1.38	2.03	1.19			
6						0	12.21	8.93	9.3	0.16	0.7	0.62	0.93	1.3	0.96			
7							0	823.95	526.36	12.31	0.5	0.48	1.84	2.86	2.11			
8								0	7317.69	2.6	0.37	0.38	1.56	2.51	1.72			
9									0	0.22	0.41	0.43	1.77	2.86	2.01			
10										0	0.01	0.01	0.03	0.05	0.01			
11											0	15.3	1.34	0.92	0.74			
12												0	2.27	1.38	1.12			
13													0	33.32	34.21			
14														0	1890.49			
15															0			
16																0	41.53	9.75
17																	0	19.35
18																		0

注：上表中核心斑块的编号参见表 8.

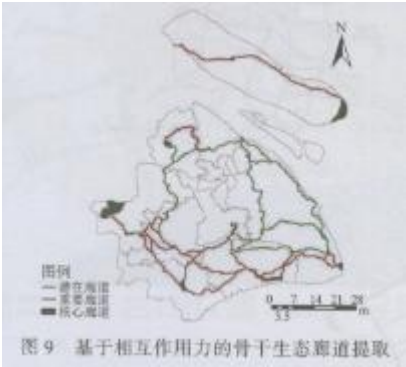


表 10 面向生物多样性保护的生态廊道适宜宽度	
宽度 (m)	功能及特点
3-12	廊道宽度与草本植物和鸟类的物种多样性之间相关性接近于零，基本满足无脊椎动物种群的功能
12~30	对于草本植物和鸟类而言，12 m 是区别线装和带状廊道的标准. 12 m 以上的廊道中，草本植物多样性平均为狭原地带的 2 倍以上；12~30m 能够包含草本植物和鸟类多数的边缘种，但多样性较低：满足鸟类迁移：保护无脊椎动物种群；保护鱼类、小型哺乳动物
30~60	含有较多草本植物和鸟类边缘种，但多样性仍然比较低；基本满足总植物迁移和传播以及生物多样性保护的功能，能保护鱼类、小型哺乳、爬行和两栖类动物

60/80 ~100	满足动物迁移和传播以及生物多样性保护功能；满足鸟类及小型生物迁移和生物保护功能的道路缓冲带宽度；许多乔木种群存活的最小廊道宽度
100~200	保护鸟类生物多样性较合适的宽度
600~1200	含有较多植物及鸟类内部种：通常森林边缘效应有 200~600 m 宽. 森林鸟类被捕食的边缘效应大约范围为 600 m. 窄于 1 200 m 的廊道不会有真正的内部生境

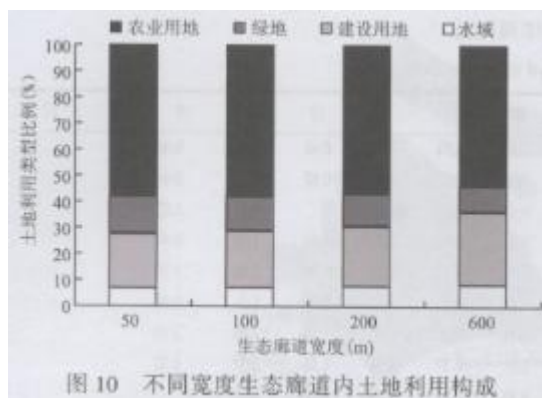
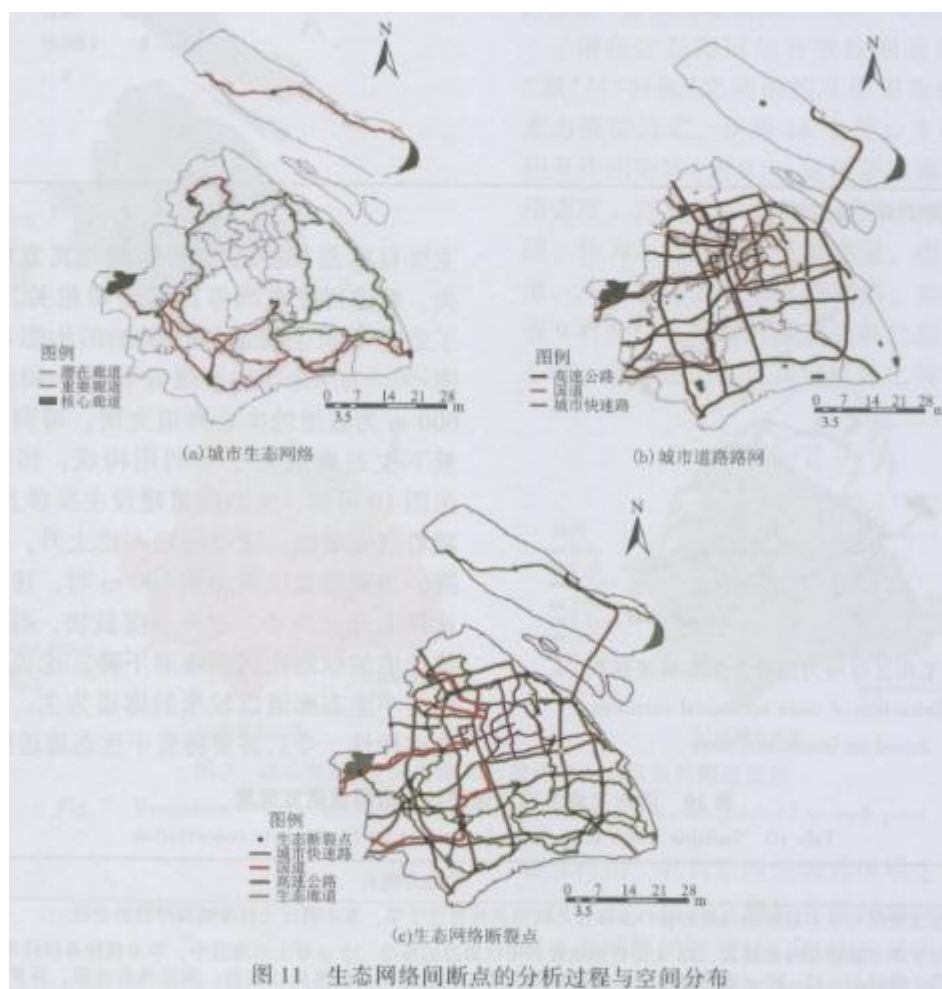


图 10 不同宽度生态廊道内土地利用构成

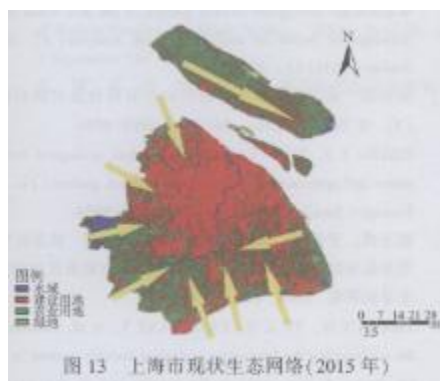
2. 4.6 生态间断点的确定

在城市生态网络建设实践中，道路交通网络一般是生态廊道系统的最大干扰。为此，将前已构建的生态网络（图 11(a)）与上海市高速公路、城市快速路、国道等矢量数据（图 11(b)）进行叠置分析，识别出上海市生态网络的 62 个间断点，如图 11(c) 所示。从图中可知，这些间断点多为生态廊道与高速公路的交叉点，主要分布在青浦区、松江区、浦东新区以及奉贤区等。因此，为了构建上海完整的生态网络，提升城市生态品质，保护生物和生境多样性，应注意在上述间断点处建立天桥、地下通道等，保证生态廊道的连通性和生态网络的完整性。



2.4.7 上海市 2015 年生态网络与规划生态网络的比较分析

对比 2012 年上海市政府批复《上海市基本生态网络规划》与《上海市城市总体规划（2017-2035）》。其中发布了上海市生态网络规划方案(简称规划方案，下同)，如图 12 所示。为评估规划方案的实施情况及实施条件，此处以 2015 年遥感图像分析获得的上海市生态网络（见图 13）为基础，比较分析 2015 年上海市生态网络与规划生态网络的异同，为上海市生态网络构建提供借鉴。根据图 12 与图 13 的比较，规划方案中提出的生态间隔带尚未成型，郊区现状生态廊道与规划方案基本一致。此外，规划方案实施的基础条件尚未发生总体性、根本性变化，生态网络骨架基本保持，但在局部区域生态网络开始出现恶化趋势。如上海西北部和北部的生态廊道空间萎缩，廊道连通性开始变差；上海东南部的生态空间开始出现碎片化趋势，空间连通性变差，亟待生态廊道构建和生态斑块构建。但上海市南部的生态空间完整性较好，存在骨干生态廊道建设空间。



3 结论

本文以 2008 年和 2015 年的上海市遥感图像为基础，与《上海市城市总体规划（2017-2035）》所提出的全面提升城市生态品质相契合，从景观格局、景观格局指数、生态网络结构等方面分析了上海市景观生态格局的演变。通过与《上海市基本生态网络规划》相比较，从而提出在新一轮城市发展中，上海市生态品质的提升途径。经归纳总结，获得如下结论和建议：

（1）2008-2015 年，上海市建设用地、农业用地、绿地、水域的面积比例由 38 : 51 : 5 : 6 演变为 46 : 39 : 7 : 8。期间，约 58 000 hm^2 农业用地转化为建设用地，生态用地增长约 18 000 hm^2 。

（2）上海市景观格局日趋破碎化、复杂化，连通性下降；建设用地的最大优势景观类型地位强化，郊区建设用地呈现破碎化，农业用地面积减少且日趋破碎化；绿地系统面积增大，但连通性不足，结构待优化。

（3）2008~2015 年，建设用地、农业用地、绿地、水域等四种景观类型的斑块数、斑块密度以及边缘密度均增大。其中，农业用地、绿地、水域和建设用地的斑块数分别增长了 1 282.71%、1 098.99%、455.49% 和 177.08%，斑块密度分别增长了 1 260.00%、1 083.33%、452.50% 和 174.31%，边缘密度分别增长了 136.17%、251.79%、135.92% 和 172.59%。建设用地的最大斑块面积占比(LPI)增长了 35.42%，其它 3 种景观类型的 LPI 变小。建设用地的面积加权平均斑块分维数(FRAC_AM)增长 8.66%，绿地的 FRAC—AM 下降 0.88%，凝聚度指数(COHESION)下降 1.94%。

(4) 2008~2015 年,上海城市总体景观格局指数方面,边缘密度增长 161.43%,且面积加权平均斑块分维数 (FRAC_AM) 增长 4.00%,说明景观类型总体趋向于破碎化、复杂化;景观蔓延度指数 (CONTAG) 下降 10.44%,说明景观具有多种要素的密集格局,优势斑块连通性有所下降,景观整体破碎化程度较高;香农多样性指数 (SHDI) 上升 8.82% 说明景观类型愈加丰富,破碎化程度上升。

(5) 上海海湾国家森林公园、奉贤申隆生态园、金山生态林与其它生态斑块之间均具有较大的相互作用,提高了生态网络连通性。天马山斑块和佘山森林公园斑块面积虽小,却是连接城市中心城区与郊区生境斑块的关键节点。经最小阻力分析获得上海市 105 条潜在生态廊道线路,在浦东新区、奉贤区、金山区、松江区和青浦区具有较好的环状度。经网络分析识别出上海市骨干生态廊道的 62 个间断点,主要分布在青浦区、松江区、浦东新区以及奉贤区。

(6) 比较 2015 年上海市生态网络与规划生态网络方案发现,规划方案中的生态间隔带尚未成型,郊区生态廊道状况与规划方案基本一致;规划方案实施的基础条件尚未发生总体性、根本性变化,生态网络骨架基本保持,但在局部区域生态网络开始恶化,上海西北部和北部的生态廊道空间萎缩,东南部的生态空间出现碎片化,而南部存在骨干生态廊道建设的空间。

(7) 为了提升城市生态品质,需要构建城市完整的、稳定的生态网络,今后需要在如下方面加强:(a) 严格控制建设用地蔓延,加强绿地、农业用地核心斑块建设,构建斑块间的生态廊道,增强生态网络系统稳定性;(b) 应注意在生态网络间断点处建立天桥或地下通道,保证生态廊道连通性和生态网络的完整性;(c) 防止上海西北部、北部生态廊道建设空间的萎缩以及东南部生态空间碎片化,注意在南部构建大型生态廊道;(d) 在保证绿地面积稳步增长的条件下,加强绿地系统连通性建设,建设城市绿地生态网络;(e) 城市生态网络中骨干生态廊道以窄廊道为主,今后需要将骨干生态廊道宽度优化至 100-200 m,将一部分建设用地恢复为生态用地。

参考文献:

- [1] GARCIA D A. Green areas management and bioengineering techniques for improving urban ecological sustainability [J]. Sustainable Cities and Society, 2017, 30(4): 108-117.
- [2] 彭建, 赵会娟, 刘焱序. 城市生态廊道构建研究进展与展望[J]. 生态学报, 2017, 37(1): 23-30. PENG J, ZHAO H J, LIU Y X. Urban ecological corridors construction: A review[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(1): 23-30.
- [3] LI F, LIU H X, HUISINGH D, et al. Shifting to healthier cities with improved urban ecological infrastructure: From the perspectives of planning, implementation, governance and engineering [J]. Journal of Cleaner Production, Available online 25 November 2016.
- [4] 王如松, 韩宝龙. 新型城市化与城市生态品质建设[J]. 环境保护, 2013, 41(2): 13-16. WANG R S, HAN B L. New Urbanization and Urban Ecological Quality Construction [J]. Environmental Protection, 2013, 41(2): 13-16.
- [5] 王甫园, 王开泳, 陈田, 等. 城市生态空间研究进展与展望[J]. 地理科学进展, 2017, 36(2): 207-218. WANG F Y, WANG K Y, CHEN T, et al. Progress and prospect of research on urban ecological space[J]. Progress in Geography, 2017, 36(2): 207-218.
- [6] 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. MENG J J, WANG Y, WANG X D, et al. Construction of landscape ecological security pattern in Guiyang based on MCR model [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2016, 25(7): 1052-1061.

-
- [7] FORMAN R T, GODRON M. Landscape ecology [M], New York: John Wiley, 1986.
- [8] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. 源汇景观理论及其生态学意义[J]. 生态学报, 2006, 26(5): 1444-1449. CHEN L D, FU B J, ZHAO W W. Source-sink landscape theory and its ecological significance [J]. Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(5): 1444-1449.
- [9] 俞孔坚, 乔青, 李迪华, 等. 基于景观安全格局分析的生态用地研究——以北京市东三乡为例[J]. 应用生态学报, 2009, 20(8): 1932-1939. YU K J, QIAO Q, LI D H, et al. Ecological land use in three towns of eastern Beijing: A case study based on landscape security pattern analysis [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(8): 1932-1939.
- [10] 胡道生, 宗跃光, 许文雯. 城市新区景观生态安全格局构建——基于生态网络分析的研究[J]. 城市发展研究, 2011(6): 37-43. HU D S, ZONG Y G, XU W W. Research on the construction of landscape ecological security pattern in the new urban region development based on ecology network analysis [J]. Urban Studies, 2011(6): 37-43.
- [11] 张远景, 俞滨洋. 城市生态网络空间评价及其格局优化[J]. 生态学报, 2016, 36(21): 6969-6984. ZHANG Y J, YU B. Analysis of urban ecological network space and optimization of ecological network pattern [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(21): 6969-6984.
- [12] 张玉虎, 于长青, 塔西甫拉提·特依拜, 等. 风景区生态安全格局构建方法研究——以北京妙峰山风景区为例[J]. 干旱区研究, 2008, 25(3): 420-425. ZHANG Y H, YU C Q, TASHPOLAT T, et al. Methodology for constructing the landscape ecological security pattern in Scenic Area: A case study in the scenic area in the miaofeng mountain, Beijing [J]. Arid Zone Research, 2008, 25(3): 420-425.
- [13] 刘吉平, 吕宪国, 杨青, 等. 三江平原东北部湿地生态安全格局设计[J]. 生态学报, 2009, 29(3): 1083-1090. LIU J P, LV X G, YANG Q, et al. Wetland landscape ecological security patterns analysis and plan in Northeast of Sanjiang Plain [J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(3): 1083-1090.
- [14] 池源, 石洪华, 丰爱平. 典型海岛景观生态网络构建——以崇明岛为例[J]. 海洋环境科学, 2015, 43(3): 433-440. CHI Y, SHI H H, FENG A P. Typical island landscape ecological network establishment: A case study of Chongming Island [J]. Marine Environmental Science, 2015, 43(3): 433-440.
- [15] 王海珍, 张利权. 基于 GIS、景观格局和网络分析法的厦门本岛生态网络规划[J]. 植物生态学报, 2005, 29(1): 144-152. WANG H Z, ZHANG L Q. A GIS, Landscape pattern and Network analysis based planning of Ecological Networks for Xiamen island [J]. Acta Phytocologica Sinica, 2005, 29(1): 144-152.
- [16] 孔繁花, 尹海伟. 济南城市绿地生态网络构建[J]. 生态学报, 2008(4): 1711-1719. KONG F H, YIN H. Developing green space ecological network in Jinan city [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008(4): 1711-1719.
- [17] 王云才. 上海市城市景观生态网络连接度评价[J]. 地理研究, 2009, 28(2): 284-292. WANG Y C. The connectivity evaluation of Shanghai urban landscape eco-network [J]. Geographical Research, 2009, 28(2): 284-292.
- [18] 阎凯, 王宝强, 沈清基. 上海市生态网络体系评价方法研究[J]. 上海城市规划, 2017(2): 82-89. YAN K, WANG B Q, SHEN Q J. Research on Evaluation and Construction of Ecological Network System in Shanghai [J]. Shanghai Urban Planning

Review, 2017(2) : 82-89.

[19]LIU X P, DING Y S. Auxiliary pixel data selection for recovering Landsat ETM+ SLC-off images [J]. The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science, 2017, Available online 5 September 2017.

[20]孔博, 邓伟, 陶和平, 等. 基于多尺度遥感影像分割方法的湿地生态廊道设计[J]. 生态学杂志, 2010, 29(2) : 407-412. KONG B, DENG W, TAO H P, et al. Design of wetland eco-logical corridor based on multi-scale remote sensing image segmentation [J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29 (2): 407-412.

[21]陈春娣, MEURK D COLIN, IGNATIEVA E MARIA, 等. 城市生态网络功能性连接辨识方法[J]. 生态学报, 2015, 35(19) : 6414-6424. CHEN C D MEURK D, COLIN, IGNATIEVA E MARIA, et al. Identifying and evaluating functional connectivity for building urban ecological networks [J]. Acta Ecologica sinica, 2015 , 33(19) : 6414-6424.

[22]陈春娣, 吴胜军, Meurk Colin Douglas, 等. 阻力赋值对景观连接模拟的影响[J]. 生态学报, 2015, 35(22): 7367-7376. CHEN C D, WU S J, DOUGLAS M C, et al. Effects of changing cost values on landscape connectivity simulation [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(22) : 7367-7376.

[23]岳邦瑞. 图解景观生态规划设计原理[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2017: 178. YUE B R. Landscape ecological planning and design[M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2017 : 178.

[24]杨阳, 蔡怡敏, 白艳莹, 等. 焦岗湖湿地土地利用格局演变及区域可持续性评价[J]. 环境科学, 2015, 36(6): 2320-2326. YANG Y, CAI Y M, BAI Y Y, et al. Land Use Pattern Change and Regional Sustainability Evaluation of Wetland in Jiaogang Lake [J]. Environmental Science, 2015, 36 (6) : 2320 -2326.

[25]张蕾, 苏里, 汪景宽, 等. 基于景观生态学的鞍山市生态网络构建[J]. 生态学杂志, 2014, 33(5): 1337-1343. ZHANG L, SU L, WANG J K, et al. Establishment of ecological network based on landscape ecology in Anshan [J]. Chinese Journal of Ecology, 2014, 33(5) : 1337-1343.

[26]朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度[J]. 生态学报, 2005(9) : 2406-2412. ZHU Q, YU K J, LI D H. The width of ecological corridor in landscape planning [J]. Acta Ecologica Sinica, 2005 (9): 2406-2412.