

DOI: 10.5846/stxb201802050308

王玉莹, 金晓斌, 沈春竹, 鲍桂叶, 刘晶, 周寅康. 东部发达区生态安全格局构建研究——以苏南地区为例. 生态学报, 2019, 39(7): - .

Wang Y Y, Jin X B, Shen C Z, Bao G Y, Liu J, Zhou Y K. Establishment of an ecological security pattern in the eastern developed regions: A case study of the Sunan District. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(7): - .

东部发达区生态安全格局构建研究 ——以苏南地区为例

王玉莹¹, 金晓斌^{1,2,3,*}, 沈春竹^{2,4}, 鲍桂叶⁴, 刘晶¹, 周寅康^{1,2,3}

1 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210023

2 国土资源部海岸带开发与保护重点实验室, 南京 210023

3 南京大学自然资源研究中心, 南京 210023

4 江苏省土地勘测规划院, 南京 210000

摘要:随着城市化进程的加快, 东部发达区面临水土流失、生态廊道阻断、栖息地破碎化等生态问题。识别重要生态用地, 构建生态安全格局, 对区域生态保护和可持续发展具有重要意义。选取苏南地区为研究区, 分别基于生物多样性保护价值、水资源安全和土壤保持 3 项指标进行生态用地识别, 结合 GIS 技术进行生态用地评价, 以高等级生态用地作为源地; 利用最小累积阻力模型, 识别缓冲区和生态廊道, 构建区域生态安全格局。取得以下研究结果: (1) 生态安全格局由源地、廊道和缓冲区共同构成。研究区内高等级 (非常重要) 生态用地面积比例为 22.97%; 将面积大于 10 km² 的高等级生态用地提取为源地, 生态源地的面积比例为 19.17%。(2) 基于最小累积阻力模型, 确定了生态缓冲区和生态廊道, 其中生态缓冲区占研究区总面积的 30.52%, 潜在生态廊道的主要景观构成耕地、林地和水域, 分别占廊道总面积的 31.82%、19.06% 和 17.27%。(3) 通过叠加城市建设用地与生态源地、生态缓冲区图层, 识别城市建设用地与生态用地的冲突区域, 总面积为 603.84 km², 占源地与缓冲区面积总和的 4.38%, 空间上主要集中在长江沿线和太湖周边。

关键词:生态安全格局; 生态源地; 生态廊道; 最小累积阻力模型; 苏南地区

Establishment of an ecological security pattern in the eastern developed regions: A case study of the Sunan District

WANG Yuying¹, JIN Xiaobin^{1,2,3,*}, SHEN Chunzhu^{2,4}, BAO Guiye⁴, LIU Jing¹, ZHOU Yinkang^{1,2,3}

1 School of Geographic and Oceanographic Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China

2 Key Laboratory of Coastal Zone Exploitation and Protection, Ministry of Land and Resource, Nanjing 210023, China

3 Natural Resources Research Center of Nanjing University, Nanjing 210023, China

4 Institute of Land Surveying and Planning of Jiangsu, Nanjing 210000, China

Abstract: Humans and nature are in an organic and dynamic equilibrium, and human beings must respect, conform to, and protect nature. However, along with continuous economic growth and urbanization, our country faces huge pressures for resources, and the environment and ecological systems are under serious threat. How to protect ecological security has become a focus for our country's sustainable development. Urban expansion is an important driving force of land use and cover change, and high-intensity human activities have greatly altered the structure of natural ecosystems, decreased ecosystem service functions, and seriously threatened regional ecological security. In recent years, a series of environmental problems have arisen, including habitat fragmentation, biodiversity reduction, and water pollution. Therefore, it is of great

基金项目: 国家科技支撑计划项目 (2015BAD06B02)

收稿日期: 2018-02-05; 网络出版日期: 2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jinxb@nju.edu.cn

importance to identify ecological land and establish an ecological security pattern for regional ecological protection and sustainable development. Although there are a lot of studies about ecological security patterns in China, in most cases, the research scale is at the municipal or county level, and there are few studies at the regional scale, especially those aimed at the eastern developed areas. The study area of this research was the Sunan District, which is in the south Jiangsu Province of eastern China. It is one of the most developed and modernized regions of China with a GDP close to the level of other developed countries, and the proportion of its urban population was 75.9% in 2016. In such a fast-growing region, it is essential to establish a landscape security pattern for the coordinated development of economy and ecology. Based on the ecological background characteristics of the Sunan District, this study quantified and mapped three ecosystem services, namely biodiversity conservation, water resource security, and soil conservation, and classified ecological land into five levels (very important, important, relatively important, general, and not important) using a GIS spatial analysis method. In order to reflect differences in the impact of different land use patterns and intensities on ecological resistance under the same land use coverage type, we used nighttime light data to modify the basic ecological resistance surface which was obtained by the expert scoring method based on land-use type assignments. The minimum cumulative resistance model was used to identify ecological corridors and buffers. The ecological sources, buffers, and corridors, collectively, made up the ecological security pattern for the study area. The results showed that the area of very important ecological land was 6365.92 km² and accounted for 22.97% of the total area. When very important ecological land above 10 km² was selected as a source, the total area was 5313.31 km² and accounted for 19.17% of the total area. The ecological buffer area was 8458.79 km² and accounted for 30.52% of the total area. As for the ecological corridors, about 31.82% was farmland, 19.06% was forested areas, and 17.27% was a water body. We believe that building a comprehensive security pattern of critical ecological lands, with the advantages of spatial linkages, is an efficient spatial approach for species conservation and landscape optimization. Therefore, our results could provide a scientific reference for regional ecological and spatial layout planning for future sustainability.

Key Words: ecological security pattern; ecological source; ecological corridor; minimum cumulative resistance (MCR); Sunan District

十九大报告提出,人类必须尊重自然、顺应自然、保护自然。过去几十年经济持续高速增长,城市化不断推进,形成了巨大的资源环境压力,生态系统面临严重威胁,保障生态安全已经成为中国社会可持续发展面临的新主题^[1]。城市化是土地利用与土地覆被变化的重要驱动力,急剧地改变着区域的景观格局,以及生态系统的结构和功能^[2],同时伴随栖息地破碎、生物多样性减少、水体污染等重大环境问题^[3-4]。当前背景下,构建生态安全格局被认为是实现区域生态安全的基本保障和重要途径^[5]。

当前,“源地—廊道”已成为生态安全格局构建及区域生态安全格局分析的典型范式^[6]。源地是对区域生态过程与功能起决定作用并对区域生态安全具有重要意义或者担负重要辐射功能的生境斑块^[6],基于不同的目标,学者们以不同的视角进行生态源地识别,如 Zagasa 等^[7]关注森林的土壤保持功能,基于 GIS 技术、利用通用流失方程,辨识了希腊奥林匹斯山的关键性水土流失防护空间;彭建等^[8]综合考虑粮食供给、土壤保持、近水游憩、产水、生境维持 5 大生态服务功能,对雄安新区的自然基底特征和生态环境现状进行评估;杨姗姗等^[9]通过生态系统服务重要性和生态敏感性评价,利用 GIS 空间分析技术划定生态红线范围,以生态红线区域作为构建生态安全格局的源地。此外,Peng 等^[10]指出生态源地的识别不仅要评估生态功能重要性,还需要考量生态退化风险对生态用地的影响。廊道是生态网络体系中对物质、能量与信息流动具有重要连通作用,尤其是为动物迁徙提供重要通道的带状区域^[11]。方法上,当前已发展出最小累积阻力模型^[12]、图论^[13]、电流理论^[14]等定量识别方法,其中最小累积阻力模型(MCR)由于能较好地模拟生物空间运动的潜在趋势与景观格局改变之间的关系,已被广泛应用于廊道识别和生态安全格局构建^[15-17]。最小累积阻力模型应用的关键在于生态阻力面的设立,已有研究大多基于土地利用/覆被类型,依据专家经验赋值^[17],但由于土地利用类型的多样性,以及土地利用与生态过程相互作用的复杂性,基于土地利用类型的均一化赋值,难以真

实反映同一土地利用覆被类型下不同土地利用方式和强度对生态阻力的影响差异,亟待深入研究能够定量表征不同空间单元生态阻力差异的针对性参数。

生态安全是区域可持续发展的必要前提,特别是对于经济发达地区,以生态安全格局为基础制定区域发展战略显得尤为重要。虽然国内对生态安全格局构建已经进行了较为深入的讨论,但研究尺度多为市级或县级^[15,18-19],区域尺度的研究较少且多集中在京津冀、长株潭城市群、关中城市群等地区^[20-22],而针对经济发展水平高、城市快速扩张的东部发达区的研究仍不多见。本文以苏南地区为研究区,尝试从生物多样性保护、水资源安全、土壤保持 3 个方面进行生态用地重要度评价并提取生态源地,采用夜间灯光数据修正景观阻力面,基于最小累积阻力模型划定缓冲区、识别生态廊道,综合构建区域生态安全格局,以期在生态文明背景下推进苏南现代化示范区建设提供参考。

1 研究区概况与基础数据

1.1 研究区概况

苏南是江苏省内长江以南地区的简称,地处长江入海口腹地,北沿长江,与上海、浙江以及安徽毗邻。苏南地区是以上海为龙头的长江三角洲经济带的核心组成部分,包括南京、苏州、无锡、常州和镇江 5 市,国土面积 27872 km²,占江苏省土地总面积的 27.17%。研究区地形以低山、丘陵、平原为主,水网密集,长江东西横贯境内。其中平原面积占苏南土地总面积 50.45%,山丘面积占 28.4%,水域面积占 21.15%。该区域内以茅山山脉为分水岭,东部为太湖平原,地势平坦、水网密布;西部为宁镇丘陵和宜溧丘陵,地势起伏较大。研究区区位示意图见图 1。

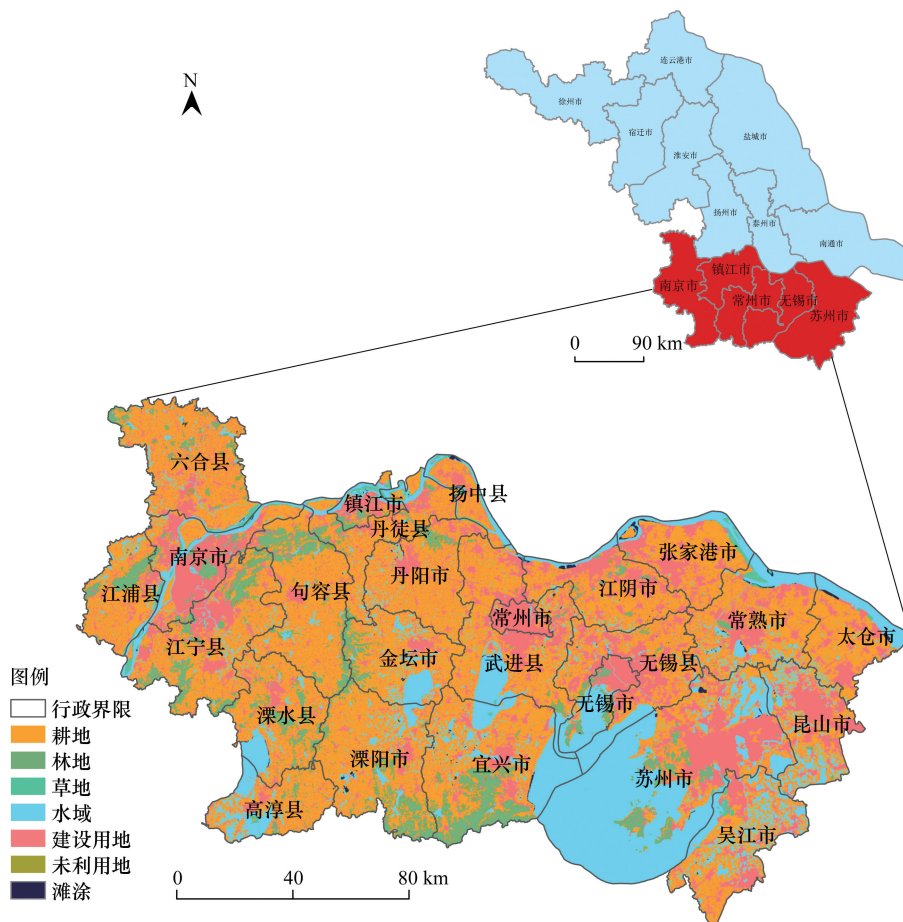


图 1 研究区区位示意图与土地利用现状

Fig.1 Location and present land use types of the study area

苏南地区地处中国东南沿海长江三角洲核心区,是近代中国现代化发轫地、民族工业发祥地、乡镇企业发源地。改革开放以来,苏南地区经历了乡镇企业发展和外向型经济发展两次历史转型,成功实现了由农业化向工业化、农村化向城镇化的转变,在各方面都实现了跨越式的发展,整体处在工业文明后期,拥有着雄厚的经济基础和完善的社會基础设施,综合发展水平走在全国的前列。2013 年,经中国国务院同意,中国国家发展改革委印发《苏南现代化建设示范区规划》,标志着中国第一个以现代化建设为主题的区域规划正式颁布实施。但苏南地区人口密度高、人地关系紧张,快速城镇化发展导致土地开发利用范围广、强度大,生态廊道阻断,生物栖息地破碎化,湖泊湿地面积日渐缩减,土地利用结构与空间布局变化产生水土流失等生态问题。在生态文明建设背景下,面对资源环境约束加剧、生态失衡等问题,构建合理的生态安全格局对保障苏南地区经济与生态协调发展具有重要意义。

1.2 数据来源及处理

本研究使用的基础数据包括土地利用数据、夜间灯光数据、气象数据、植被光谱数据等。相关数据的来源、说明及用途见表 1。

表 1 数据说明
Table 1 Data description

数据类型 Data type	时间 Year	数据精度 Data precision	数据来源 Data source	用途 Application
土地利用类型 Land use type	2015 年	1:1 万	土地变更调查成果数据库	生态用地提取,阻力面构建
DMSP/OLS 夜间灯光数据 Nighttime light data	2015 年	1 km×1 km	http://verb.echo.nasa.gov	景观阻力面修正
江苏省道路矢量图 Road vector of Jiangsu Province	2008 年		长江三角洲科学数据中心	栖息地质量计算
人口密度/(万人/km ²) Population density	2010 年	1 km×1 km	地球系统科学数据共享平台	栖息地质量计算
经济密度/(万元/km ²) GDP density	2010 年	1 km×1 km	地球系统科学数据共享平台	栖息地质量计算
高程 Elevation/m	—	30 m×30 m	ASTER GDEM	坡度坡长因子计算
归一化植被指数(NDVI) Normalized Difference Vegetation Index	2015	250 m×250 m	MODIS 影像 MOD13Q1 产品	生物多样性服务价值修正
月均降水量/mm Average monthly precipitation	2015	4 km×4 km	国家气象科学数据共享服务平台	降雨侵蚀因子计算
土壤类型 Soil type	—	1:100 万	中国科学院资源环境科学数据中心	土壤侵蚀因子计算

以土地利用数据为底图,对其他数据进行配准。综合考虑基础数据特点和可计算性,将所有数据重采样后转换为 100 m×100 m 栅格。

2 研究方法

2.1 总体思路

本文围绕研究区主要生态系统服务功能特征,结合数据可获取性、客观性等原则,选取生物多样性保护、水资源安全和土壤保持 3 项指标进行生态重要性评价,将研究区生态用地划分为非常重要、重要、较重要、一般和不重要 5 个级别,相应地赋值为 5、4、3、2、1,并提取非常重要级别的生态用地作为“源”;基于最小累积阻力模型划定生态缓冲区,构建生态廊道,形成研究区生态安全格局。

2.2 生态用地识别

(1) 生物多样性保护

生物多样性保护重要性评价即评价区域内各地区对生物多样性保护的重要性。本研究采用栖息地质量和生物多样性服务价值进行评价。栖息地质量采用 InVest 模型^[23],通过评估一定区域各种生境类型或植被

类型的范围及其退化程度来确定,计算公式如式 1。

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right] \tag{1}$$

式中, Q_{xj} 是土地利用类型 j 栅格 x 的生境质量, H_j 是土地利用类型 j 的生境适宜性, D_{xj} 是土地利用类型 j 栅格 x 的生境胁迫水平, z 为模型参数($z=2.5$), k 为半饱和常数(取默认值, $k=0.5$)。具体计算中,基于土地利用数据,选取建设用地、道路和农用地图层作为动物迁徙过程的阻碍因子,采用人口和经济密度表征人类活动强度。威胁因子和生境类型对威胁的敏感性见表 2 和表 3。

表 2 威胁因子数据
Table 2 Attributes of threat

威胁因子 Threat	最大影响距离/km Maximum impact distance	权重 weight	退化类型 Recession type
人口 Population	6	0.8	线性
GDP	7	0.9	线性
建设用地 Built-up land	10	1	线性
铁路 Railway	7	0.7	指数
高速公路 Highway	8	0.7	指数
主要道路 Primary road	5	0.5	指数
一般道路 General road	3	0.5	指数
农用地 Farmland	5	0.8	线性

表 3 生境类型及生境类型对威胁因子的敏感性
Table 3 Habitat types and degree of sensitivity to each threat

生境类型 Land-use type	生境适宜性 Habitat suitability	人口 Population	GDP	建设用地 Built-up land	铁路 Railway	高速公路 Highway	主要道路 Primary road	一般道路 General road	农用地 Farmland
林地 Forest Land	0.9	0.7	0.8	0.8	0.7	0.8	0.6	0.5	0.7
草地 Grassland	0.4	0.7	0.8	0.8	0.7	0.8	0.6	0.5	0.7
水体 Water body	0.6	0.6	0.6	0.7	0.6	0.7	0.5	0.4	0.6
湿地 Wetland	1	0.9	0.9	0.9	0.8	0.9	0.7	0.6	0.8

生物多样性服务价值根据谢高地^[24]等提出的生物多样性服务价值当量进行评价。由于同一土地利用类型在不同区域的生物多样性服务价值有显著差异,参考 Zhang 等^[20]的研究,利用归一化植被指数(NDVI)对生物多样性服务价值当量进行修正,计算方法见式 2。

$$V_i = \frac{NDVI_i}{NDVI_t} \times V_t \tag{2}$$

式中, V_i 是第 i 个栅格修正后的生物多样性服务价值, $NDVI_i$ 为第 i 个栅格的年平均 NDVI 值, t 为土地利用类型 t 的平均 NDVI 值, V_t 为土地利用类型 t 的生物多样性服务价值当量。

生物多样性保护价值采用栖息地质量和生物多样性服务价值标准化后的等权加和计算,按照自然断点分类法将其分为 5 个等级。

(2) 水资源安全

水资源是维持区域生态健康的重要生态空间。水资源安全主要从区域洪水安全和水体分布格局两方面评估^[25]。前者根据距河湖距离进行评价,后者根据水体大小进行分级(表 4),将两项指标进行空间叠加,采用取最大值法计算水资源安全的评价结果。

表 4 水资源安全评价体系

Table 4 Evaluation system of water security

指标 Indicators	重要等级				
	非常重要 Very important	重要 Important	较重要 Relatively important	一般 General	不重要 Not important
	5	4	3	2	1
距河湖距离 Distance to river or lake	<500 m	500—1000 m	1000—1500 m	1500—2000 m	>2000 m
水体大小 Water body size	超大水体 (>50 km ²)	大水体 (10—50 km ²)	较大水体 (5—10 km ²)	小水体 (<5 km ²)	无水体

(3) 土壤保持

利用通用土壤流失方程(RUSLE)^[26]估算潜在土壤侵蚀量(A_p)和现实土壤侵蚀量(A_r),以两者之差作为土壤保持量(A_c)。具体计算如式(5),并按照自然断点分类法将结果分为5个等级。

$$A_c = A_p - A_r = R \times K \times LS - R \times K \times LS \times C \times P = R \times K \times LS \times (1 - C \times P) \quad (5)$$

参考已有研究^[27-28],将水田、旱地、林地、草地的 C 值分别赋值为 0.12、0.31、0.02、0.03,其余土地利用类型赋值为 0;将水田和旱地的 P 值分别设定为 0.15 和 0.4,林地、草地和未利用地设为 1,水域、建设用地和湿地设为 0; K 值参考吕喜玺等^[29]的研究; R 值采用周伏建等^[30]的计算方法(如式 3):

$$R = \left[\sum_{i=1}^{12} (-1.5527 + 0.1792 P_i) \right] \times 17.02 \quad (3)$$

式中, P_i 为月均降雨量(mm)。

LS 根据 Wischmeier 和 Smith 提出的关系式计算^[31],如式 4

$$LS = \left(\frac{l}{22} \right)^{0.3} \left(\frac{\theta}{5.16} \right)^{1.3} \quad (4)$$

式中, l 为坡长, θ 为坡度。

(4) 综合生态用地识别

因为不同生态功能之间彼此相互独立,为了突出各单项功能对维持生态安全格局的重要性,采用最大值法对生态空间所发挥的多重生态功能进行综合评价,如式 6。

$$E = \max(S_1, S_2, S_3) \quad (6)$$

式中, E 为生态重要度综合价值, S_1 、 S_2 、 S_3 分别为生物多样性保护价值、水资源安全价值和土壤保持价值。

2.3 最小累积阻力面构建

基于 ArcGIS 中的 Cost-Distance 模块,采用 MCR 模型^[12]计算生态源地到其他景观单元的累积距离,以测算其向外扩张过程中生态流扩散的最小阻力值,进而判断景观单元与源地之间的连通性与可达性。

构建最小累积阻力面的关键在于景观阻力面的设定。构建景观阻力面,传统上多采用专家打分法,但该方法因为过于主观且缺乏充分的理论支撑而备受诟病。有研究表明,夜间灯光数据可以表征经济发展状况、城市化水平以及其他人类活动因素^[32],因此,本研究基于土地利用现状类型,采用专家经验对不同景观分别赋以原始阻力值(表 5),构建景观阻力面(30 m×30 m),采用夜间灯光数据对景观阻力面进行修正,计算方法如式 7。

$$R'_i = \frac{TLI_i}{TLI_a} \times R_i \quad (7)$$

式中, R'_i 为 i 地块修正后的阻力值, TLI_i 为栅格 i 的灯光指数, TLI_a 为栅格 i 对应的景观类型 a 的平均灯光指数, R_i 为栅格 i 的原始阻力值。但由于水域的夜间灯光值较低,因此经修正后水域的景观阻力值也较小,但事实上,水域对动物迁徙特别是对陆生动物的迁徙具有较大阻力,故水域仍采用其原始阻力值。

表 5 各景观类型阻力值
Table 5 Resistance value of different landscapes

土地利用类型 Land-use type	林地 Forest land	湿地 Wetland	农田 Farmland	园地 Field	草地 Grassland	水域 Water body	城镇建 设用地 Urban built-up land	采矿用地 Mining land	村庄 Village	交通用地 Traffic land	其他 Others
阻力值 Resistance value	3	5	100	30	30	600	1000	1000	800	600	700

2.4 生态安全格局构建

根据俞孔坚的研究^[33],构建生态安全格局主要包括:建立绝对保护的栖息地核心区、建立缓冲区减少人为活动对核心区的干扰,以及在核心区之间建立廊道。因此,本研究从生态源地、缓冲区和潜在生态廊道 3 个方面构建区域生态安全格局。

(1)生态源地。源地是生态保护的核心区域,本研究提取生态重要度评价等级为“非常重要”的生态用地作为生态源地。

(2)缓冲区。基于最小累积阻力面,运用自然断点法,对生态源地以外的区域进行分区。缓冲区是生态源地周围的低累积阻力区,用于保护核心区的生态过程和自然演替,减少外界景观人为干扰带来的冲击。

(3)潜在生态廊道。潜在生态廊道是生态源地之间的最低累积阻力谷线。基于生态源地和景观阻力面,可运用 Linkage Mapper 工具计算最小累积耗费距离路径,由此确定潜在生态廊道的空间位置。

3 结果分析

3.1 生态用地识别结果

生物多样性保护价值方面,非常重要生态用地面积为 2326.79 km²,占研究区总面积的 8.35%,主要分布在研究区西部的江淮丘陵地区以及太湖周边(图 2)。苏南地区西部的宁镇、宜溧一带丘陵起伏,包括南京老山、句容宝华山、句容和金坛交界处的茅山以及宜兴和溧阳南部的群山,是大部分生物物种的栖息地。此外,太湖周边也零散的分布着一些孤丘,如无锡的惠山、苏州的大阳山等,也具有重要的生物多样性保护价值。

水资源安全评价方面,非常重要生态用地面积为 484.95 km²,面积占比为 2.5%,主要为研究区内大型湖泊、河流以及周边的生境斑块,包括贯穿东西的长江、地处太湖平原的太湖、溧湖、长荡湖、阳澄湖等(图 2)。这些区域大多处于河谷平原地区,地势较低,是地表水源集中汇集区,也是水资源保护的重点区域,极易发生因强降雨、上游泄洪等发生洪涝灾害,威胁人民生活 and 居住区域安全。这些斑块对维护区域的水安全(洪水调蓄和水资源保护)具有重要意义。

土壤保持评价方面,非常重要生态用地的面积为 67.63 km²,面积占比为 0.24%,主要分布于西部宁镇丘陵区和宜溧丘陵区,包括老山、宝华山、茅山、宜兴和溧阳南部的群山以及太湖周边零散分布的林地(图 2)。一方面,这些地区海拔较高,地形起伏较大,极易发生由于强降水、河湖水流速大等带来的土壤侵蚀问题;另一方面,森林生态系统是水源涵养和水土保持的重要功能区,具有重要的战略地位。

综合生物多样性保护价值、水资源安全、土壤保持 3 个方面评价结果,进行生态用地综合识别。结果显示,非常重要生态用地的面积为 6365.92 km²,面积占比为 22.97%,其中水域、林地、草地和滩涂分别占 69.26%、27.23%、2.34%和 1.17%,见图 2。这些区域是维护区域水土安全和生物多样性保护的关键性生态用地,须加以重点保护,应列入禁止开发管制范围。

3.2 生态安全格局构建

3.2.1 生态源地

提取面积大于 10 km²的非常重要生态用地作为生态源地,共得到 28 块源地,总面积 5313.31 km²,占研究区总面积的 19.17%(图 3)。主要由长江、老山、宝华山、茅山、太湖、溧湖、长荡湖、阳澄湖等具有重要生态功

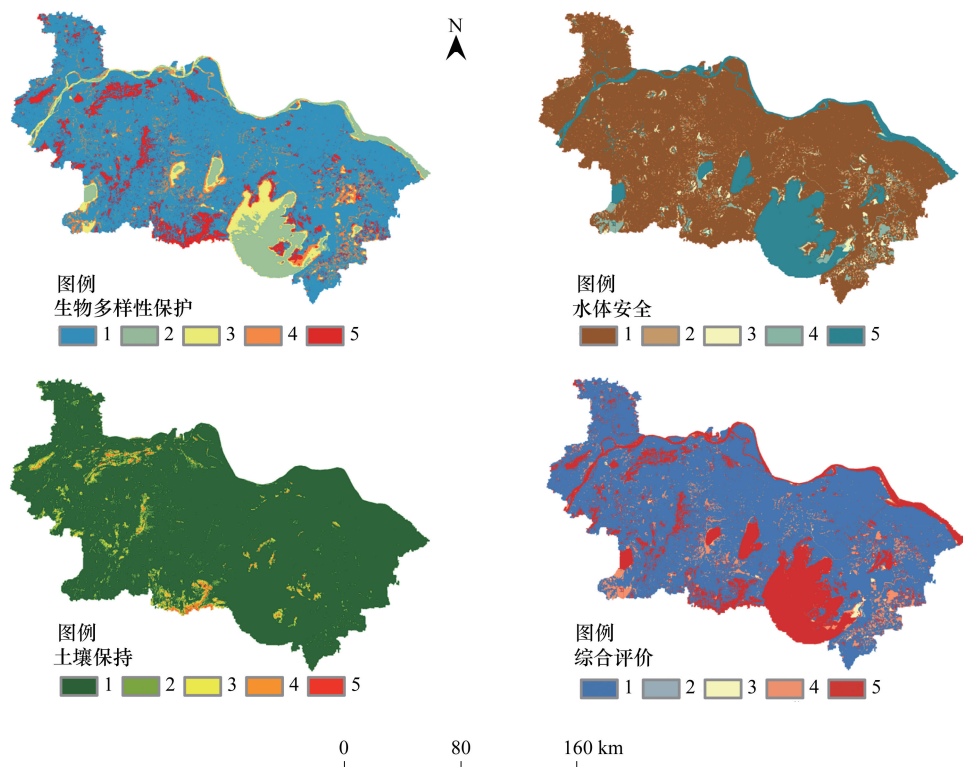


图2 苏南地区生态重要度评价结果

Fig.2 Evaluation of ecological importance

能的景观构成,其中,长江自西向东贯穿全域,起到了重要的连通作用。

3.2.2 缓冲区

生态源地扩张最小累积阻力面计算结果如图4所示。其中,中东部太湖平原地区的生态源地扩张累积阻力值最高,特别是常州市、无锡县、江阴市、常熟市和昆山市,研究区西部的南京市累积阻力值也较为突出。这些区域地势平坦,适合开发建设,开发利用程度较高,因此生态源地扩张阻力也达到峰值。

基于最小累积阻力面,运用自然断点法将生态源地以外的区域划分为3个分区(图3)。其中,围绕生态源地的低累积阻力区为生态缓冲区,面积8458.79 km²,面积占比为30.52%。该区域是围绕源地较易被物种利用的景观空间,对于维护景观连通性和保护源地不受人类活动干扰具有重要作用,是保护生态源地的重要屏障。生态缓冲区以外区域的累积阻力值已较高且对人类干扰的敏感性变低,不适用于发展生态源地,可划分为生态过渡区和开发建设区。生态过渡区面积7230.78 km²,面积占比为26.09%,可作为源地保护的边缘地段,用于活动强度较低的开发利用活动,如林果种植等。开发建设区面积7006.60 km²,面积占比为25.28%,可作为城市开发建设区域。

3.2.3 生态廊道

基于Linkage Mapper工具计算最小累积耗费距离路径,将生态源地两两相连,共得到378条生态廊道(图5a)。结合研究区实际,参考相关研究^[34],将廊道宽度设为1 km。如表6所示,潜在生态廊道总面积为1565.03 km²,占研究区总面积的5.59%。廊道的景观构成中,耕地占比最大,为31.82%,主要因为耕地是区域内面积最大的景观类型;林地占比次之,占比19.06%,林地是重要的生物栖息场所,也是生物迁徙依赖的重要节点;水域占比为17.27%,尽管水域对动物迁徙有一定阻力,但研究区内水系发达,水体面积广阔,零散分布着众多小型水体,而小型水体对动物的迁徙阻力相对较小,同时水体周边的人造林木也为动物迁移提供了暂栖地。湿地、园地和草地对动物迁徙的阻碍作用较小,在廊道中的面积占比分别为0.42%、7.28%和0.85%。城

镇建设用地、村庄、采矿用地和交通用地在物种迁移中具有较大的阻碍作用,在生态网络中分别占 8.67%、7.23%、1.47%和 5.09%。

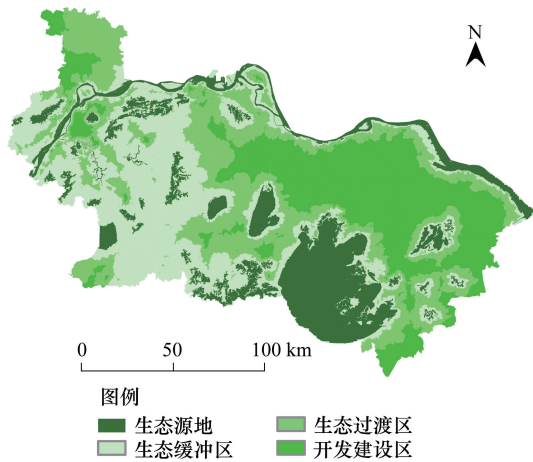


图 3 土地功能分区图

Fig.3 Land function zoning

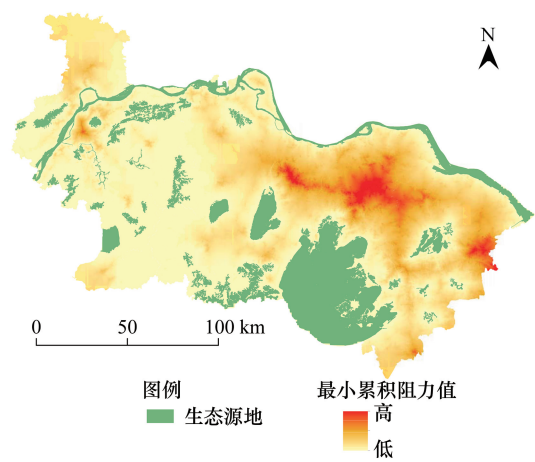


图 4 最小累积阻力面

Fig.4 Minimum cumulative resistance surface

表 6 潜在廊道的景观组成

Table 6 Structure analysis of potential ecological corridor

土地利用类型 Land-use type	总面积/km ² Total area	在廊道中的面积/km ² Area in corridors	占生态廊道总面积的比例/% Proportion in corridors
林地 Forest land	1585.72	298.31	19.06
水域 Water area	8020.01	270.26	17.27
耕地 Farmland	8595.96	498.06	31.82
湿地 Wetland	187.25	6.52	0.42
草地 Grassland	131.66	13.25	0.85
园地 Garden	1239.69	113.93	7.28
城镇建设用地 Urban built-up land	3755.19	135.63	8.67
村庄 Village	2587.00	113.22	7.23
采矿用地 Mining land	223.45	23.04	1.47
交通用地 Traffic land	1387.38	79.59	5.09
其他 Others	283.29	13.21	0.84
总计 Total	27996.60	1565.03	100.00

潜在生态廊道中,有些廊道利用率较高,在动物迁徙过程中起到关键性作用,而其他廊道可能只有小部分动物通过,发挥的作用相对较小^[35]。连通不同生态源地斑块的廊道可能会在某个空间位置重叠,重叠率越高,代表其在动物迁徙过程中的利用率越高。通过 ArcMap10.3 的核密度分析工具,可量化不同空间位置生态廊道的利用效率,从而识别出核心生态廊道。核密度分析结果见图 5b。其中,太湖周边由于林地资源丰富,成为动物栖息和迁徙的重要场所;西部丘陵区的大型林地斑块也起到重要的连通作用。

3.2.4 生态安全格局

生态安全格局理论强调,景观中存在着某些潜在的生态空间格局,它由景观中的某些关键局部、位置 and 空间联系共同构成,对维护或控制区域某种生态过程具有重要意义^[36],其中源地和廊道是构建生态安全格局的核心部分,缓冲区一方面作为生态源地扩张的后备资源,另一方面也将生态源地与外界干扰相隔离。

整体而言,依托自然水系、丘陵和湿地,研究区形成了“一廊两区”的生态格局,见图 6。“一廊”指长江生

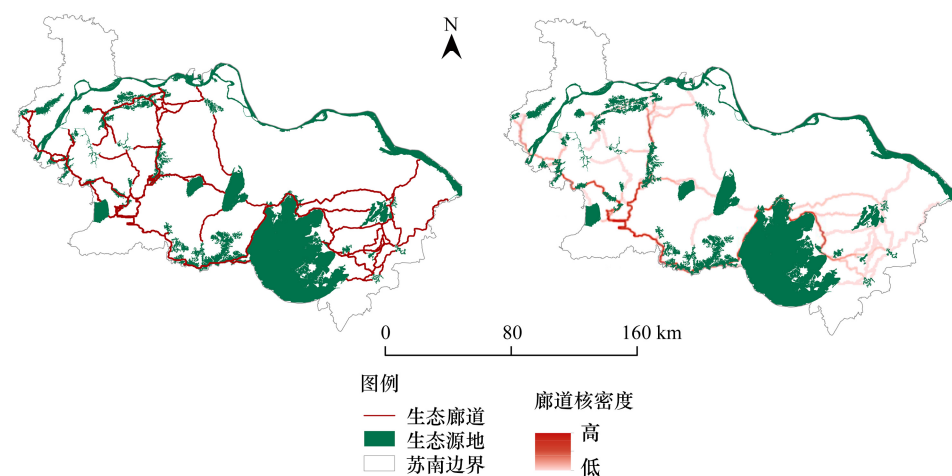


图5 研究区潜在生态廊道图

Fig.5 The potential ecological corridor of the study area

态水廊,应严格控制长江岸线开发强度,建设长江干流及支流防护林带水廊屏障。“两区”分别指西部丘陵水源涵养区和太湖湖荡湿地地区。其中,西部丘陵水源涵养区应严格控制开发建设活动,加强天然林保护和植树造林,防止水土流失,加强野生动植物资源及其栖息地保护;太湖湖荡湿地地区应禁止改变湿地用途,推进退圩(渔)还湖,保护湖荡水面,提高河湖水体流动性。生态廊道将生态源地整体连通,特别是两条核心廊道将两大生态片区联系起来,在生物迁徙过程中利用率较高,对生物多样性保护和区域生态安全具有重大意义。

3.2.5 生态保护与城市扩张冲突用地识别

在快速城镇化过程中,生态环境保护与城市建设用地扩张的矛盾日益突出,生境斑块受到周围土地利用变化的强烈影响,变得日益破碎化、岛屿化,严重威胁区域生物多样性。源地作为生物栖息的重要场所,应严格禁止开发建设;缓冲区作为生态源地的保护屏障,应限制开发建设活动。利用研究区土地利用现状图,将城市建设用地与源地、缓冲区进行叠加分析,可识别出生态保护与城市扩张的冲突用地,如图7所示。其中,城市建设用地与生态用地的冲突区域为 603.84 km²,占生态源地与生态缓冲区面积总和的 4.38%,表明当前城市扩张对生境保护造成了一定干扰。城市建成区主要集中在长江沿岸、太湖周边等地区,其中钟山风景区、秦淮河下游、宝华山、长江、太湖等生态区域受到城市扩张的干扰较大,因此有必要在生态用地边缘布置基本农田或建防护林隔离带,以减小外界土地利用变化产生的干扰。分地区来看,南京的城市扩张用地与生态保护用地冲突现象最为严重,冲突用地面积为 219.83 km²,其中以南京市、江宁区最为突出,南京作为江苏省省会、南京都市圈核心城市,城市扩张速度快且向周边区县外溢,江宁作为承接南京主城区产业和居住功能的重要区域,近年来建设用地持续扩张,特别是在紧邻主城区的东山副城板块和江宁滨江开发区,建设用地扩张与生态保护冲突较为剧烈;苏州的冲突面积为 136.51 km²,作为江苏省 GDP 排名第一的城市,苏州经济增速快,建设用地需求量大,因对生态用地保护造成了一定威胁;镇江和无锡情况相对较为缓和,冲突区域面积分别为 98.03 km² 和 94.02 km²;研究区中部的常州生态用地受城市扩张的干扰较小,冲突用地面积仅为 55.38 km²,生境质量较好(图8)。

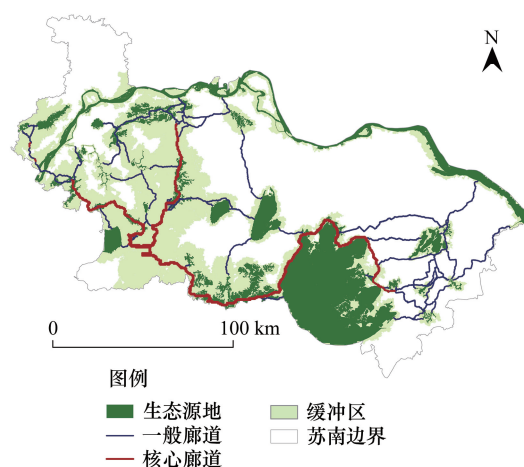


图6 研究区生态安全格局构建

Fig.6 Ecological security pattern of the study area

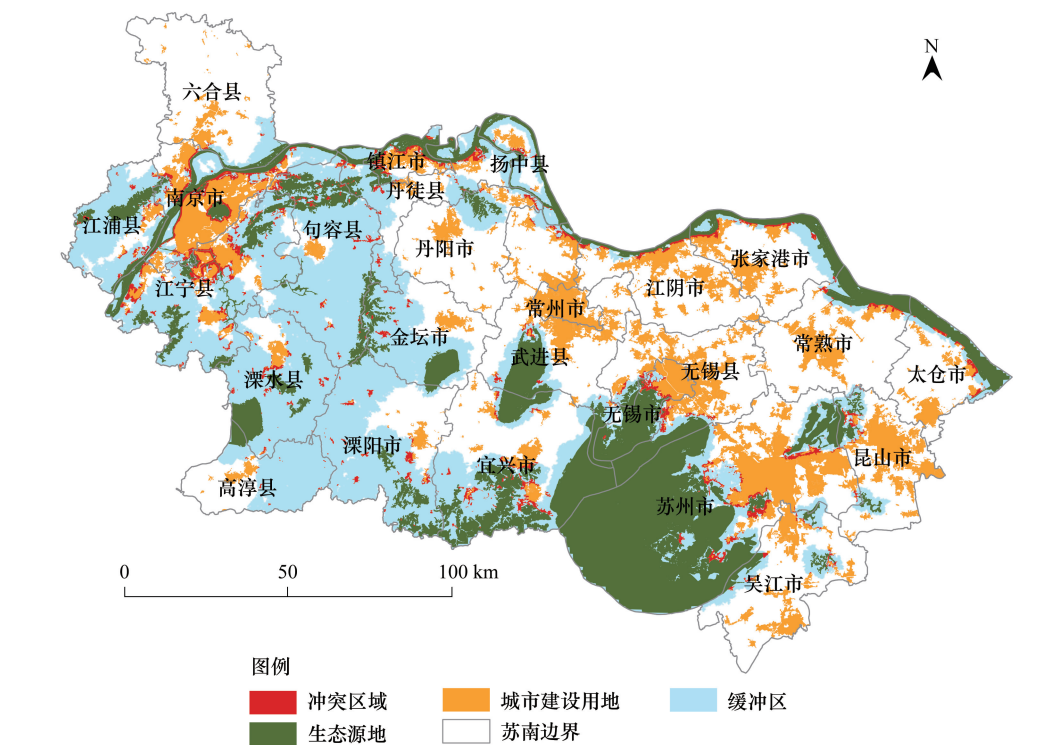


图7 生态用地与城市扩张冲突

Fig.7 Conflict between ecological land and urban expansion

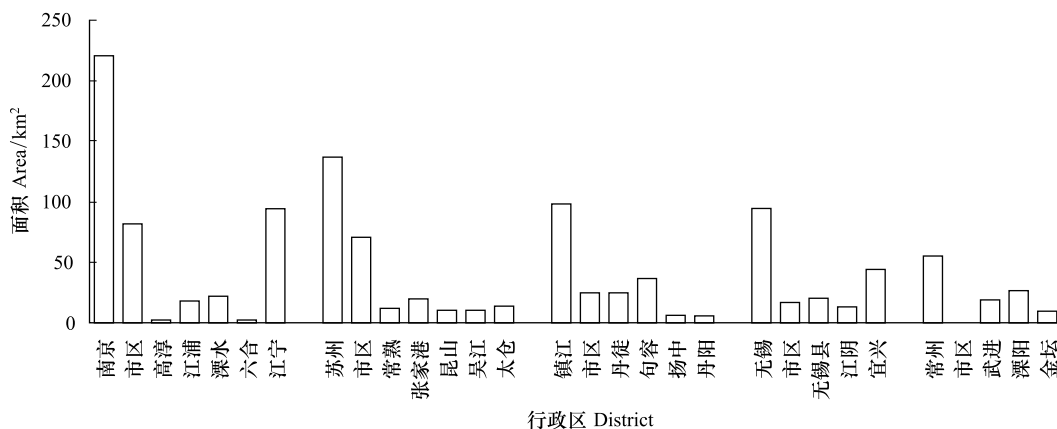


图8 分地区生态保护与城市扩张冲突用地面积统计图

Fig.8 Statistical plot of conflict land area between ecological land protection and urban expansion by region

4 结语

本文以苏南地区为研究区,定量评估了生物多样性保护、水资源安全和土壤保持3种生态系统服务以识别生态源地,采用夜间灯光数据修正景观阻力面,基于最小累积阻力模型划定缓冲区和识别潜在生态廊道,从而构建区域生态安全格局,并在此基础上识别城市扩张过程中建设用地与生态用地的冲突区域。研究结果表明:①非常重要生态用地的面积为6365.92 km²,占研究区总面积的22.97%,将面积大于10 km²的生态用地提取为源地,生态源地总面积为5313.31 km²,占研究区总面积的19.17%,主要由西部丘陵地区的林地、东部太湖平原地区的湖泊、湿地以及横贯东西的长江组成;②生态缓冲区、生态过渡区和开发建设区分别占比30.

52%、26.09%和 25.28%,其中缓冲区作为生态源地的保护屏障,应限制开发建设活动;③潜在生态廊道的主要景观构成为耕地、林地和水域,太湖周边的生态用地以及西部丘陵地区的大型林地共同组成了核心生态廊道,起到重要的连通作用;④源地、廊道和缓冲区共同构成了研究区生态安全格局,整体而言,依托研究区自然本底形成了“一廊两区”的空间格局,但城市建设用地与生态用地之间存在冲突,冲突区域面积为 603.84 km²,占生态源地与生态缓冲区面积总和的 4.38%,应加强相应的开发引导和规划管控。

本研究基于最小累积阻力模型将研究区分为生态源地、生态缓冲区、生态过渡区和开发建设区,其中源地和缓冲区是生态保护区域,应禁止或限制开发建设,开发建设区是满足城市发展需求的区域,生态过渡区作为中间地带,包括城乡结合部区域、农业用地等,对于该类用地如何进行开发、管理和保护还有待深入探讨。生态用地识别方面,出于对资料获取性及研究可行性等的考虑,本文仅选取了生物多样性保护、水资源安全和土壤保持 3 个重要的生态过程,没有将地质灾害规避、气候调节等因素纳入指标体系,是否具有全面性和综合性还有待进一步探讨。

参考文献 (References):

- [1] 傅伯杰. 我国生态系统研究的发展趋势与优先领域. 地理研究, 2010, 29(3): 383-396.
- [2] Li Y F, Li Y, Zhou Y, Shi Y L, Zhu X D. Investigation of a coupling model of coordination between urbanization and the environment. *Journal of Environmental Management*, 2012, 98(1): 127-133.
- [3] Grimm N B, Faeth S H, Golubiewski N E, Redman C L, Wu J G, Bai X M, Briggs J M. Global change and the ecology of cities. *Science*, 2008, 319(5864): 756-760.
- [4] Asgarian A, Amiri B J, Sakieh Y. Assessing the effect of green cover spatial patterns on urban land surface temperature using landscape metrics approach. *Urban Ecosystems*, 2015, 18(1): 209-222.
- [5] 刘洋, 蒙古军, 朱利凯. 区域生态安全格局研究进展. 生态学报, 2010, 30(24): 6980-6989.
- [6] 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(3): 407-419.
- [7] Zagas T D, Raptis D I, Zagas D T. 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. *Ecological Engineering*, 2011, 37(2): 286-293.
- [8] 彭建, 李慧蕾, 刘焱序, 胡熠娜, 杨旸. 雄安新区生态安全格局识别与优化策略. 地理学报, 2018, 73(4): 701-710.
- [9] 杨姗姗, 邹长新, 沈渭寿, 沈润平, 徐德琳. 基于生态红线划分的生态安全格局构建——以江西省为例. 生态学报, 2016, 35(1): 250-258.
- [10] Peng J, Pan Y J, Liu Y X, Zhao H J, Wang Y L. Linking ecological degradation risk to identify ecological security patterns in a rapidly urbanizing landscape. *Habitat International*, 2018, 71: 110-124.
- [11] 李卫锋, 王仰麟, 彭建, 等. 深圳市景观格局演变及其驱动因素分析. 应用生态学报, 2004, 15(8): 1403-1410.
- [12] Yu K J. Security patterns and surface model in landscape ecological planning. *Landscape and Urban Planning*, 1996, 36(1): 1-17.
- [13] Loro M, Ortega E, Arce R M, Geneletti D. Ecological connectivity analysis to reduce the barrier effect of roads. An innovative graph-theory approach to define wildlife corridors with multiple paths and without bottlenecks. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 139: 149-162.
- [14] Peng J, Yang Y, Liu Y X, Hua Y N, Du Y Y, Meersmans J, Qiu S J. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns. *Science of the Total Environment*, 2018, 644: 781-790.
- [15] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 杨旸, 李贵才. 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. 地理研究, 2017, 36(3): 471-484.
- [16] 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.
- [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] Gao Y, Ma L, Liu J X, Zhuang Z Z, Huang Q H, Li M C. Constructing ecological networks based on habitat quality assessment: a Case Study of Changzhou, China. *Scientific Reports*, 2017, 7: 46073.
- [19] 孔繁花, 尹海伟. 济南城市绿地生态网络构建. 生态学报, 2008, 28(4): 1711-1719.
- [20] Zhang L Q, Peng J, Liu Y X, Wu J S. Coupling ecosystem services supply and human ecological demand to identify landscape ecological security pattern: a Case Study in Beijing-Tianjin-Hebei Region, China. *Urban Ecosystems*, 2017, 20(3): 701-714.
- [21] 杨天荣, 匡文慧, 刘卫东, 刘爱琳, 潘涛. 基于生态安全格局的关中城市群生态空间结构优化布局. 地理研究, 2017, 36(3): 441-452.
- [22] 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.

- [23] Terrado M, Sabater S, Chaplin-Kramer B, Mandle L, Ziv G, Acuña V. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment*, 2016, 540(1): 63-70.
- [24] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. *自然资源学报*, 2003, 18(3): 189-196.
- [25] 谢花林, 李秀彬. 基于 GIS 的农村住区生态重要性空间评价及其分区管制——以兴县长冈乡为例. *生态学报*, 2011, 31(1): 230-238.
- [26] Renard K G, Foster G R, Weesies G A, McCool D K, Yoder D C. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Agriculture Handbook No. 703. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, 1997.
- [27] 龙天渝, 乔敦, 安强, 杜坤. 基于 GIS 和 RUSLE 的三峡库区土壤侵蚀量估算分析. *灌溉排水学报*, 2012, 31(2): 33-37.
- [28] 游松财, 李文卿. GIS 支持下的土壤侵蚀量估算——以江西省泰和县灌溪乡为例. *自然资源学报*, 1999, 14(1): 62-68.
- [29] 吕喜玺, 沈荣明. 土壤可蚀性因子 K 值的初步研究. *水土保持学报*, 1992, 6(1): 63-70.
- [30] 周伏建, 陈明华, 林福兴, 黄炎和, 卢程隆. 福建省降雨侵蚀力指标 R 值. *水土保持学报*, 1995, 9(1): 13-18.
- [31] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning. Agriculture Handbook No. 537. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, 1978.
- [32] Elvidge C D, Sutton P C, Ghosh T, Tuttle B T, Baugh K E, Bhaduri B, Bright E. A global poverty map derived from satellite data. *Computers & Geosciences*, 2009, 35(8): 1652-1660.
- [33] 俞孔坚, 李迪华, 段铁武. 生物多样性保护的景观规划途径. *生物多样性*, 1998, 6(3): 205-212.
- [34] 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.
- [35] Li H L, Li D H, Li T, Qiao Q, Yang J, Zhang H M. Application of least-cost path model to identify a giant panda dispersal corridor network after the Wenchuan Earthquake—case study of Wolong nature reserve in China. *Ecological Modelling*, 2010, 221(6): 944-952.
- [36] 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.