

DOI: 10.5846/stxb202108272408

屠越, 刘敏, 高婵婵, 孙彦伟, 蔡超琳, 苏玲. 大都市区生态源地识别体系构建及国土空间生态修复关键区诊断. 生态学报, 2022, 42(17): 7056-7067.

Tu Y, Liu M, Gao C C, Sun Y W, Cai C L, Su L. Construction of ecological sources identification system for metropolitan areas and diagnosis of key areas for ecological restoration in nationally spatial areas. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(17): 7056-7067.

大都市区生态源地识别体系构建及国土空间生态修复关键区诊断

屠 越^{1,2,4}, 刘 敏^{1,2,*}, 高婵婵¹, 孙彦伟^{2,3}, 蔡超琳¹, 苏 玲¹

1 华东师范大学生态与环境科学学院, 上海 200241

2 自然资源部大都市区国土空间生态修复工程技术创新中心, 上海 200241

3 上海市建设用地和土地整理事务中心, 上海 200003

4 上海广境规划设计有限公司, 上海 201822

摘要: 构建生态安全格局是保障城市生态安全的必要手段, 科学识别生态源地是构建生态安全格局的基础。以高度城市化的大都市区——上海市为研究对象构建生态源地识别体系, 探究不同土地利用数据源与指标权重对生态源地识别的影响。在此基础上, 基于最小累积阻力模型(MCR)与电路理论构建生态阻力面, 识别生态保护与修复优先区域, 对已有研究仅关注保护/修复的情况进行补充。结果表明: (1) 自然生态本底仍是识别生态源地的重要指标, 加入人类需求指标可填补已有研究对高度城市化源地识别针对性和丰富性的不足。生态系统服务格局、生态环境安全格局与环境友好格局权重为 5:2:1 时, 源地识别效果最佳。(2) 上海市生态源地空间和数量分布极不均匀, 破碎化是首要问题。上海市现有(2017 年)生态源地 202 个, 共 920.96 km², 占总面积 14.53%, 其中微型源地(面积<3 km²)数量高达 82.67%。城市化水平影响生态源地分布, 外环是源地数量与总面积的分水岭, 郊环是源地平均面积的重要界线。(3) 上海市以“面(源地)-线(廊道)-点(优先点)”组成生态保护网络, 其中生态廊道 442 条, 生态保护优先点 306 个, 重要点线分布集中于中心城区边界。上海市生态修复优先区域 325.47 km², 其中障碍点 309.78 km², 需优化的非生态斑块 95 个(15.69 km²), 大都市区的生态修复重点区域应聚焦于城市化扩散的阻力区域, 且应多关注生态价值适中的草地与耕地。研究工作可为其他高度城市化区域, 以及处于高速城市化发展进程城市的国土空间生态修复关键区识别提供借鉴与参考。

关键词: 生态源地; 生态安全格局; 生态系统服务; InVEST 模型; 上海市

Construction of ecological sources identification system for metropolitan areas and diagnosis of key areas for ecological restoration in nationally spatial areas

TU Yue^{1,2,4}, LIU Min^{1,2,*}, GAO Chanchan¹, SUN Yanwei^{2,3}, CAI Chaolin¹, SU Ling¹

1 School of Ecological and Environmental Sciences, East China Normal University, Shanghai 200241, China

2 Technology Innovation Center for Land Spatial Eco-restoration in Metropolitan Area, Ministry of Natural Resources, Shanghai 200241, China

3 Shanghai Land Consolidation and Rehabilitation Center, Shanghai 200003, China

4 Shanghai Grand Planning and Design Company Limited, Shanghai 201822, China

Abstract: Construction of ecological security pattern is a necessary means to ensure urban ecological security. Accurate identification of ecological sources is the basis for the construction of ecological security pattern. In this study, ecological source identification system is constructed in Shanghai, a highly urbanized metropolitan area. The influences of different land use data sources and index weights on the identification of ecological sources are investigated. On the basis of this

基金项目: 国家自然科学基金项目(41977399); 上海市城市化生态过程与生态恢复重点实验室开放课题项目(SHUES2020A13)

收稿日期: 2021-08-27; **采用日期:** 2021-12-29

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: mliu@re.ecnu.edu.cn

identification, ecological resistance surfaces are constructed with the minimum cumulative resistance model (MCR) and circuit theory to identify priority areas for ecological protection and restoration, which could complement the existing studies that focus only on protection/restoration. The results show that (1) the naturally ecological background is still an important indicator for identifying ecological source areas, and the addition of human demand indicators can fill the lack of relevance and richness of existing studies for identifying highly urbanized source areas. The best recognition is reached when the weighting of ecosystem service pattern, ecological and environmental safety pattern and environmentally friendly pattern is 5:2:1. (2) The spatial and quantitative distribution of ecological sources in Shanghai is extremely uneven, and fragmentation is the primary problem. There were 202 ecological source sites in Shanghai in 2017, totaling 920.96 km², accounting for 14.53% of the total area, of which the number of micro-source (area <3 km²) was 82.67%. The level of urbanization affects the distribution of ecological sources. The outer ring is the watershed between the number of source sites and the total area, and the suburban ring is the important boundary of the average area of source sites. (3) Shanghai's ecological protection network is composed of surface (source sites)-line (corridors)-point (priority points), including 442 ecological corridors and 306 priority points for ecological protection, with important points and lines concentrated in the central urban boundary. The priority areas for ecological restoration in Shanghai are 325.47 km², including 309.78 km² of obstacle points, and 95 non-ecological patches (15.69 km²) need to be optimized. The priority areas for ecological restoration in the metropolitan area should focus on the areas of resistance to urbanization spreading, and more attention should be paid to grassland and arable land with moderate ecological value. The study can be used as a reference for identifying key areas for ecological restoration in other highly urbanized areas and cities in the process of rapid urbanization.

Key Words: ecological source area; ecological security pattern; ecosystem services; InVEST model; Shanghai

随着城市化进程加快,维持生态安全与城市发展的平衡成为新时代目标,强调人与自然和谐共生的国土空间生态修复成为国家战略工程^[1]。构建生态安全格局作为维持城市生态安全的重要方法,能够有效提升生态系统结构和功能的完整性,是识别国土空间生态修复关键区域的重要手段^[2]。

生态源地指在维持生态功能及生态过程中起重要意义的斑块,不仅是本地种的重要栖息地,也是维持生态系统服务、保障其完整性与连通性,并提供给人类生产生活丰富产品的重要区域^[3-4]。科学和准确识别生态源地是生态安全格局构建与国土空间生态修复的重要目标,构建因地制宜的生态源地识别体系是技术核心,各地因生态安全需求不同,生态源地识别体系差异较大。研究初期多采用提取自然本底较佳的自然保护区等作为源地^[5],后发展为通过多指标体系识别的方法^[6-7]。生态安全格局构建与优化的研究起源于景观生态学背景下的自然资源保护措施^[8],对生态系统功能及过程进行探究^[9-13],近年来逐渐将人类对自然的影响因素考虑其中^[14],以期实现人地耦合目标。生态安全格局构建的相关研究逐渐形成“源地-阻力面-廊道”范式^[15-17]。

目前生态源地评价体系相互包含、错综复杂,没有统一标准。已有研究多以基于生态源地定义的生态系统服务价值^[7,18]、生态敏感性^[19]、粒度反推法^[20]、热点分析法^[21]、政府决策或居民意见^[22],或结合以上多种方法^[23-24]识别生态源地。研究多选取近自然区域^[7],或叠加社会经济因素识别生态源地,较少提及人类需求与自然因素的耦合及指标权重的选取。现有研究多针对生态本底较佳区域,较少以人口高聚集性为特点的大都市为研究对象,探究大都市生态安全格局构建与优化。在构建生态阻力面体系方面,已有研究大多仅考虑某一类指标层,如仅根据土地利用类型构建阻力面^[7]。此外,已有研究针对生态保护与生态修复关键区域的概念与识别方法阐述较为模糊^[20]或直接混谈^[18,24],导致生态保护与修复重点区域与生态网络构建优化等概念互相关联,关系不甚明确。

本研究以高度城市化的上海市为例,结合基于自然的生态系统服务格局与基于人类的生态环境安全格局与环境友好格局,探究不同土地利用数据源与各格局指标权重对生态源地识别的影响,构建上海市生态源地

识别体系,并叠加《上海市生态保护红线》识别生态源地;在此基础上,构建综合生态阻力面,通过最小累积阻力模型及电路理论识别生态保护优先区域(廊道、优先点)与生态修复优先区域(生态障碍点、需优化的非生态用地),构建上海市生态安全格局^[25],并提出修复策略,以期上海市国土空间生态保护与修复及未来城市规划提供参考,为其他高度城市化区域,以及处于高速城市化发展进程城市的国土空间生态修复工作提供参考。

1 研究区概况

上海市(30°40′—31°53′ N, 120°52′—122°12′ E)地处华东地区,长江与黄浦江汇入东海处,北接江苏省,西邻浙江省。上海市总面积 6340.5 km²,平均海拔约 4 m,地势较平坦,年均气温 17.3 °C,年均降水量 1649.1 mm,气候湿润温和。2019 年上海市常住人口 2481.34 万(约为全国 1.76%),国内生产总值(Gross Domestic Product, GDP)37987.55 亿元(约为全国 3.86%),经济发展促使城市快速扩张,2019 年上海市城市化率高达 88.10%,远高于全国平均水平(60.60%),2004 年至 2017 年建设用地面积上涨 69.21%,从 1825 km²增长至 3088 km²^[26]。虽然上海市城市化水平较高,但自然资源丰富,是典型的河口湿地城市,具有较高的生态保护研究价值。

2 研究方法数据来源

2.1 数据来源及处理

本研究采用的基础数据包括土地利用数据集、生境威胁因子数据集、植被因子数据集、水资源环境数据集以及兴趣点数据集。

土地利用数据是生态源地识别和国土空间生态修复的关键数据源,由于解译单位或技术手段不一致,目前不同土地利用产品间存在一定差异。同时,由于遥感数据和解译方法的局限性,目前土地利用数据的质量存在不确定性(分类精度^[27]、分辨率^[28]及分类方法^[29]等),进而对大都市区生态源地和国土空间生态修复关键区的准确识别产生影响。为客观识别大都市区生态源地,选取 4 个土地利用主流产品,探究不同土地利用数据对生态源地准确识别的影响。土地利用数据分别来源于清华大学宫鹏团队(FROM-GLC10^[28], 10 m, 2017 年;FROM-GLC30^[29], 30 m, 2017 年)、中国科学院空天信息创新研究院(GLC-FCS30, 30 m, 2020 年, <https://zenodo.org/record/4280923#>)及中科院资源环境科学数据中心(CAS-LUCC30, 30 m, 2020 年, <http://www.resdc.cn/data.aspx?DATAID=335>)。

生境威胁因子数据来自 OpenStreetMap 平台(2020 年);植被因子数据中植被净初级生产力(NPP)来自美国航天局(2017 年, <http://reverb.echo.nasa.gov>);归一化植被指数(NDVI)来自中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台(2017 年);水资源环境数据集中年累积降水量来自中国气象数据网(2017 年),河网密度来自 OpenStreetMap 平台(2020 年);兴趣点数据集中污染性工厂数据来自百度地图 API(2020 年),公园数据来自 OpenStreetMap 平台(2020 年);社会因子数据集中人口密度(POP)及国内生产总值(GDP)来自中科院资源环境科学数据中心(2015 年),夜间灯光数据来自全球光污染地图(2020, <https://www.lightpollutionmap.info>)。

2.2 生态源地识别指标及方法

基于生态安全的广义层面概念^[6],生态源地要满足人类-自然耦合的目标。本文分别从基于自然的生态系统服务格局及基于人类的生态环境安全、环境友好格局识别生态源地(表 1)。生态系统服务格局代表传统自然环境的生态价值,生态环境安全格局代表人类对空间蓝绿资源需求的生态价值,环境友好格局代表人类活动造成自然环境变化(包括负向和正向)的生态价值。从自然需求出发,生态源地要满足维持生态过程完整、生态系统服务可持续,并预防生态系统退化^[30]。生物多样性价值代表区域物种丰富度,生境质量代表区域生物生存的环境质量,植被净初级生产力(NPP)反映生态系统可持续发展能力,而景观连通性指数代表斑

块对整体景观生态过程与完整度的贡献。从人类需求及影响出发,生态环境安全格局通过 NDVI、年累积降水量及河网密度代表区域蓝绿资源的分布情况;环境友好格局则通过提取人类活动造成自然环境变化的污染性工厂分布(负向)及公园分布(正向)两个因素构建区域人类活动影响分布。

考虑到植被净初级生产力与归一化植被指数高度共线,为尽量消除重复计算的误差,并保留二者的差异性表达,统筹考虑已有文献指标权重,降低植被净初级生产力权重(生物多样性服务价值:生境质量:植被净初级生产力:景观连通性=1:1:0.3:1),以确保同类型/相似指标权重之和与已有研究较为一致。

不同权重代表自然环境与人类需求对大都市区生态源地识别重要性的不同占比;权重一(1:1:1)到权重三(5:2:1)逐渐增加自然环境相对于人类需求的重要性,对照组为不加入人类需求指标的传统源地识别方法。结合源地识别效果及已有生态资源分布,确定大都市区人类需求指标添加的有效性 & 源地最佳识别效果的指标比重。将三个格局按照不同权重赋值叠加,经自然断点法分为五级,一级至五级赋值之和逐渐升高,取四级、五级区域为生态源地。

表 1 基于生态安全格局的生态源地识别的指标及方法
Table 1 Index and method of ecological source identification based on ecological security pattern

识别方法 Identification method	指标层 Index layer	指标作用 Index function	方法 Method	权重一 Weight 1	权重二 Weight 2	权重三 Weight 3	对照组 Control group
生态系统服务格局 Ecosystem service pattern	生物多样性	+	生物多样性服务当量	1	3	5	1
	生境质量	+	InVEST 模型				
	植被净初级生产力(NPP)	+	数据产品重采样				
	景观连通性	+	连通性指数分析				
生态环境安全格局 Ecological environment security pattern	归一化植被指数(NDVI)	+	数据产品重采样	1	1	2	0
	年累积降水量	+	样条函数插值法				
	河网密度	+	线密度计算法				
环境友好格局 Environment-friendly pattern	距污染性工厂的距离	-	欧式距离法	1	1	1	0
	距公园距离	+	欧式距离法				

2.2.1 生物多样性服务评估

根据生物多样性服务当量评估生物多样性服务价值^[31]。其中,林地为 4.51,湿地为 3.69,水体为 3.43,灌丛取林地与草地平均值,为 3.19,草地为 1.87,耕地为 1.02,不透水面和裸地为 0。

2.2.2 生境质量评估

生境质量指生态环境能够维持生物生存繁衍的能力,影响因素为土地利用类型与生境威胁因子。本文使用 InVEST 模型的生境质量(Habitat Quality)模块评估研究区域的生境质量^[18,24]。模型将不同土地覆被与胁迫因子建立联系,评估生境质量分布特征,公式如下:

$$Q_{xy} = H_j [1 - (D_{xy}^2 / D_{xy}^2 + k^2)]$$
 (1)

式中: Q_{xy} 是土地覆被类型 j 区域栅格 x 的生境质量; D_{xy} 是土地覆被类型 j 区域栅格 x 的生态环境胁迫程度; H_j 为土地覆被类型 j 的生态环境适宜度; k 为半饱和常数。

2.2.3 景观连通性分析

景观连通性代表生态系统中物质、能量及信息流动的困难程度。可能连通性指数(PC)既可以表征区域整体连通性,也可以表征各斑块相较整体的连通性高低^[32],故本文选取 PC 进行景观连通性分析,其范围为 0 到 1,随值增大连通性增强,公式如下:

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

式中, n 为研究区域的斑块总数, a_i 和 a_j 分别为斑块 i 和斑块 j 的面积, A_L 为研究区域总面积, P_{ij}^* 为斑块 i 和 j

之间连通的概率。

斑块重要值代表现有斑块对于维护景观连通性的性,以百分比表示。针对 PC 指数,斑块重要值(dPC)公式为:

$$dPC(\%) = \frac{PC - PC_{\text{remove}}}{PC} \times 100 \quad (3)$$

式中, PC 为所有斑块均存在于研究区域时的可能连通性指数值, PC_{remove} 为移除某斑块后的可能连通性指数值。

2.3 生态阻力面设置

生态系统中物质、能量与信息的传递需要克服阻力^[33],本文通过最小累积阻力模型构建生态阻力面,模型公式如下:

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

式中: MCR 为最小累积阻力值; f 代表最小累积阻力与研究区域生态过程的函数; $\min$ 为最小值; D_{ij} 为源 j 到栅格 i 的空间距离; R_i 为栅格 i 对生态流动的阻力值。

综合生态阻力面由人类活动格局与自然环境格局组成。人类活动格局下的综合阻力由不透水面、污染性工厂、道路、POP 与 GDP 为指标构建^[24,34-35]。传统研究多以土地利用类型直接定义阻力值,未考虑物质与能量间的相互影响^[20],故本研究加入基于空间自相关的克里金插值法,作为表征气体、液体或微小固体运动扩散的隐性阻力^[36],将基于土地利用类型的显性阻力面与隐性阻力面叠加形成自然环境格局阻力面。克里金法公式如下:

$$\hat{Z}(s_0) = \sum_{i=q}^N \lambda_i Z(s_i) \quad (5)$$

其中, $Z(s_i)$ 为第 i 个栅格的数值; λ_i 为第 i 个栅格权重; s_0 为预测的栅格; N 为栅格总数。

2.4 生态保护优先区域识别

生态系统的物质与能量流动在景观尺度上通过斑块-廊道结构进行^[37-38]。研究利用基于最小累积阻力模型与电路理论的 Linkage Mapper 工具识别生态廊道,并判断廊道宽度,单位长度阻力低(前 10%)的生态廊道为需保护的廊道,反之(后 10%)为需修复的廊道;生态节点是重要生态廊道的交点/折点^[39-40];生态夹点是景观连通性较高区域,有着重要的生态保护价值^[41-42],使用 Pinchpoint Mapper 工具识别。由于夹点与节点分布高度一致,合并作为生态保护优先点,包含重要廊道的交点、折点为一级点,非重要廊道间的交点与折点为二级点。

2.5 生态修复优先区域识别

生态障碍点指修复后能够提升区域整体连通性、区域生态系统功能与生态安全的区域,是生态修复优先区,使用 Linkage Mapper 工具识别。通过设置低阻力移动搜索窗口判断提升窗口内生态环境对研究区域整体连通性的提升作用^[24]。比值越大,窗口区域生态修复优先程度越高。最小成本距离公式如下:

$$LCD' = CWD1_{\min} + CWD2_{\min} + (L \times R') \quad (6)$$

式中, LCD' 为将障碍移除后的最小成本距离, $CWD1_{\min}$ 和 $CWD2_{\min}$ 分别为窗口至两个源地的最小累积阻力值, L 为移动窗口的长轴长度, R' 为窗口新阻力值。

粒度反推法基于反证法,通过构建不同粒度下的生态用地结构,确定最佳景观连通性的粒度,反套回原始数据识别重要生态斑块(最佳粒度与原始资料一致的斑块)与转换为生态用地后能够增加景观连通性的斑块(最佳粒度相连,原始资料不相连的斑块)^[20]。

3 结果与讨论

3.1 生态源地诊断与识别

上海市四种数据源土地利用类型占比如图 1,不透水面、裸地及耕地面积之和占比均超过 75%。四种土

地利用数据中 FROM-GLC10 的不透水面面积占比最高(43.02%),与同年中国统计年鉴的上海市建设用地面积占比(48.70%)最接近^[43],耕地面积(2566.75 km²)与基于 Landsat 遥感数据解译结果(2784 km²)最接近^[44]。草地面积占比存在较大差异, FROM-GLC10(8.61%)远高于其他三种(0.39%、0.48%及 1.38%),且与通过 Landsat TM 为数据源人机结合解译所得的 2015 年上海市林地面积占比(7.00%)较为接近^[45]。造成草地面积差异的可能原因为分辨率提升导致斑块面积较小的草地被识别出来,或较低分辨率三种数据源的部分草地斑块被错误归类为林地。综上, FROM-GLC10 对草地、耕地及建设用地/不透水面的识别效果与已有研究或已发表报告最为接近;数据分辨率主要影响草地识别,其识别效率随分辨率增加而提升。

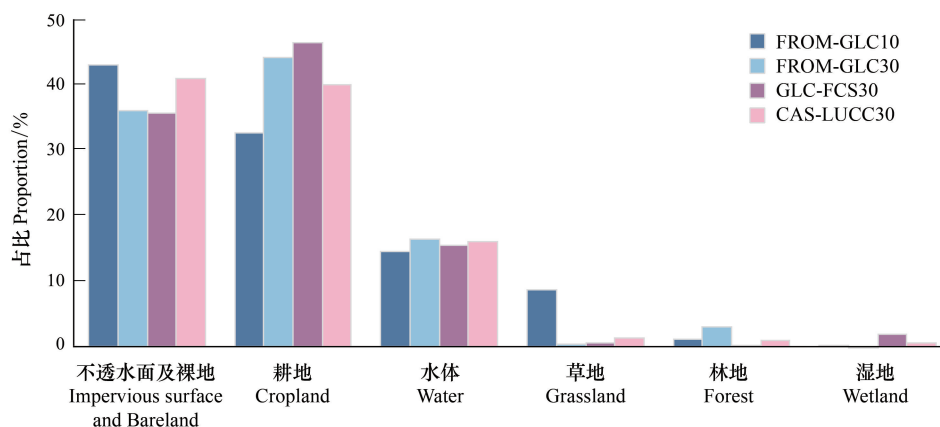


图1 上海市四种土地利用/覆盖数据源土地利用类型占比分布

Fig.1 Distribution of land use types in four land use/cover data sources in Shanghai

FROM-GLC10 与 FROM-GLC30 为清华大学宫鹏团队等发布的全球土地覆盖数据集, GLC-FCS30 为中科院空天信息创新研究院发布的首个全球(除南极洲)的土地利用数据集, CAS-LUCC30 为中科院建立的多时期土地利用遥感信息库

上海市生态安全综合赋值五级分布如图 2 所示。权重一(1:1:1)识别出的生态源地面积较大,其中面积较多的较高值区域(四级)在权重二(3:1:1)中被两极化,部分转化为高值区域(五级),如淀山湖、滴水湖与周边林地区域以及崇明区北部滩涂,部分转化为低值区域(一至三级),如崇明区、金山区及奉贤区。较高值的两极化转变有效提升了生态源地提取的便捷性。

不同权重下生态源地识别效果差异较大。权重一(1:1:1)对于自然本底环境较佳的区域(淀山湖、滴水湖以及崇明区滩涂)识别效果不佳,且部分行政区(金山区、奉贤区、浦东新区及崇明区)源地识别面积过大,有悖生态源地选取原则,故认为选取权重一识别生态源地不适宜。权重二(3:1:1)与权重三(5:2:1)生态源地分布相似,差异主要集中于耕地,由于大都市区耕地能够体现出更多生态价值^[46],权重三(5:2:1)能够提取部分高生态价值耕地,而权重二(3:1:1)却将大片耕地无差别保留,不能有效识别出高价值耕地,故选择权重三(5:2:1)作为识别源地的最佳权重。

不同土地利用数据源对源地识别也存在显著差异,主要体现在中心城区的源地识别效果、重要蓝绿资源识别完整性、提取出源地面积的适宜性三个方面。FROM-GLC10 与 FROM-GLC30 对中心城区源地的识别效果优于 CAS-LUCC30 与 GLC-FCS30; CAS-LUCC30 未能识别出淀山湖, FROM-GLC30、GLC-FCS30 未能识别出崇明区北部的滩涂; GLC-FCS30 在部分行政区(金山区、奉贤区)识别出的四级区域面积过大,保护效益较低。综上,识别上海市生态源地效果最佳的土地利用数据源为 FROM-GLC10,三种格局权重为权重三(5:2:1)。

3.2 现状生态源地空间分布

研究识别上海市生态源地 202 个,总面积 920.96 km²,主要分布在非中心城区范围,呈现南北较多、东西较少的规律(图 3)。非中心城区共 198 个生态源地,其中浦东新区最多(39),崇明区(32)次之,松江区、奉贤区、金山区均超过 20 个,宝山区仅 5 个;中心城区仅 4 个生态源地,杨浦区 2 个,普陀区与长宁区各 1 个,其余



图2 上海市生态安全综合赋值五级分布

Fig.2 Five-level distribution of comprehensive valuation of ecological security in Shanghai

无生态源地。嘉定区生态源地虽然数量(18)高于闵行区(10),但面积(26.70 km^2)小于闵行区(31.34 km^2),说明区域斑块破碎程度较高;金山区生态源地面积较大(97.51 km^2)而数量(23)相对较少,斑块破碎程度较低,连通性较佳。将直接提取自然保护区、公园及林地等生态本底较佳区域作为源地^[47]的识别效果与本文进行对比,二者大体分布趋势相似,但本研究识别的源地在更小斑块、更多元化用地类型方面具显著优势,差异集中在崇明区北侧与东南侧(湿地与水体)、青浦区西侧(淀山湖水体)、金山区西北侧(耕地)及浦东新区中部(草地)。对比直接识别法,多指标生态源地的识别结果与本研究更为相似,如 Bai 等基于生态系统服务、生

态脆弱性、生物多样性及政府与居民意见识别的生态源地^[22],不同的是 Bai 等识别出了更多崇明区的耕地与浦东新区的草地,这与加入碳储量与固碳功能、生态脆弱性等指标有关。

按面积规模将上海市生态源地分为微型、小型、中型、大型和特大型(表 2)。生态源地的数量随规模减小而快速上升,微型生态源地数量高达 167 个,占 82.67%,而大型及特大型生态源地均仅 3 个。上海市微型生态源地数量远超于其他规模源地,生态源地破碎化程度严重,保护与修复任务迫切。

上海市生态源地的空间分布受到城市化水平的显著影响(表 3)。城市化水平较低区域(外环以外)生态源地数量及面积相较外环内大幅增加,数量从 5 个上升到 92 个,总面积从 11.10 km² 上升到 167.02 km²,但平均面积略有降低;郊环以外区域(102)及外环-中环区域(92)生态源地数量差异较小,但郊环以外源地总面积是外环-郊环的 4.4 倍,即城市化水平最低的郊环以外区域生态源地连通性最佳。综上,上海市生态源地的数量与面积与城市化水平高度相关,以外环为界,以内源地数量与总面积极少,分别为 3.96%与 1.69%;生态源地的平均面积以郊环为界,以外(7.24 km²) 远超以内(0.96 km²—2.22 km²)。

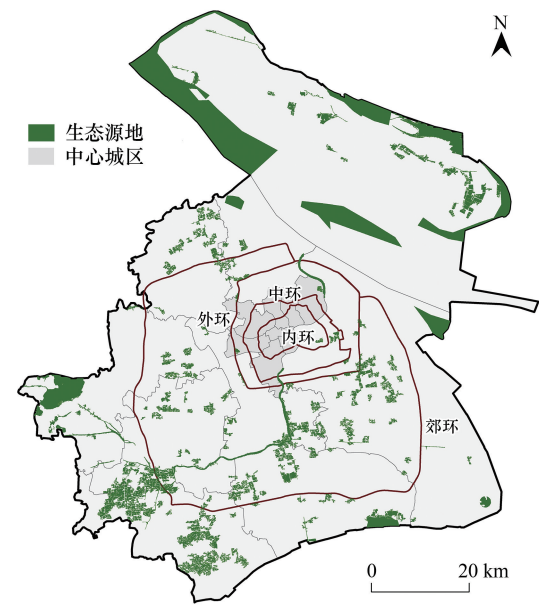


图 3 上海市生态源地分布

Fig.3 Spatial distribution of ecological sources in Shanghai

表 2 上海市生态源地面积分类统计

Table 2 Area classification statistics of ecological sources in Shanghai		
分类 Type	规模 Scale	数量 Number
微型生态源地 Micro-ecological sources	≤3 km ²	167
小型生态源地 Small-ecological sources	>3 km ² , ≤10 km ²	22
中型生态源地 Medium-ecological sources	>10 km ² , ≤30 km ²	7
大型生态源地 Large-ecological sources	>30 km ² , ≤50 km ²	3
特大型生态源地 Great-ecological sources	>50 km ²	3
合计 Total		202

表 3 上海市城市四个环线划分区域的生态源地分布

Table 3 Distribution of ecological sources of four rings in Shanghai				
环线范围 Ring range	城市化水平 Urbanization level	生态源地数量 Number of ecological sources	平均面积/km ² Average area	总面积/km ² Total area
内环以内 Inside the Inner ring	高	1	0.96	0.96
内环-中环 Inner ring-Middle ring	较高	2	1.74	3.47
中环-外环 Middle ring-Outer ring	中等	5	2.22	11.10
外环-郊环 Outer ring-Suburban ring	较低	92	1.82	167.02
郊环以外 Outside the suburban ring	低	102	7.24	738.41
合计 Total		202	5.92	920.96

3.3 生态保护与修复优先区域识别

上海市自然环境格局阻力、人类活动格局阻力与综合生态阻力分布基本一致,高值区域主要集中在中心城区(图 4)。中心城区中,长宁区与杨浦区在自然环境与人类活动格局的高阻力面积低于其余行政区;由于宝山

区周边丰富的绿地资源将中部不透水面包围,其中部阻力值较高而周边阻力值较低。与已有研究相比,在总体阻力面分布趋势保持一致的前提下突出了人类活动对综合阻力的贡献,丰富了中心城区阻力面的变化^[47]。

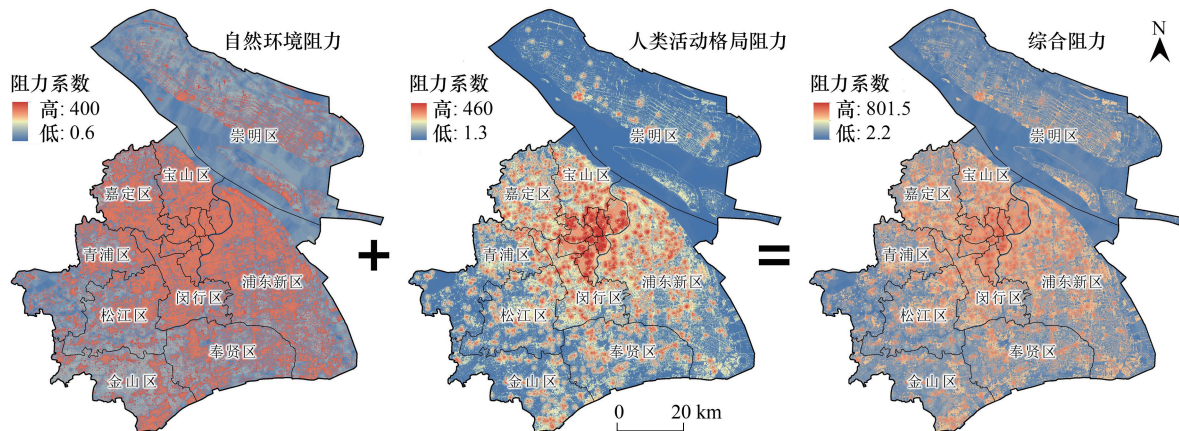


图4 基于“人类-自然”耦合的上海市生态阻力面空间分布

Fig.4 Spatial distribution of ecological resistance surface in Shanghai based on coupling of “Human-nature”

上海市生态保护优先区域由“面(源地)-线(廊道)-点(优先点)”组成(图5),生态源地及生态廊道的分布与上海市政府2021年6月批复的《上海市生态空间专项规划(2021—2035)》中“九廊十区”分布较为一致^[48]。研究识别出生态廊道共计442条,根据已有研究^[49—50],廊道宽度取400 m时整体生态效益较高。高阻力廊道围绕中心城区分布,少部分位于浦东新区中部;低阻力廊道主要分布于远离中心城区的上海市行政区边界附近,包括崇明区北部、浦东新区东部、奉贤区南部及青浦区南部。本研究生态廊道的空间分布特征与已有研究类似^[47,51],且较好的弥补了已有研究针对中心城区生态廊道匮乏的不足。上海市生态保护优先点共306个,浦东新区最多(87),奉贤区(43)、松江区(35)、青浦区(33)、崇明区(32)及嘉定区(30)数量较多,金山区(18)、宝山区(14)及闵行区(13)数量较少,中心城区除长宁区(1)外均没有分布。

上海市生态修复优先区域由生态障碍点与需优化的非生态斑块组成(图6),二者分布差异显著,嘉定区及浦东新区较多。生态障碍点区域共309.78 km²,主要分布在中心城区外东、西、南侧,浦东新区面积最大,为96.14 km²,崇明区及中心城区不存在障碍点区域或极少分布,区域景观一致性较强;上海市最佳生态景观组分为400 m,需要优化的非生态斑块主要集中在嘉定区北部与浦东新区中部,主要为耕地与不透水面,共95个,占地15.69 km²。

需优化的非生态斑块与生态障碍点作用均为提升连通性。基于粒度反推法提取的需优化区域通过合并或剔除生态斑块,减少斑块间隔,目的为提升研究区域整体的景观连通性;生态障碍点通过减少高阻力斑块增加源地间生态流动,目的为提升生态源地间的连通性。已有研究鲜有将二者进行比较或叠加讨论,或仅考虑对研究区域整体连通性的提升^[3,20,34],或以提升生态斑块/源地间连通性为目的^[7,18,24,51],而二者对于生态安

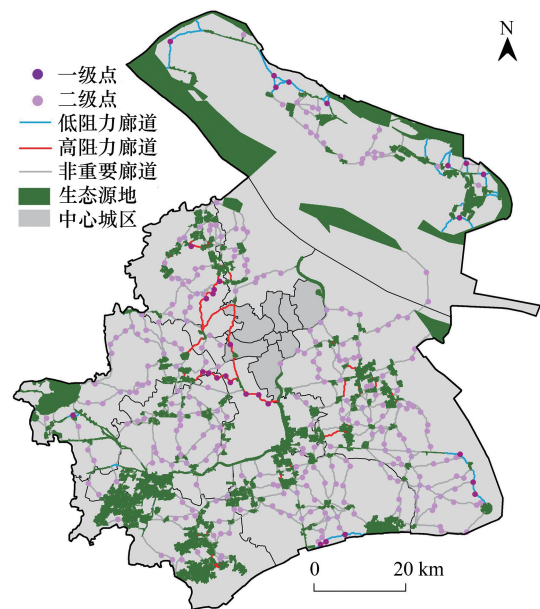


图5 上海市生态保护优先区域

Fig.5 Priority areas of ecological protection in Shanghai

全提升均存在重要意义,且针对上海市研究发现其互不重叠,或针对生态安全提升具有叠加效应。

生态保护与修复区域存在重叠情况,即作为现状生态本底较佳的保护区,依然具有很大修复提升潜力,应作为重点修复对象。主要集中在嘉定区南部、宝山区中南部、浦东新区中部及长宁区北部,大多为草地与耕地。对比上海市近 40 年土地利用变化状况发现,大多重叠区在周边城市化程度逐渐加深的情况下自身生态并未发生较大恶化,即大都市的生态修复重点区域应聚焦于城市化扩散的阻力区域,且应多关注生态价值适中的草地与耕地。

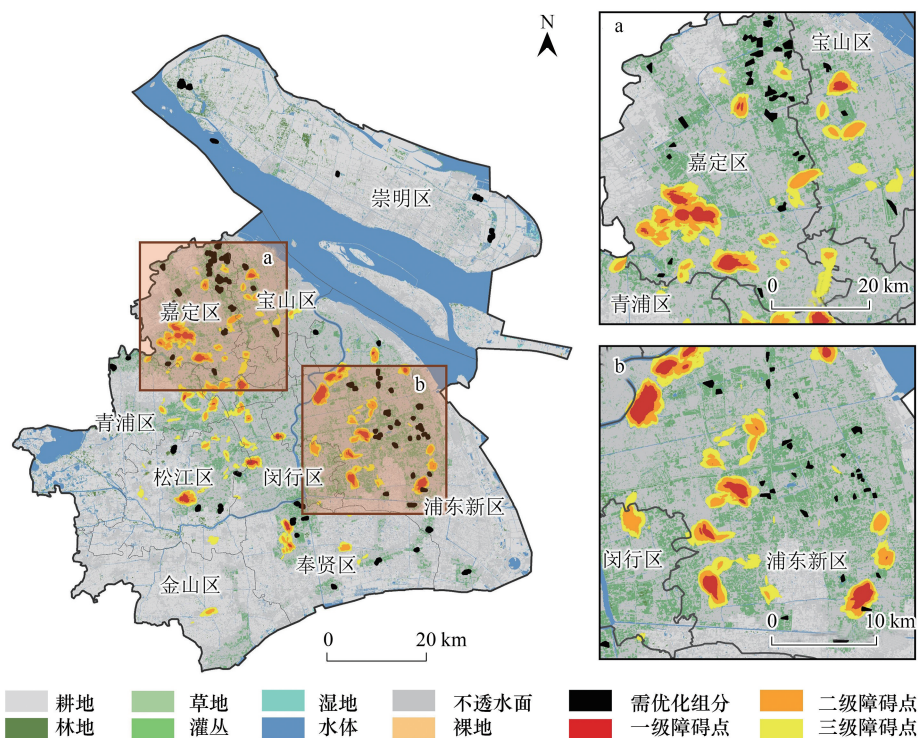


图 6 上海市生态修复优先区域分布

Fig.6 Distribution of priority areas of ecological restoration in Shanghai

4 结论

以高度城市化的上海市为对象构建生态源地识别体系,探究不同土地利用数据源与各指标权重对生态源地识别的影响,辅以《上海市生态保护红线》确定生态源地。在此基础上构建适宜大都市的综合生态阻力面,识别生态保护与生态修复的优先区域。结论如下:

(1) 生态源地识别结果受生态系统服务格局、生态环境安全格局与环境友好格局权重的综合影响。综合考虑蓝绿资源分布与上海市生态保护红线,当三个格局的构成权重为 5:2:1 时上海生态源地识别效果最优。基于该识别体系,最终识别上海市现状生态源地 202 个,面积 920.96 km²,总体呈沿中心城区向外辐射递增趋势,南北向分布较为密集。生态源地破碎化较为严重,微型生态源地(面积<3 km²)数量占主导地位(167/202)。浦东新区与嘉定区破碎化程度高,崇明区与金山区连通性强。城市化水平影响生态源地分布,其集中于外环以外(194 个, 167.02 km²),外环以内仅 8 个微型源地(15.53 km²),郊环以外源地平均面积增幅较大(7.24 km²)。

(2) 上海市生态保护优先区域由“面(源地)-线(廊道)-点(优先点)”组成,其中,生态廊道 442 条,生态保护优先点 306 个。上海市生态修复优先区域由障碍点区域和需优化的非生态斑块组成,面积 325.47 km²,

其中,障碍点区域 309.78 km²,需优化的非生态斑块 95 个,占地 15.69 km²。大都市的生态修复重点区域应聚焦于城市化扩散的阻力区域,且应多关注生态价值适中的草地与耕地。

本文基于多源数据与“人类-自然”耦合理念构建适宜上海市的生态源地识别体系,并构建阻力面识别生态保护与修复优先区域,形成“面-线-点”的生态安全网络。目前研究在构建生态源地及阻力面指标体系时,针对多项指标间的重叠与冲突考虑不够全面,多指标优化将是下阶段的研究目标。

参考文献 (References):

- [1] 傅伯杰. 国土空间生态修复亟待把握的几个要点. 中国科学院院刊, 2021, 36(01): 64-69.
- [2] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 吴健生. 区域生态安全格局构建研究进展与展望. 地理研究, 2017, 36(03): 407-419.
- [3] 吴茂全, 胡蒙蒙, 汪涛, 凡宸, 夏北成. 基于生态安全格局与多尺度景观连通性的城市生态源地识别. 生态学报, 2019, 39(13): 4720-4731.
- [4] 李国煜, 林丽群, 伍世代, 王强. 生态源地识别与生态安全格局构建研究——以福建省福清市为例. 地域研究与开发, 2018, 37(03): 120-125.
- [5] Xu W X, Wang J M, Zhang M, Li S J. Construction of landscape ecological network based on landscape ecological risk assessment in a large-scale opencast coal mine area. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 286: 125523.
- [6] 马克明, 傅伯杰, 黎晓亚, 关文彬. 区域生态安全格局: 概念与理论基础. 生态学报, 2004, 24(04): 761-768.
- [7] 苏冲, 董建权, 马志刚, 乔娜, 彭建. 基于生态安全格局的山水林田湖草生态保护修复优先区识别——以四川省华蓥山区为例. 生态学报, 2019, 39(23): 8948-8956.
- [8] Hodson M, Marvin S. 'Urban ecological security': a new urban paradigm? *International Journal of Urban and Regional Research*, 2009, 33(01): 193-215.
- [9] Cao Y H, Liu M Y, Zhang Y, Chen C, Cao W D. Spatiotemporal evolution of ecological security in the Wanjiang City Belt, China. *Chinese Geographical Science*, 2020, 30(06): 1052-1064.
- [10] Kang J M, Zhang X, Zhu X W, Zhang B L. Ecological security pattern: a new idea for balancing regional development and ecological protection. A case study of the Jiaodong Peninsula, China. *Global Ecology and Conservation*, 2021, 26: e01472.
- [11] 卢慧婷, 严岩, 赵春黎, 吴钢. 雄安新区多尺度生态安全格局构建框架. 生态学报, 2020, 40(20): 7105-7112.
- [12] 毛诚瑞, 代力民, 齐麟, 王炎, 周旺明, 周莉, 于大炮, 赵福强. 基于生态系统服务的流域生态安全格局构建——以辽宁省辽河流域为例. 生态学报, 2020, 40(18): 6486-6494.
- [13] 张璨, 方世明. 山水资源型城镇的生态安全格局构建研究——以武汉市黄浦区为例. 长江流域资源与环境, 2020, 29(08): 1835-1845.
- [14] Dong S K, Kassam K A S, Tourrand J F, Boone R B. Building Resilience of Human-Natural Systems of Pastoralism in the Developing World: Interdisciplinary Perspectives. Switzerland: Springer, 2016: 401-403.
- [15] Griffiths G H. Land Mosaics: the Ecology of Landscapes and Regions: T. T. Forman *Cambridge University Press*, Cambridge (1995) 632 pp. *Applied Geography*, 1998, 18(01): 98-99.
- [16] 杜悦悦, 胡熠娜, 杨旻, 彭建. 基于生态重要性和敏感性的西南山地生态安全格局构建——以云南省大理白族自治州为例. 生态学报, 2017, 37(24): 8241-8253.
- [17] 朱军, 李益敏, 余艳红. 基于 GIS 的高原湖泊流域生态安全格局构建及优化研究——以星云湖流域为例. 长江流域资源与环境, 2017, 26(08): 1237-1250.
- [18] 倪庆琳, 侯湖平, 丁忠义, 李艺博, 李金融. 基于生态安全格局识别的国土空间生态修复分区——以徐州市贾汪区为例. 自然资源学报, 2020, 35(01): 204-216.
- [19] 周小丹, 胡秀艳, 王君楠, 刘瑞程, 周生路. 江苏省土地生态网络规划中源地的选取研究. 长江流域资源与环境, 2020, 29(08): 1746-1756.
- [20] 陆禹, 余济云, 陈彩虹, 余宇晨, 罗改改. 基于粒度反推法的景观生态安全格局优化——以海口市秀英区为例. 生态学报, 2015, 35(19): 6384-6393.
- [21] 和娟. 汾河源头区域景观特征及生态安全格局的优化[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2020.
- [22] Bai Y, Wong C P, Jiang B, Hughes A C, Wang M, Wang Q. Developing China's Ecological Redline Policy using ecosystem services assessments for land use planning. *Nature Communications*, 2018, 9(01): 3034.
- [23] Fu Y J, Shi X Y, He J, Yuan Y, Qu L L. Identification and optimization strategy of county ecological security pattern: a case study in the Loess Plateau, China. *Ecological Indicators*, 2020, 112: 106030.

- [24] 方莹, 王静, 黄隆杨, 翟天林. 基于生态安全格局的国土空间生态保护修复关键区域诊断与识别——以烟台市为例. 自然资源学报, 2020, 35(01): 190-203.
- [25] 屠越. 上海市生态源地识别体系构建与生态保护修复关键区识别[D]. 上海: 华东师范大学, 2021.
- [26] 上海市统计局. 2018 年上海统计年鉴. (2019-02-28). <http://tjj.sh.gov.cn/tjnj/index.html>.
- [27] Zhang X, Liu L Y, Chen X D, Gao Y, Xie S, Mi J. GLC_FCS30: global land-cover product with fine classification system at 30 m using time-series Landsat imagery. Earth System Science Data, 2021, 13(06): 2753-2776.
- [28] Gong P, Liu H, Zhang M N, Li C C, Wang J, Huang H B, Clinton N, Ji L Y, Li W Y, Bai Y Q, Chen B, Xu B, Zhu Z L, Yuan C, Suen H P, Guo J, Xu N, Li W J, Zhao Y Y, Yang J, Yu C Q, Wang X, Fu H H, Yu L, Dronova I, Hui F M, Cheng X, Shi X L, Xiao F J, Liu Q F, Song L C. Stable classification with limited sample: transferring a 30-m resolution sample set collected in 2015 to mapping 10-m resolution global land cover in 2017. Science Bulletin, 2019, 64(06): 370-373.
- [29] Gong P, Wang J, Yu L, Zhao Y C, Zhao Y Y, Liang L, Niu Z G, Huang X M, Fu H H, Liu S, Li C C, Li X Y, Fu W, Liu C X, Xu Y, Wang X Y, Cheng Q, Hu L Y, Yao W B, Zhang H, Zhu P, Zhao Z Y, Zhang H Y, Zheng Y M, Ji L Y, Zhang Y W, Chen H, Yan A, Guo J H, Yu L, Wang L, Liu X J, Shi T T, Zhu M H, Chen Y L, Yang G W, Tang P, Xu B, Giri C, Clinton N, Zhu Z L, Chen J, Chen J. Finer resolution observation and monitoring of global land cover: first mapping results with Landsat TM and ETM+ data. International Journal of Remote Sensing, 2013, 34(07): 2607-2654.
- [30] 俞孔坚, 乔青, 李迪华, 袁弘, 王思思. 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. 应用生态学报, 2009, 20(08): 1932-1939.
- [31] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 肖玉, 陈操. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法. 自然资源学报, 2008, 23(05): 911-919.
- [32] 吴健生, 张理卿, 彭建, 冯喆, 刘洪萌, 赫胜彬. 深圳市景观生态安全格局源地综合识别. 生态学报, 2013, 33(13): 4125-4133.
- [33] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局. 生态学报, 1999, 19(01): 8-15.
- [34] 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.
- [35] 荣月静, 严岩, 王辰星, 章文, 朱婕缘, 卢慧婷, 郑天晨. 基于生态系统服务供需的雄安新区生态网络构建与优化. 生态学报, 2020, 40(20): 7197-7206.
- [36] 薛亮. 一部 GIS 地学空间分析的实用教材——介绍《ArcGIS 地理信息系统空间分析实验教程》一书. 地理学报, 2006, 61(09): 896-896.
- [37] 刘慧敏, 范玉龙, 丁圣彦. 生态系统服务流研究进展. 应用生态学报, 2016, 27(07): 2161-2171.
- [38] 刘慧敏, 刘绿怡, 丁圣彦. 人类活动对生态系统服务流的影响. 生态学报, 2017, 37(10): 3232-3242.
- [39] 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(05): 1611-1618.
- [40] 王慧. 县域生态安全格局关键地段识别研究——以沛县为例[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2018.
- [41] Breckheimer I, Haddad N M, Morris W F, Trainor A M, Fields W R, Jobe R T, Hudgens B R, Moody A, Walters J R. Defining and evaluating the umbrella species concept for conserving and restoring landscape connectivity. Conservation Biology, 2014, 28(06): 1584-1593.
- [42] Koen E L, Bowman J, Sadowski C, Walpole A A. Landscape connectivity for wildlife: development and validation of multispecies linkage maps. Methods in Ecology and Evolution, 2014, 5(07): 626-633.
- [43] 国家统计局. 2020 中国统计年鉴. (2020-09-20). <http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2020/indexch.htm>.
- [44] 王文锦, 王卿, 朱安生, 黄凌, 顾莹, 王杨君, 王敏, 李莉. 2000—2018 年长三角土地利用变化对农田生态系统氮排放的影响. 环境科学, 2021, 42(07): 3442-3450.
- [45] 王玲. 基于土地利用变化的上海市生态风险评价. 农业科学研究, 2018, 39(01): 10-16.
- [46] 唐秀美, 潘瑜春, 刘玉. 北京市耕地生态价值评估与时空变化分析. 中国农业资源与区划, 2018, 39(03): 132-140.
- [47] 刘兴坡, 李璟, 周亦昀, 陈子薇, 丁永生. 上海城市景观生态格局演变与生态网络结构优化分析. 长江流域资源与环境, 2019, 28(10): 2340-2352.
- [48] 上海市绿化和市容管理局, 上海市规划和自然资源局. 《上海市生态空间专项规划(2018-2035)》公示, <https://lhss.sh.gov.cn/gggs/20200413/0039-01241CC9-626B-41B7-B769-7D87B98C03B0.html>.
- [49] 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(09): 2406-2412.
- [50] Hou Q H, Du Y, Dong W T, Zeng Z L, Zhang L D, Duan Y Q, Hou X M. Smart city oriented ecological corridor layout of Sanshui River Basin in arid area of Loess Plateau. Sustainable Energy Technologies and Assessments, 2021, 44: 100993.
- [51] 付凤杰, 刘珍环, 刘海. 基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别——以贺州市为例. 生态学报, 2021, 41(09): 3406-3414.