郭金龙,李 成,赵 洁,等.基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别——以淮河流域为例 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5718-5731.
Guo J L, Li C, Zhao J, et al. Identification of key areas for territorial ecological restoration based on ecological security patterns: A case study of the Huaihe River Basin [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5718-5731.

基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别——以淮河流域为例

郭金龙[1],李 成[1*],赵 洁[2],罗 聪[1],梅忠建[1] (1.中国矿业大学建筑与设计学院,江苏 徐州 221100；2.江苏师范大学地理测绘与城乡规划学院,江苏 徐州 221100)

摘要：以淮河流域为研究区,综合运用生态系统服务评估、生物多样性和景观连通性分析,结合自然保护区识别生态源地;选择景观生态风险、MSPA景观类型、植被覆盖度、地形起伏度、土地利用类型、夜间灯光指数、距河流距离和距道路距离作为主要阻力因子,利用熵权法形成综合阻力面;采用电路理论构建生态廊道,确定生态廊道等级,在识别生态夹点和障碍点的基础上识别生态修复关键区域.结果表明:淮河流域共识别出 24 个生态源地,总面积为 23590.30km²,主要分布在六安市、信阳市等地;生态廊道共 41 条,其中关键生态廊道 19 条;共识别出 781 个生态夹点和 142 个生态障碍点,生态夹点土地利用类型主要为耕地、水域和林地,徐州市的生态夹点面积最大,滁州市的生态夹点数量最多.需要重点保护修复的生态夹点面积共计405.76km^2,生态障碍点面积共计 948.99km^2.淮河流域呈现"三核四带多点"的空间格局,研究以自然生态为主、人工为辅的原则针对不同地类的关键区域提出科学保护修复策略,以提升淮河流域生态系统的整体性和连通性,为淮河流域乃至其他流域的生态保护和修复提供科学依据和实践指导.

关键词：生态安全格局；生态系统服务；电路理论；生态修复；淮河流域
中图分类号：X171 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)10-5718-14

Identification of key areas for territorial ecological restoration based on ecological security patterns: A case study of the Huaihe River Basin. GUO Jin-long[1], LI Cheng[1*], ZHAO Jie[2], LUO Cong[1], MEI Zhong-jian[1] (1.School of Architecture and Design, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221100, China；2.School of Geography, Mapping and Urban-Rural Planning, Jiangsu Normal University, Xuzhou 221100, China). *China Environmental Science*, 2025,45(10)：5718~5731

Abstract：This study takes the Huaihe River Basin as the research area, integrates ecosystem service assessment, biodiversity analysis, and landscape connectivity analysis, and identifies ecological sources by combining nature reserves. Eight key resistance factors were selected, including landscape ecological risk, MSPA (Morphological Spatial Pattern Analysis) landscape types, vegetation coverage, topographic relief, land use types, night-time light index, distance to rivers, and distance to roads. A comprehensive resistance surface was constructed using the entropy weight method. Based on circuit theory, ecological corridors were built and their grades were determined. Furthermore, key areas for ecological restoration were identified by recognizing ecological pinch points and barrier points. The results showed that a total of 24 ecological sources were identified in the Huaihe River Basin, with a total area of 23,590.30km^2, mainly distributed in cities such as Lu'an and Xinyang. There were 41ecological corridors, among which 19 were key ecological corridors. A total of 781 ecological pinch points and 142 ecological barrier points were identified. The main land use types of ecological pinch points were cultivated land, water areas, and forest land. Xuzhou City had the largest area of ecological pinch points, while Chuzhou City had the largest number of ecological pinch points. The total area of ecological pinch points requiring priority protection and restoration was 405.76km^2, and the total area of ecological barrier points was 948.99km^2. The Huaihe River Basin presents a spatial pattern of "three cores, four belts, and multiple points". Guided by the principle of prioritizing natural ecology and supplementing with artificial measures, this study proposes scientific protection and restoration strategies for key areas of different land types, aiming to enhance the integrity and connectivity of the ecosystem in the Huaihe River Basin. The findings provide a scientific basis and practical guidance for ecological protection and restoration in the Huaihe River Basin and other river basins.

Key words：ecological security patterns；ecosystem services；circuit theory；ecological restoration；Huaihe River Basin

生态修复关键区是受损严重却对生态平衡至关重要的区域,对保障修复效果意义重大.当前,针对国土空间生态修复关键区域的识别研究主要聚焦于相关理论探讨、生态安全格局构建技术、生态系

收稿日期：2025-02-25
基金项目：国家自然科学基金资助项目(42371307);教育部人文社会科学研究项目(24YJCZH131)
* 责任作者, 副教授, cheng.li@cumt.edu.cn

统动态评估、生态修复区划等维度,并已形成“生态源地识别-阻力面构建-生态廊道提取-关键区域识别”的研究框架[1].现有生态安全研究多局限于单一城市或局部区域,而国土空间生态修复需要从全局视角出发,系统性地优化空间布局和重构生态单元.

在方法层面,生态安全格局的构建方法虽然已经标准化,但在生态源地的识别上仍存在不足之处.当前,在生态源地的选取上,主要有经验判定和定量分析两种方式[2-3].经验判定通常将森林覆盖区等生境条件优越的区域或已划定的保护区直接认定为生态源地,这种方法虽然操作简便,但往往导致划定范围过大,难以满足生态源地的精准化识别要求.定量分析方法通过构建与区域特性相适应的评价指标体系识别生态源地,提高了识别结果的准确性和适配性.也有学者利用形态学空间格局分析(MSPA)来提升源地选取的客观性,但是通常直接将林地、草地、水域等未经筛选的生境斑块作为生态源地备选区,导致忽视源地自身的功能属性.现有研究选取生态源地较少兼顾结构和功能两方面.生态廊道是生态源地之间生物迁徙的通道[4],研究方法多采用最小累积阻力(MCR)模型和电路理论[5],除此之外还有重力模型及蚁群算法.MCR 模型通过识别源地间最低成本路径来构建生态廊道,但该方法在确定廊道内需重点保护与修复的关键区域时存在一定的局限性.与之相比,电路理论则借助电子在电路中随机游走的特性,能够识别区域内所有景观潜在的连通路径.进一步地依据路径中电流的强度,精准地识别出研究区域中亟待修复的关键区域[6-7].大多研究在构建生态廊道时只考虑周围环境的生境质量,而忽视了所构建廊道的稳定性.景观生态风险评价通过量化人地系统交互作用对生态系统的潜在负面影响[7],已成为衡量区域生态环境质量的重要手段.通过耦合景观生态风险评价构建生态阻力面从而能够更加科学、准确的识别生态廊道.目前对生态廊道、生态夹点和生态障碍点的识别研究空间落实性仍显不足,特别是在大尺度流域范围内开展国土空间生态修复关键区域识别的实践案例较为匮乏.

淮河流域在生态安全方面占据关键地位.作为我国南北气候过渡带,该流域生物多样性丰富,是我国重要农业产区,对保障国家粮食安全及农业可持续发展至关重要.此外,淮河流域的生态环境状况对区域经济社会稳定发展影响深远.然而,淮河流域正面临生态功能退化、农业面源污染及生态空间被挤占等诸多生态问题,这些问题不仅影响居民生活质量,还威胁生物多样性与生态系统稳定性,问题多集中于陆域空间.本研究聚焦淮河流域陆域空间,综合生态系统服务、生物多样性、景观连通性及自然保护区等因素识别生态源地,借助电路理论构建陆域生态廊道,融合景观生态风险评估等因子构建生态阻力面,再利用电路理论识别生态夹点、障碍点,判定生态修复关键区域,结合土地利用类型和省市级生态政策,形成因地制宜的科学国土空间生态修复策略,以期为其他流域生态修复实践提供参考.

1　研究地区及研究方法

1.1　研究区概况

根据中华人民共和国国务院批准的《淮河生态与经济发展规划》确定淮河流域的研究区范围[8],如图 1 所示,淮河流域.下辖淮安、徐州、淮南、济宁、信阳等 25 个地级市和随州、广水等 4 个县级市.该地区位于中国南北过渡带,河流以北地区属于暖温带,河流以南地区属于亚热带;这两个地区都以季风为特征.淮河流域山地和丘陵地区约占总面积的三分之一,平原地区约占总面积的三分之二.

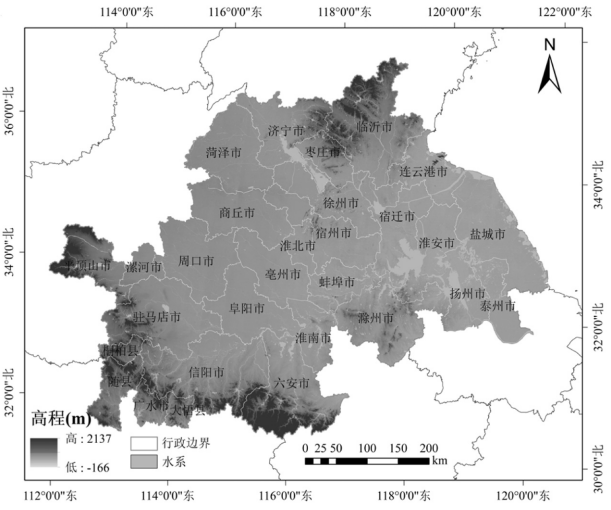


图 1　研究区地理位置

Fig.1　Location of the study area

审图号:GS(2024)0650 号,底图无修改.下同

淮河流域拥有丰富的生物资源和自然资源,有

着巨大的发展潜力.2020 年底,全区人口 1.62 亿,地区生产总值 8.76 万亿元.近年来,淮河流域城市化进程加快,环境污染、资源能力有限等发展矛盾严重制约了区域的可持续发展,亟需采取措施促进社会经济与自然和谐增长.

1.2 数据来源及预处理

采用的基础数据涵盖淮河流域 2020 年土地利用现状数据、土壤数据、数字高程模型、气象数据以及基础地理空间数据等(表 1).所有数据均经过空间标准化处理,由于研究区面积较大,在保证研究精准性的同时应软件要求便于数据处理,将数据统一重采样为 60m×60m 分辨率的空间栅格,坐标系统一转换为 Krasovsky_1940_Albers.

表 1 数据来源

Table 1 Data source

数据名称	数据来源及相关信息
土地利用	http://www.resdc.cn/;30m 分辨率;2020 年
降水	https://www.geodata.cn/;1km 分辨率;2020 年
蒸散发	https://www.geodata.cn/;1km 分辨率;2020 年
气温	https://www.geodata.cn/;1km 分辨率;2020 年
土壤侵蚀	http://gis5g.com/;1km 分辨率;2020 年
基岩深度	https://www.nature.com/sdata/;1km 分辨率;2020 年
高程	http://www.gscloud.cn/;30m 分辨率;2020 年
夜间灯光	https: //ngdc.noaa.gov/;500m 分辨率;2020 年
净植被初级生产力	https://search.earthdata.nasa.gov/;500m 分辨率;2020 年
归一化植被指数	https://open.geovisearth.com/;30m 分辨率;2020 年

1.3 研究方法

1.3.1 生态源地识别 生态源是指物种迁移和生态物质传递的核心生态斑块.本研究基于生态系统服务、生物多样性和景观连通性三方面结合自然保护区综合识别生态源地.这一过程包括 3 个部分:

(1)景观连通性分析 使用 Guidos 软件,采用八邻域图像细化分析方法,将林地、水域及草地作为研究前景,识别出核心区、孤岛、孔隙、边缘区、连接桥、环岛及支线共 7 种景观类型.其中,核心区代表连通性较高的大型自然斑块.本研究利用 Conefor 2.6 软件,计算核心区的连通性积分指数(IIC)和连通性概率(PC).考虑到研究区的具体特点以及生态源地的完整性,在确定核心区的基础上,以 3km^2 为最小斑块面积作为筛选标准,对源地进行优化选择,最终得到研究所需的生态源地之一.计算式如下[9]:

$$\mathrm{IIC}=\frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}\frac{a_i a_j}{1+nl_{ij}}}{A_{\mathrm{L}}^2} \tag{1}$$

$$\mathrm{PC}=\frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}a_i a_j\cdot P_{ij}}{A_{\mathrm{L}}^2},(0<\mathrm{PC}<1) \tag{2}$$

$$\mathrm{dPC}=\frac{\mathrm{PC}-\mathrm{PC}_{\mathrm{remove}}}{\mathrm{PC}}\times 100\% \tag{3}$$

式中: PC 为景观所有斑块存在时景观整体的可能连通性指数, IIC 为整体连通性指数;n 是生境节点的总数量;a_i 和 a_j 分别表示斑块 i 和斑块 j 的面积,P_{ij} 为斑块 i 和斑块 j 之间扩散的最大可能性;A_{L} 为研究区域总面积;l_{ij} 是斑块 i 和 j 之间的拓扑距离;$\mathrm{PC}_{\mathrm{remove}}$ 为去除单个斑块后剩余斑块组成景观的 PC . dPC 值越大,表明该斑块在景观连通性中的重要性越高.

(2)生态系统服务评价 根据研究区环境特征,选择生境质量[10]、碳储量[11]、产水量[12]和土壤保持[13] 4 个生态系统服务因子,对生态系统的植被-水土生物环境进行评价.

生境质量:利用 InVEST 中的生境质量模块,以城市用地、农村居民点用地、水田、未利用地、旱地、铁路和主要道路作为威胁源,估算研究区域的生境质量[14].计算式如下:

$$Q_{xj}=H_j\left[1-\left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj+k^z}^z}\right)\right] \tag{4}$$

式中:Q_{xj} 表示在 j 种生境类型中对应 x 栅格的生境质量;H_j 为 j 生境类型的生境适宜度;D_{xj} 为栅格 x 的栖息地退化度;z 为尺度常数;k 为半饱和常数.

碳储量:使用 InVEST 中的碳储存和封存模块估算碳储量[15].计算公式如下:

$$C_{\mathrm{total}}=C_{\mathrm{soil}}+C_{\mathrm{above}}+C_{\mathrm{below}}+C_{\mathrm{dead}} \tag{5}$$

式中:C_{total} 为区域碳储量;C_{soil} 为土壤碳储量;C_{above} 为地上碳储量;C_{below} 为地下碳储量;C_{dead} 为死亡有机物碳储量.

产水量:利用 InVEST 中的年产水量模块估算水量[16].计算公式如下:

$$Y_{xj}=\left(1-\frac{A_{\mathrm{ET}xj}}{P_x}\right)\cdot P_x \tag{6}$$

式中:Y_{xj} 表示年产水量;$A_{\mathrm{ET}xj}$ 为土地利用类型 j 上对应 x 栅格的实际年平均蒸散发量;P_x 为栅格 x 的年均降雨量.

土壤保持:该指标是使用修订通用土壤流失方程

(RUSLE)计算得.基于土壤保持模型,通过潜在侵蚀量和实际侵蚀量之差表示生态系统通过其结构与过程变化对生物沉积物的保留量[17].计算公式如下:

$$S_{\mathrm{D}i} = R_{\mathrm{KLS}i} - U_{\mathrm{SLE}i} \tag{7}$$

$$R_{\mathrm{KLS}i} = R_i \cdot k_i \cdot L_{\mathrm{S}i} \tag{8}$$

$$U_{\mathrm{SLE}i} = R_i \cdot k_i \cdot L_{\mathrm{S}i} \cdot C_i \cdot P_i \tag{9}$$

式中:$S_{\mathrm{D}i}$ 表示土壤保持量;$R_{\mathrm{KLS}i}$ 为潜在侵蚀量;$U_{\mathrm{SLE}i}$ 为实际侵蚀量;R_i 为降雨侵蚀力因子;k_i 为土壤可侵蚀因子;$L_{\mathrm{S}i}$ 为斜率长度梯度因子;C_i 为植物覆盖管理因子;P_i 为水土保持措施因子.

(3)生物多样性分析　研究以生物多样性维护服务能力指数作为评估指标,计算式为:

$$S_{\mathrm{bio}} = \mathrm{NPP}_{\mathrm{mean}} \cdot F_{\mathrm{pre}} \cdot F_{\mathrm{tem}} \cdot \left(1 - F_{\mathrm{alt}}\right) \tag{10}$$

式中:S_{bio} 为生物多样性维护服务能力指数;$\mathrm{NPP}_{\mathrm{mean}}$ 为年植被净初级生产力平均值;F_{pre} 为年平均降水量;F_{tem} 为年平均气温;F_{alt} 为海拔因子.

(4)热点分析　运用 Getis−Ord Gi*热点分析方法,对生态系统服务和生物多样性高值数据和低值数据进行空间聚类分析,精准定位数据的热点区域[18].能有效剔除数据中高度分散的小范围区域,进而将分析结果中联系紧密的热值区域作为生态源地.

1.3.2　景观生态风险评价　首先划定景观生态风险小区,参考相关学者对景观生态风险评价小区划分的结果,评价小区面积为平均斑块面积的 2~5 倍最佳[19].基于网格采样法,运用 ArcGIS10.8 软件的渔网工具,选取 5km×5km 的格网对研究区进行等距采样,共划分景观生态风险小区 10976 个.基于景观格局指数计算每个风险小区的景观生态风险指数,作为风险小区中心点的生态风险值,通过克里金插值将景观生态风险指数在空间上进行可视化表达.

选取景观脆弱度、干扰度和损失度三个关键指标构建淮河流域景观生态风险指数模型.该模型以风险引发的损失与风险发生概率的乘积来表征景观生态风险,且景观生态风险指数值越大,表明该区域内生态风险程度越高[20].

$$\mathrm{ERI}_i = \sum_{i=1}^{n} \frac{A_{ki}}{A_k} \cdot R_i \tag{11}$$

式中: ERI_i 为格网 i 的景观生态风险值; n 为景观类型的数量; A_{ki} 为研究区 k 个格网内景观类型 i 的面积; A_k 为研究区第 k 个格网的总面积; R_i 为景观类型 i 的景观损失度指数,该指数主要由景观脆弱度和景观干扰度指数相结合进行构建,模型内的各基础指数计算方式如下:

(1)景观损失度指数 R_i　景观损失度指数反映了在外部环境发生变化后,由于景观格局内部结构的不合理性,其自然属性遭受损失的程度.这一指数通常通过景观干扰指数与景观脆弱度指数的乘积来加以量化表示[21],计算式为:

$$R_i = E_i \cdot F_i \tag{12}$$

式中:R_i 为损失度指数;E_i 为景观类型 i 的干扰度指数;F_i 为景观类型的脆弱的指数.

(2)景观干扰度指数 E_i 景观干扰度指数用于反映不同景观类型受外界干扰的程度[22],指数值越大表明外界干扰对该生态系统的影响程度越大.计算式为:

$$E_i = aC_i + bN_i + cD_i \tag{13}$$

式中:C_i 为景观破碎度指数;N_i 为景观分离度指数;D_i 为景观优势度指数;a、b、c 分别代表景观破碎度、分离度和优势度的权重,通过借鉴前人经验以及结合研究区的特点,确定景观破碎度指数对生态风险影响最大,赋值为 0.5,景观分离度赋值为 0.3,景观优势度赋值为 0.2[23].

(3)景观脆弱度指数 F_i 景观脆弱度指数旨在衡量不同景观类型在面对外部干扰时的敏感性以及抵御干扰的能力.该指数数值越高,意味着区域内景观对外部干扰的抵抗力越低,生态系统更为脆弱,更易遭受损害.反之,指数值越小,表明景观内部结构越稳固,生态系统的自我修复能力也越强.在参考既往研究及结合研究区具体情况的基础上,对各类景观的脆弱强度等级进行了赋值[24]:建设用地为 1,林地为 2,草地为 3,耕地为 4,水域为 5,未利用地为 6.并对各类型景观的脆弱度强度进行归一化处理(各类型景观脆弱强度等级/脆弱强度等级之和),得到淮河流域各类型景观脆弱度指数表(表 2).

表 2　各类型景观脆弱度指数

Table 2　Landscape vulnerability index

景观类型	脆弱度指数
耕地	0.191
林地	0.095
草地	0.143
水域	0.238
建设用地	0.048
未利用地	0.286

1.3.3 生态阻力面构建 生态阻力值的大小主要取决于人类活动对生态系统的干扰强度,其次是自然环境.根据前人研究结合研究区现状[25],景观生态风险能够直观量化人类活动对生态系统的干扰强度,生态风险越高阻力越大;土地利用类型和景观类型能够直观反映物种迁移扩散的障碍类型;植被覆盖度能够直接影响物种迁徙廊道的连续性;夜间灯光指数能够揭示人工照明的生态干扰梯度;对于物种移动而言,道路和河流代表的是线性障碍,因此针对不同距离的河流和道路设定了不同的阻力值;除此之外自然环境地形也是重要影响因素之一.最终选取景观生态风险、MSPA 景观类型、植被覆盖度、地形起伏度、土地利用类型、夜间灯光指数、距河流距离和距道路距离 8 个指标构建综合阻力指标体系.将各阻力因子划分为 5 个等级,值越大表示阻力系数越大[26],参考已有研究[25],并结合研究区实际情况采用层次分析法确定各阻力因子指标权重,构建综合生态阻力面(表 3).

表 3 阻力因子赋值及熵权表

Table 3 Resistance factor assignment and entropy weighting

阻力因子	阻力值					权重
	1	2	3	4	5	
景观生态风险	低生态风险	较低生态风险	中等生态风险	较高生态风险	高生态风险	0.238
MSPA 景观类型	核心区	连接桥	环线、支线	孤岛、边缘区	孔隙、其他	0.161
植被覆盖度	0.8~1	0.6~0.8	0.4~0.6	0.2~0.4	<0.2	0.089
地形起伏度	0~40	40~80	80~130	130~200	>200	0.077
土地利用类型	林地、水域	草地	耕地	未利用地	建设用地	0.153
夜间灯光指数	0~15	15~30	30~45	45~60	>60	0.094
距河流距离	>3000m	2000~3000m	1000~2000m	500~1000m	0~500m	0.106
距道路距离	>5000m	3000~5000m	2000~3000m	500~2000m	0~500m	0.082

1.3.4 生态廊道提取 生态廊道是连接各源地间的桥梁,为物种的迁移以及生态过程的流动提供了通道.研究引入电路理论的相关原理,以 Circuitscape 软件为基础,对已提取的生态源地和生态阻力面进行网络构建与生态廊道识别.生态廊道代表生态源地间的最低阻力路径,潜在生态廊道代表生态源地间可能的联动路径[27].将成本加权距离阈值设置为 1km,得到最小成本路径即为生态廊道.

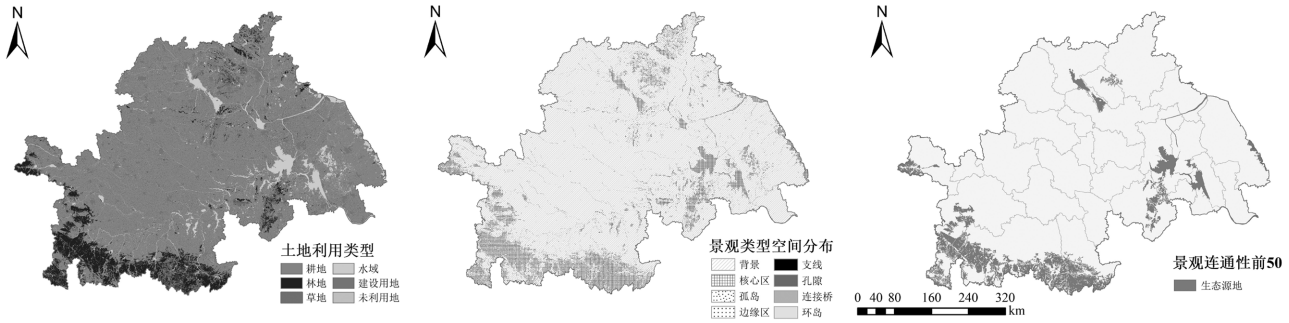
1.3.5 生态修复关键区域识别 生态夹点位于生态廊道之中,是物种在不同生态源地之间进行交流互动时经过概率较高的区域,是物种交流过程中不可或缺的必经之路[28].生态夹点若遭受破坏或被移除,将对整个景观的连通性造成重大影响.考虑到其在国土空间生态保护与修复工作中的关键战略位置,应当将其作为优先关注与治理的对象.生态障碍点是指物种在迁移过程中所遭遇的障碍区域.通过准确识别这些区域,并对其进行优化处理或予以移除,可以显著减少生态流动所面临的阻力,进而有效提升整个区域的生态安全水平[29].以电路理论为依托,借助 Circuitscape 软件,对研究区域内的生态夹点与生态障碍点进行识别[30-31],通过模拟电子在景观空间中的随机迁移过程,计算各生态源地间的电流密度分布特征.采用自然断点法对电流密度值进行三级分类,将最高等级区域作为生态夹点.通过分析累积电流恢复值的高值区确定生态障碍点,其中恢复值越高,表明该区域的修复对提升生态安全格局质量具有更显著的效果.最后,将识别出的生态夹点和障碍点与土地利用现状进行空间叠加分析,据此制定差异化的国土空间生态修复方案.

2 结果与分析

2.1 生态源地识别

2.1.1 MSPA 识别 利用 MSPA 模型根据土地利用类型(图 2(a))得到 7 种不重叠的生态景观类型,统计其分类结果(表 4),7 种生态景观类型的总面积为 46047.82km^2.核心区代表较大的生境斑块,在保护生物多样性方面发挥着关键作用,总面积达到 35502.18km^2,占全部生态景观类型的 77.1%(图 2(b)).核心区的景观类型主要以林地和水体为主,且在研究区的西南部以及东部地区分布较为集中.孤岛型景观则表现为孤立且破碎的小斑块,虽也能充当物

种的栖息地,但其内部的物质与能量交换概率相对较低,其面积为 629.88km^2,呈现出一种细碎化的空间分布特点.支线、连接桥以及环岛这三种景观类型均具备连通功能,对于促进生物的迁移以及增强景观的整体连通性至关重要,三者的总面积为2334.25km^2,且在空间分布上较为破碎,这三种类型面积的减少通常意味着景观连通性的降低.孔隙作为核心区与非生态景观之间的缓冲区域,会对生态要素的空间流动产生阻滞效应,是潜在的生态系统退化风险区.研究显示,淮河流域核心区内部及边缘地带存在少量孔隙,其空间占比可忽略不计.将MSPA 分析结果导入 Conefor 软件计算景观连通性指数,提取 dPC 前 50 个核心斑块(式(1)、式(2))作为生态源之一(图 2(c)).



(a)土地利用类型　　(b)景观类型空间分布　　(c)景观连通性前 50 源地

图 2　研究区土地利用类型、景观类型空间分布和景观连通性结果

Fig.2　The land use type, landscape type spatial distribution and landscape connectivity in the study area

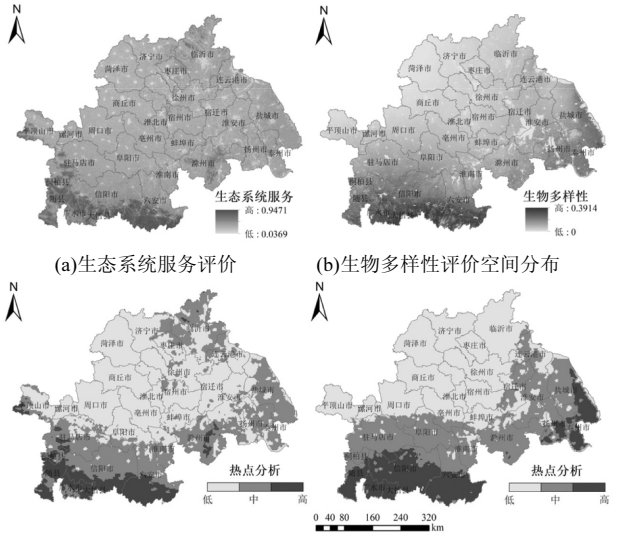
表 4　景观类型分类统计表

Table 4　Statistics of landscape type classification

景观类型	面积(km^2)	占比(%)
背景值 Background	215196.53	82.4
核心区 Core	35502.18	13.6
孤岛 Islet	629.88	0.2
孔隙 Perforation	1078.83	0.4
边缘区 Edge	6502.68	2.5
连接桥 Bridge	742.31	0.3
环岛 Loop	244.30	0.1
支线 Branch	1347.64	0.5

2.1.2　生态系统服务与生物多样性评价　将 4 种生态系统服务功能叠加,最终得到研究区生态系统服务功能分布图(图 3(a)).结果表明,森林和部分水域具有较高的生态服务价值,主要分布在淮河流域西南大别山地区,且四种生态系统服务功能均较高,能够较好地调节气候,提供丰富的生态资源.中等生态服务功能以部分水和农田为主,在淮河流域中部平原地区分布广泛.生态系统服务功能较低的地区主要分布在城市地区,植被覆盖度低,人为干扰大.

根据生物多样性分布结果(图 3(b))可知,淮河流域的物种分布较为分散,多集中在林草地和水体周围,其中西南丘陵地区的物种分布较为密集,数量较多.



(a)生态系统服务评价　(b)生物多样性评价空间分布

(c)生态系统服务热点分析　(d)生物多样性热点分析分布

图 3　生态系统服务评价、生物多样性评价空间分布及其热点分析

Fig.3　Ecosystem service assessment, biodiversity assessment spatial distribution and hotspot analysis

2.1.3　生态源地识别　利用 ArcGIS 热点分析工具计算生态系统服务和生物多样性热点区域(图 3(c)、3(d)).将景观连通性和热点分析结果叠加,可以识别出高连通性、高生态价值和高物种丰富度的区域.由于淮河流域水资源较为丰沛,内拥微山湖、洪泽湖等天然湿地资源等,具有宝贵的生态价值,因此选取

景观完整性较高、面积大于 10km^2 的水域,合并纳入生态源地范围,最终选取 24 个斑块作为最终生态源(图 4).最终生态源地总面积为 23590.30km^2,占研究区总面积的 9.03%.生态源地的土地利用类型以森林为主,源地分布较不均衡,主要分布在六安市、信阳市、桐柏县、随县、广水市、大悟县、济宁市和宿迁市.

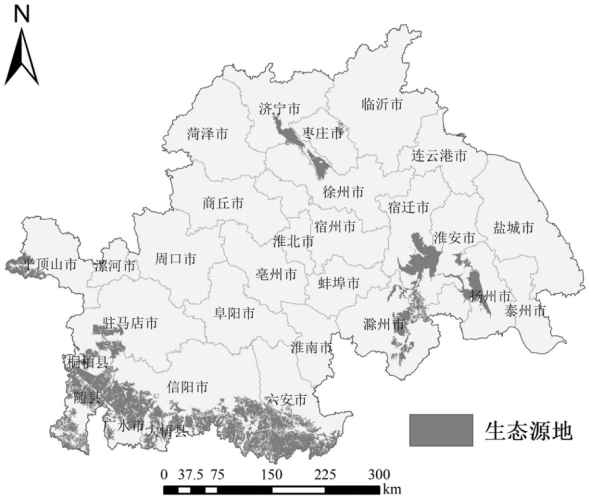


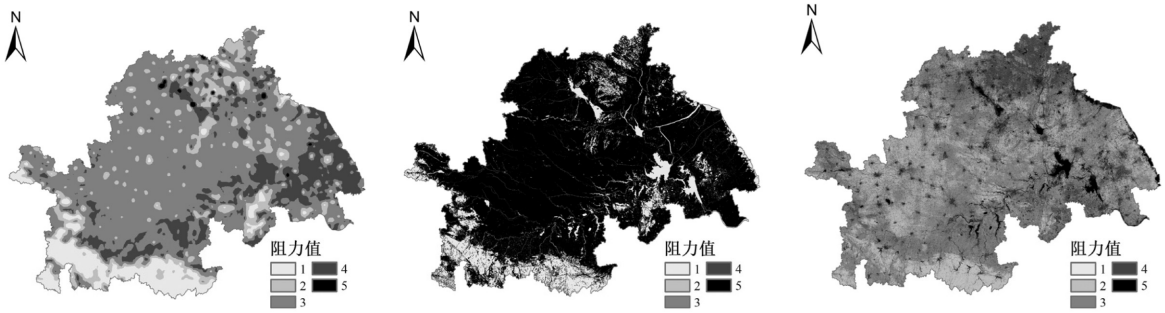
图 4 生态源地分布

Fig.4 Ecological source distribution

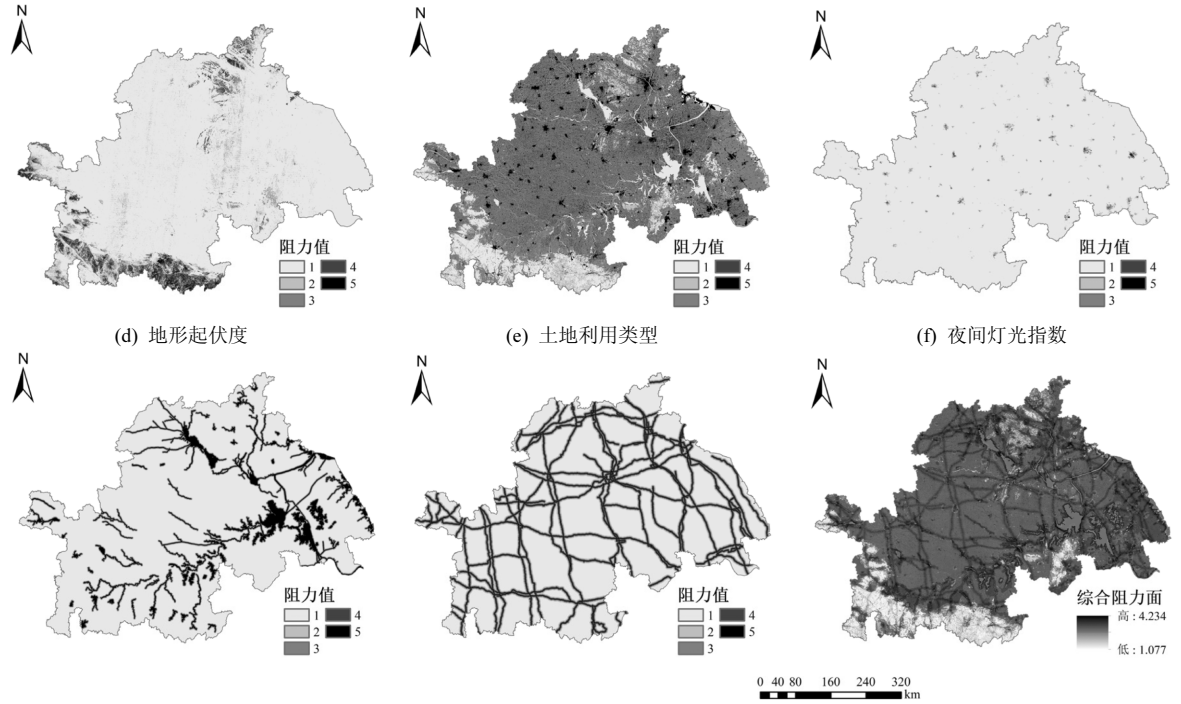
2.2 生态廊道构建

2.2.1 生态阻力面构建 各阻力因子按自然断点法分类赋值并采用层次分析法确定权重后叠加,得到生态综合阻力面(图 5(i)).阻力均值为 2.64,阻力面中高值区空间分布格局与源地大致相反.淮河流域的阻力面在空间分布上呈现出东西异质性.研究区东北部地形相对平缓,河网与道路系统错综复杂,阻力值显著高于西南部山林地区.高阻力值区域主要分布于水域附近和城市建成区,其中最大阻力值达到 4.23.这些区域建设用地密集,土地利用强度较高,致使生态空间相对匮乏,对生态廊道的形成与连通造成显著制约.其空间分布与植被覆盖度因子、距河流距离因子和距道路距离因子的分布趋同性较高.阻力低值区集中在淮河流域西部林地和南部、北部山地,最低阻力值为 1.08,这些地区人类活动对其干扰有限,生态环境优良,具有较低的生态阻力,有利于生物的移动和迁徙.

2.2.2 生态廊道识别 连接 24 个生态源地的生态廊道共有 60 条(图 6(a)),其中生态廊道 41 条,潜在生态廊道 19 条,主要分布在淮河流域中部,个别生态廊道和潜在的廊道在一些区域重叠,这和这些区域景观斑块的阻力值较低有关.其中,源自皖西大别山区的辐射状生态廊道网络最为密集,承担着区域生态连接的核心功能.基于 CWD/LCPL 指数评估廊道连通性,共识别出 19 条关键生态廊道、15 条重要生态廊道以及 7 条一般生态廊道.生态廊道总长度达 2610.10km,平均廊道长度为 63.66km.其中最长廊道隶属关键廊道长达 414.87km,地处平顶山-济宁段,具有显著的景观连通优势,为候鸟类物种远距离迁移提供了理想通道,需重点加强维护以确保生态流的连续性.通过与卫星图对比发现在长距离廊道形成的区域中有许多小型生态斑块,这些斑块为廊道的连通提供了更多的可能.最短廊道隶属一般廊道仅 0.06km,位于滁州市,通过地类比对分析,该廊道因旱地和农村居民点阻隔导致林地源地斑块破碎化,可通过实施退耕还林和建设用地整治等措施实现生态单元的有效连接.长度超过 10km 的廊道共 14 条,占生态廊道总数的 23.3%.这些廊道在区域生态系统功能改善时具有重要意义.生态廊道对于恢复生态源地之间的连通性,加强生态恢复和物种转移都有很强的促进作用,特别是这些长度较长、连通性较好的生态廊道承担的支撑作用更加显著.



(a) 景观生态风险 (b) MSPA 景观类型 (c) 植被覆盖度



(d) 地形起伏度　(e) 土地利用类型　(f) 夜间灯光指数

(g) 距河流距离　(h) 距道路距离　(i) 生态综合阻力面

图 5　淮河流域各阻力因子及综合阻力面空间分布

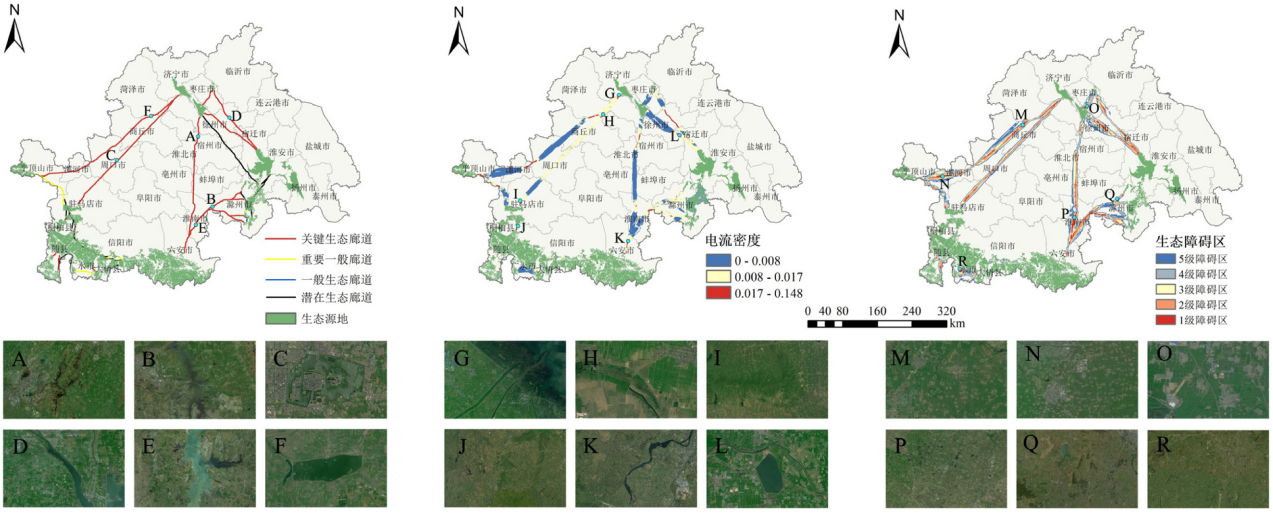
Fig.5　Spatial distribution of resistance factors and comprehensive resistance surface in the Huaihe River Basin

2.3　国土空间生态修复关键区域识别

生态夹点是国土空间生态修复的关键区域,是区域景观连通性的关键节点.淮河流域生态安全格局电流密度最大值为 0.15,平均电流密度为 0.01(图 6(b)).本研究共识别出 781 个生态夹点,总面积为 662.47km^2.如表 5 所示,徐州市的生态夹点面积最大,为 154.24km^2;滁州市生态夹点数量最多,有 175 个,夹点分布较为破碎.这些区域在生态安全格局中处于关键地位.将生态夹点与土地利用现状进行叠加分析,淮河流域的生态夹点用地类型占比最多的是耕地(297.51km^2),其次是水域(126.76km^2)、林地(118.23km^2)、草地(69.26km^2)、建设用地(50.58km^2),未利用地面积最少,为 0.14km^2.由图可以看出,识别出的生态夹点主要分布于中部关键廊道及重要廊道处.大型生态夹点主要分布在徐州、平顶山、周口、滁州、商丘等市.需要跨区域联合对夹点和障碍点区域进行重点生态修复,以优化景观格局,促进有益的生态过程并抑制不利的外部干扰.

基于各生态源地间的电流恢复值计算结果,采用自然断点法划分为 5 个等级的生态障碍区(图 6(c)),其中将电流恢复值最高的 1 级障碍区确定为生态障碍点.本研究共识别到障碍点 142 个,总面积为 1533.22km^2.

淮河流域的生态安全格局如图 7 所示,生态障碍点分布较为均匀.其中,淮南市生态障碍点面积最大,为 323.49km^2,徐州市生态障碍点数量最多,有 28 个.大型障碍点主要分布在淮南、徐州、商丘、宿迁和滁州等市;面积细碎的障碍点主要分布在随县和平顶山市.与现状用地叠加后发现主要用地是耕地(1190.45km^2)、建设用地(271.93km^2)、水域(67.41km^2),其次是草地(1.89km^2)、林地(1.33km^2),未利用地(0.21km^2)最少.这主要是由于淮河流域耕地面积较大,耕地保护措施力度不够,造成生态环境破坏,以及城市建成区人类活动相对频繁,物质能量流动阻力较大难以通过.通过与生态阻力面进行空间叠加分析,结果显示生态障碍点主要集中于高阻力值区域.这一空间分布特征与高强度人类活动导致的景观生态系统干扰密切相关,优先修复这些区域将显著提升景观连通性.从空间分布特征来看,生态障碍点主要集聚在关键廊道和重要生态廊道周边区域,同时,将障碍点区域与高分辨率卫星影像进行对比可知,生态障碍点区域主要存在于耕地、农村居民区、道路交汇处.对这些障碍点进行生态修复不仅有助于提升廊道质量,还能为优化生态安全格局提供空间决策支持.



(a)生态廊道分布 (b)电流密度分布 (c)生态障碍区分布

图 6 淮河流域生态廊道、电流密度及生态障碍区分布

Fig.6 Distribution of ecological corridors, current densities and ecological barrier areas in the Huaihe River Basin

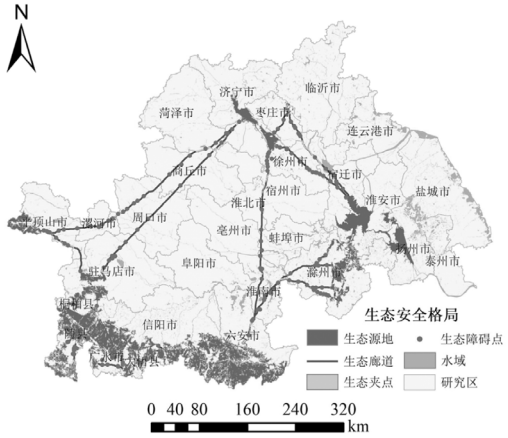
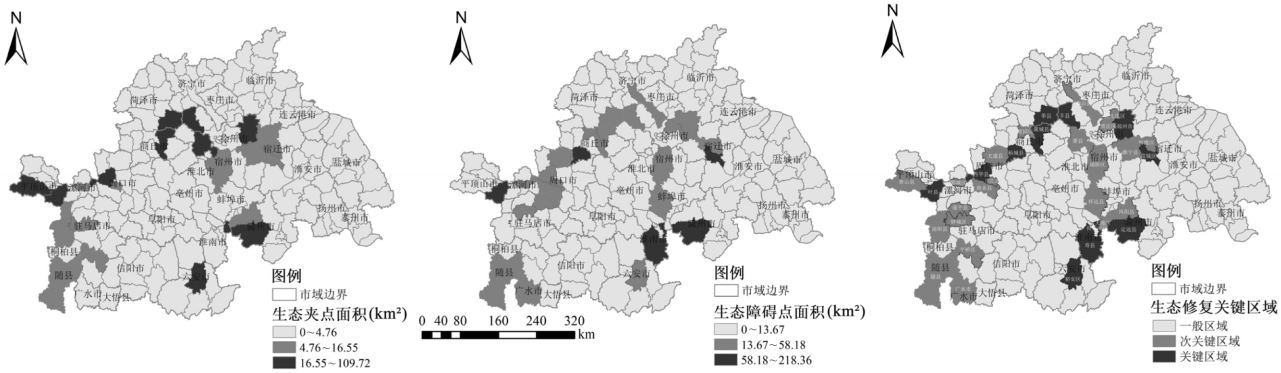


图 7 淮河流域生态安全格局

Fig.7 Ecological security pattern of the Huaihe River Basin

对淮河流域各区县生态夹点和生态障碍点面积分别进行统计,用自然断点法分为三级(图 8(a)、图 8(b)).生态夹点面积最大的是徐州市邳州市,面积为 109.72km^2;生态障碍点面积最大的是淮南市寿县,面积为 218.36km^2.将各区县生态夹点和生态障碍点面积分布归一化处理后进行合并,得到生态修复关键区域(图 8(c)),用自然断点法分为三级,分别为关键区域、次关键区域和一般区域.关键区域主要分布于徐州市(邳州市、丰县)、淮南市(寿县、田家庵区)、周口市西华县、平顶山市叶县、滁州市定远县、商丘市(柘城县、虞城县)、宿迁市宿城区、菏泽市单县和六安市裕安区,生态夹点面积共计 405.76km^2,生态障碍点面积共计 948.99km^2.淮河流域生态修复关键区域涉及多个省市,需要采取系统化、协同化的措施进行生态修复,从而更好地保护生态安全,提高生态水平.



(a)生态夹点面积分布 (b)生态障碍点面积分布 (c)生态修复关键区域

图 8 淮河流域各区县生态夹点、生态障碍点面积分布和生态修复关键区域

Fig.8 The distribution of ecological pinch points, ecological obstacles and key areas for ecological restoration in various districts and counties of the Huaihe River basin

3　讨论

3.1　基于生态安全格局的生态修复关键区域识别方法

相较于传统的直接将生态系统服务评估结果高值区作为生态源地,或者直接选取自然保护区、林地等作为生态源地更具有针对性和综合性,并且选取出的一些主要生态源地,与淮河流域的已有研究结果有多处重叠[32].研究基于电路理论的连接度模型,通过电流密度的模拟分析能够辨识对景观连通性具有显著影响的生态组分及其空间分布特征,进而确定生态修复的优先区域[7],能够为国土空间生态保护修复关键区域的识别提供更加科学的途径.研究考虑到生态廊道的稳定性,通过耦合景观生态风险评价构建生态阻力面从而识别更加科学准确的生态廊道.采用生态安全格局分析方法,可以精准定位生态夹点和生态障碍点等重要空间节点.这些节点的生态修复与保护工作,对保障流域范围内山水林田湖草等复合生态系统结构的完整性发挥着关键作用.本研究还将生态廊道、生态夹点和生态障碍点等关键区域与土地利用现状进行空间叠加分析,明确了重点修复保护区域的土地利用类型和面积,增强了空间落实性、研究结果的科学性和实践指导价值,为后续生态修复工程提供了重要决策依据.

研究将识别出的生态廊道、生态修复关键区域与前人研究[33-35]以及《安徽省国土空间总体规划(2021−2035 年)》重点生态功能区格局优化图、《河南省国土空间规划(2021−2035 年)》生态空间格局规划图、《江苏省国土空间规划(2021−2035 年)》生态空间格局规划图、《山东省国土空间规划(2021−2035 年)》生态修复格局图进行对比,在皖西和豫东南大别山区、苏北地区和鲁南地区均具有较高的一致性,其中现有规划的江淮运河生态廊道建设和京杭大运河生态廊道建设均处于研究所识别的长距离廊道中.由于研究区范围较大,本文所选取的生态源地面积较大且景观连通性较高,以此识别出的源地数量少,生态廊道距离较长.将长距离生态廊道与高分辨率卫星图进行对比,发现在廊道区域存在许多小型生态斑块,有国家森林公园、湿地公园、河流湖泊等,见图 6,均能为长距离廊道建设提供支撑.在其他规划案例中也有类似的长距离廊道建设,如浙中生态廊道遵循“一村一片林、一镇一林带、一县一廊道”的布局原则,打造了长达 335km 的彩色林带和 4.2 万 hm^2 的彩色森林,同时建立了 17 处自然保护地.这也验证了长距离廊道建设的可行性.鉴于淮河流域涉及的各行政区在生态安全格局构建过程中往往局限于本辖区范围,缺乏跨区域协调,本研究识别的陆域生态廊道系统有助于保障流域尺度生态系统功能的完整性,促进生物多样性的有效保护.

3.2　国土空间生态修复策略

基于电路理论所识别出的生态节点有较高的连通性,但生态较脆弱,亟需实施全面的生态保护修复工程,维护并促进源地之间的物质交换与能量流动,进而提高生态系统服务功能.通过淮河流域关键区域土地利用现状与生态功能区划特征的系统分析,本研究制定了针对性的生态保育与修复策略.鉴于该流域生态系统基础条件优越,研究从微观和宏观两个层面共同确立了以自然保育为主体、人工干预为补充的生态治理原则.根据省级或市级生态保护相关政策在微观层面上提出能够落实到治理空间上的国土空间生态修复策略,如表 5 所示.

表 5　淮河流域生态夹点和生态障碍点空间分布及微观生态修复策略

Table 5　Spatial distribution of ecological pinch points and ecological obstacle points and micro-ecological restoration strategies in the Huaihe River Basin

地区	生态夹点数量(个)	生态夹点面积(km^2)	土地利用类型	生态障碍点数量(个)	生态障碍点面积(km^2)	土地利用类型	微观生态修复策略
蚌埠市	–	–	–	3	24.70	耕、建	对怀远县西交界处褚集镇、徐圩乡和万福镇加强耕地保护管理,减少农业面源污染;在老城区改造中嵌入"口袋公园"和垂直绿化
亳州市	–	–	–	1	3.18	耕	重点对蒙城县双涧县耕地进行生态改良,发展林下中药材生态种植模式,构建"药-林-田"复合生态系统
滁州市	175	47.08	耕、林、草、水	18	122.29	耕、水、建	夹点主要在定远县和明光市零碎分布,在滁河流域推行"山水林田湖草"系统治理,建立跨省生态补偿机制;生态障碍点主要在定远县东西向分布,针对耕地推广生态农业,对水域实施"退渔还湿"工程,建设人工浮岛净化水质,在建设用地上增加绿化和水体景观

续表 5

地区	生态夹点数量(个)	生态夹点面积(km^2)	土地利用类型	生态障碍点数量(个)	生态障碍点面积(km^2)	土地利用类型	微观生态修复策略
大悟县	27	2.66	耕	2	10.40	耕、建	夹点分布于山地,对耕地实施保护性耕作,减少土壤侵蚀;应用鄂北生态防护林建设技术标准,构建"梯田生物埂+防护林带"的水土保持体系
阜阳市	–	–	–	–	–	–	按照《安徽省生态保护红线监管办法》,建立"空天地一体化"生态监测网络,预防生态问题的产生
广水市	6	0.98	林	4	32.53	耕	保护西部交界处的林地资源,在林地夹点区域补植楠木、青冈等乡土树种.实施节水灌溉工程,推广智能水肥一体化系统
菏泽市	12	30.45	耕、林、草、水	2	49.09	耕、建	夹点主要分布于单县与商丘交界处,地类复杂,需加强生态保护与管理;打造"牡丹+生态修复"模式,在障碍点区域建设牡丹生态园.改造灰色基础设施为绿色空间
淮安市	5	3.77	耕、林	–	–	–	保护盱眙县耕地和林地资源,推广"稻渔共作"生态种养模式
淮北市	22	9.32	林、草	1	23.44	耕、建	重点保护烈山区龙脊山自然风景区,建立保护缓冲区;增加濉溪县植被覆盖和生态基础设施建设
淮南市	25	39.88	耕、林、水、建	14	323.49	耕、水、建	加强对八公山风景区的保护,打造沿淮河生态绿道;对寿县采用"挖深垫浅"技术建设生态湿地公园.建设生态护岸和鸟类栖息地
济宁市	2	1.18	耕	1	17.69	耕	重点对微山湖周边生态夹点和障碍点的耕地推广"小麦-大豆"轮作固氮养地模式,建设人工湿地水质净化工程,以此保护微山湖建立缓冲区
连云港市	–	–	–	–	–	–	建设生态海堤,加强生态保护意识,合理规划城市发展和土地利用,预防生态问题的出现
临沂市	–	–	–	–	–	–	合理开发利用自然资源,确保生态系统的稳定和健康
六安市	58	40.62	耕、林、水	3	25.20	耕、水	重点保护南山和大别山石窟风景区,打通生态建设廊道;应用大别山水源涵养林保育技术,实施华山松、黄山松等乡土树种补植工程
漯河市	8	7.66	耕	4	41.27	耕、建	对临颍县耕地实施保护性耕作,推广生态农业;加强沙河沿岸耕地保护,绿色基础设施建设
平顶山市	67	79.86	耕、林、草	7	93.08	耕、建	重点加强鲁山县和叶县南部山地生态环境建设,实施"地形重塑+土壤改良+植被重建"系统性修复;深化白龟湖生态保护区建设,应用"多级人工湿地+生态浮岛"水质净化技术
商丘市	14	44.89	耕、草、建	5	151.35	耕、建	推动睢县、虞城县和夏邑县发展生态农业;打造农田生态基础设施网络,构建沿黄河故道生态绿道
宿迁市	48	24.74	耕、水、建	9	125.44	耕、水、建	重点保护骆马湖旅游景区和三台山森林公园,实施湖滨带生态修复工程;在宿城区、宿豫区和泗洪县打造"水上牧场"生态养殖模式,建设海绵城市设施
宿州市	86	40.14	耕、林、草	1	6.00	耕	生态夹点主要分布于萧县,加强对皇藏峪国家森林公园的生态保护,实施"封山育林+人工促进"天然次生林恢复工程;建设适应性生态农业示范区
随县	20	12.45	耕、林	6	21.44	耕	重点保护均川镇山区林地资源,实施"见缝插绿"补植工程
泰州市	–	–	–	–	–	–	继续加强生态环境保护和建设,合理开发利用自然资源,维护生态平衡
桐柏县	1	1.66	耕	–	–	–	推动东部固县镇土壤改良,建设淮河源头生物多样性观测站
信阳市	52	16.62	耕、林	2	4.14	耕	对西部天目山加强保护和生态建设,推广生态农业和林业可持续发展技术;恢复光山县耕地生态功能,从而提升各森林公园之间的生态连通性
徐州市	57	154.24	水、建	28	179.68	耕、水、建	重点加强京杭运河的河道整治工作,建设沿运河生态绿道作为缓冲区;在鼓楼区、泉山区和铜山区增加口袋公园,针对耕地推广大规模生态农业建设
盐城市	–	–	–	–	–	–	加强现有生态保护和建设,实施潮间带生态修复与智能监测工程,确保生态环境的可持续发展
扬州市	–	–	–	–	–	–	推广高邮湖"退围还湖"经验,构建"深水区-浅滩-湖滨带"梯级生态系统;按照《长三角生态绿色一体化发展示范区规划》,建设江淮生态大走廊智慧监测系统
枣庄市	17	2.87	耕	9	52.65	耕、建	对薛城区、市中区、峄城区和台儿庄区耕地进行保护性耕作,推广生态农业.对其建设用地进行生态修复,增加植被覆盖和生态基础设施建设

续表 5

地区	生态夹点数量(个)	生态夹点面积(km^2)	土地利用类型	生态障碍点数量(个)	生态障碍点面积(km^2)	土地利用类型	微观生态修复策略
周口市	45	79.14	耕、水、建	12	146.55	耕、建	在西华县、太康县和项城市建设"生态缓冲带+人工湿地"面源污染拦截系统;发展现代生态种养结合体系
驻马店市	34	22.26	耕、林、草	10	79.61	耕、建	推广确山县"板栗-中药材"立体种植模式,发展复合林下经济;应用《淮河生态经济带发展规划》,建设桐柏-大别山生态屏障驻马店段
合计	781	662.47	耕、林、草、水、建	142	1533.22	耕、水、建	-

注:耕:耕地;林:林地;草:草地;水:水域;建:建设用地;未:未利用地;以上各市县具体生态修复策略均根据省级或市级生态保护相关政策制定.

宏观层面保护措施:

3.2.1　生态源地修复策略　淮河流域生态源地分布不均,西南部集中,北部零散,中部空缺.通过将生态源地与各省市划定的生态保护红线及生态空间结合制定源地修复策略.大别山、微山湖和洪泽湖生态保护区构成生态源地骨架,需明确保护边界、加强生态系统监测保护,严格执行红线管控,禁止开发活动,重点开展退化林草修复、湿地水文调控等工程.苏鲁豫皖四省应联合深化生态工程,加强跨区域合作治理,提高源地生态质量;流域北部在原有生态源地的基础上扩展兴建生态保护区,在耕地与生态源地交错区推广生态农业模式;中部平原空缺区,以生态保护红线外的一般生态空间为重点,实施人工造林、河岸带植被缓冲带建设,优先选择乡土树种提升碳汇能力;对退化草地采取围栏封育与补播耐旱草种相结合的措施扩大生态源地;沿淮河地区加强生态保护,减少污染,整治河道,构建沿淮河生态绿道,建立河道生态缓冲区;东南部整合生态源地碎片化,严控新增建设用地占用生态空间,对已占用区域通过"留白增绿"策略逐步腾退,例如将废弃工矿用地转化为小微湿地或社区公园,减少人为干扰;对于未纳入生态红线的源地,需结合国土空间生态修复规划,将其划入生态保育区,限制建设用地扩张,实施退耕还林等生态恢复措施.

3.2.2　生态廊道修复策略　以提高连通性为核心,拓宽被建设用地和耕地挤压的生态廊道.大别山—微山湖段采取生态农业林农混作等措施;六安—滁州段加强淮河保护,规划周边绿道;洪泽湖—微山湖段完善被破坏生态空间,采取生态友好型建设方案;中部加强水土保持、预防土地荒漠化,增强沿途绿化工程,提升长距离廊道功能.最长廊道"平顶山—济宁段"沿线存在许多半自然走廊,为长距离生态廊道的构建提供了更多可能,可优先利用这些线性空间,通过补植乡土树种、拆除阻水设施等措施拓宽廊道宽度.对于长距离廊道修复策略可划分为若干生态段(如山区段、平原段、城市段),山区段以封育为主,平原段推行"林田共生"模式(如农田防护林网),城市段结合绿道规划建设生态隔离带.

3.2.3　生态夹点修复策略　依据空间分布,因地制宜进行生态保护与修复.耕地生态夹点实施生态化改造、构建生态缓冲区、严格用途管制、建设生态提升项目;水域类型夹点采用人工湿地等技术,加强河道整治;林地类型夹点封山育林、植被培护;草地类型夹点围栏封育、补播种草;建设用地类型夹点保障生态敏感区和重要生态功能区保护,增加城市绿地;与生态障碍点重合区域遵循自然修复与人工辅助治理相结合原则.

3.2.4　生态障碍点修复策略　生态障碍点距离生态源地较远,生态基底薄弱,阻碍生态廊道连通性,需实施系统性生态修复工程.淮南市和徐州市为攻坚区域,淮南市应修复生态环境,加强废弃矿山修复等;徐州市应优化建设用地结构,划定并遵守"三区三线"边界管控;宿迁、滁州等区域人为建设生态斑块,提升障碍点生境质量与生态源地面积,降低生态廊道阻力.

3.3　不足与展望

构建区域生态安全格局是一项复杂的任务,其中源地识别的精确性和阻力面构建的科学性对最终结果具有重要影响.在当今追求人与自然和谐共生的背景下,生态源地的选择不仅应满足物种栖息的基本需求,还应兼顾人类休闲活动的需求.未来在生态源地的选择过程中,可以考虑加入生态系统服务的休闲功能,从而从需求层面提升生态源地选择的全面性.本文构建了淮河流域的生态安全格局,但对生态源地的面积阈值和生态廊道的宽度阈值未进行深入探讨.尽管已有学者在这一领域进行了相关研究,但尚未达成一致结论,因此未来仍需加强这

方面的定量研究.此外,研究提出的具体生态修复策略在实施过程中存在不确定性因素,针对这些区域修复后生态系统结构连通性的改善效果,仍需进一步深入研究.未来的研究应当综合考虑研究区域当前的景观格局特点以及具体的规划需求,科学设定生态廊道的适宜宽度,并合理安排修复工作的优先次序,旨在实现更为高效和有针对性的生态保护与修复成效.最后,由于数据获取的局限性,没有对生态系统在多个时段和长时间序列演变进行深入研究.

4 结语

以淮河流域为研究区,基于景观连通性、生态系统服务评价和生物多样性评价三方面结合自然保护区综合识别生态源地,选取景观风险评价等 8 个阻力因子构建生态阻力面,并进一步利用电路理论识别出的生态夹点和障碍点综合判定生态修复关键区域,形成科学合理的国土空间生态修复策略.结果表明:淮河流域生态源地呈异质性分布,识别出 24 处生态源地,共计 23590.30km^2,呈现“三核四带多点”的空间格局;生态廊道共 60 条,包含生态廊道 41 条,潜在生态廊道 19 条,总长为 2610.10km,主要分布在淮河流域中部,由皖西大别山区往外发散的生态廊道数量最多,发挥着核心枢纽职能;生态夹点共 781 处,总面积为 662.47km^2,用地类型占比最多的是耕地,其次是水域、林地等;生态障碍点共 142 处,总面积为 1533.22km^2,主要分布在耕地、水域和建设用地等区域;通过对淮河流域各区县的生态夹点和生态障碍点统计处理,淮河流域生态修复关键区域需重点保护修复的生态夹点面积共计 405.76km^2,生态障碍点面积共计 948.99km^2;基于识别结果构建“源地-廊道-夹点-障碍点”四级修复体系,提出以自然保育为主、人工干预为辅的生态治理方案.通过跨省协同实施差异化策略:依托大别山-微山湖-洪泽湖生态三角骨架强化核心源地保护,扩大生态源地数量,对生态廊道采取分区分段修复策略,针对生态夹点和障碍点,提出了因地制宜的小区域生态保护与修复措施,结合生态红线管控与省际协作机制,全面提升生态系统连通性和服务功能,形成可推广的生态修复模式.

参考文献:

[1] 彭 建,赵会娟,刘焱序,等.区域生态安全格局构建研究进展与展望 [J]. 地理研究, 2017,36(3):407-419.
Peng J, Zhao H J, Liu Y X, et al. Research progress and prospect on regional ecological security pattern construction [J]. Geographical Research, 2017,36(3):407-419.

[2] 马才学,杨蓉萱,柯新利,等.基于生态压力视角的长三角地区生态安全格局构建与优化 [J]. 长江流域资源与环境, 2022,31(1):135-147.
Ma C X, Yang R X, Ke X L, et al. Construction and Optimization of Ecological Security Pattern in Yangtze River Delta Based on the Perspective of Ecological Pressure [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2022,31(1):135-147.

[3] 阚 恒,丁冠乔,郭 杰,等.基于生态安全格局分析的国土空间生态修复关键区域识别:以环太湖城市群为例 [J]. 应用生态学报, 2024,35(8):2217-2227.
Kan H, Ding G Q, Guo J, et al. Identification of key areas for ecological restoration of territorial space based on ecological security pattern analysis: A case study of the Taihu Lake city cluster [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2024,35(8):2217-2227.

[4] 刘金花,杨 朔,吕永强.基于生态安全格局与生态脆弱性评价的生态修复关键区域识别与诊断——以汶上县为例 [J]. 中国环境科学, 2022,42(7):3343-3352.
Liu J H, Yang S, Lü Y Q. Identification and diagnosis of critical areas for ecological rehabilitation based on eco-security patterns and ecological vulnerability assessment - a case study over Wenshang County [J]. China Environmental Science, 2022,42(7):3343-3352.

[5] 刘瑞宽,杨林朋,李同昇,等.基于 ERA 和 MCR 模型的生态安全格局构建——以陕西沿黄地区为例 [J]. 中国环境科学, 2024,44(2):1053-1063.
Liu R K, Yang L P, Li T S, et al. Establishment of ecological security pattern along the Yellow River in Shaanxi Province based on ERA and MCR models [J]. China Environmental Science, 2024,44(2):1053-1063.

[6] 陈相标,丁文荣.基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别——以滇中五大高原湖泊流域为例 [J]. 环境工程技术学报, 2023,13(6):2248-2260.
Chen X B, Ding W R. Identification of key areas for ecological restoration of territorial space based on ecological security pattern: a case of five plateau lake basins in central Yunnan [J] Journal of Environmental Engineering Technology, 2023,13(6):2248-2260.

[7] Zhang W, Chang W J, Zhu Z C, et al. Landscape ecological risk assessment of Chinese coastal cities based on land use change [J]. Applied Geography, 2020,117:102174.

[8] Zhuang Z, Li C, Hsu W L, et al. Spatiotemporal changes in the supply and demand of ecosystem services in China's Huai River Basin and their influencing factors [J]. Water, 2022,14(16):2559.

[9] Li Y, Zhao J, Yuan J, et al. Constructing the ecological security pattern of Nujiang prefecture based on the framework of 《Importance-Sensitivity-Connectivity》[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022,19(17):10869.

[10] 刘 园,周 勇,杜越天.基于 InVEST 模型的长江中游经济带生境质量的时空分异特征及其地形梯度效应 [J]. 长江流域资源与环境, 2019,28(10):2429-2440.
Liu Y, Zhou Y, Du Y T. Study on the spatio-temporal patterns of habitat quality and its terrain gradient effects of the middle of the Yangtze River Economic Belt based on InVEST Model [J]. Resources and Environment in the Yangtze River Basin, 2019,28(10):2429-2440.

[11] 高 扬,何念鹏,汪亚峰.生态系统固碳特征及其研究进展 [J]. 自然资源学报, 2013,28(7):1264-1274.
Gao Y, He N P, Wang Y F. Characteristics of carbon sequestration by ecosystem and progress in its research [J]. Journal of Natural Resources, 2013,28(7):1264-1274.

[12] Hamel P, Valencia J, Schmitt R, et al. Modeling seasonal water yield for landscape management: Applications in Peru and Myanmar [J]. Journal of Environmental Management, 2020,270:110792.

[13] Hamel P, Chaplin-Kramer R, Sim S, et al. A new approach to

modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA [J]. Science of The Total Environment, 2015,524:166−177.

[14] 吴健生,毛家颖,林　倩,等.基于生境质量的城市增长边界研究——以长三角地区为例 [J]. 地理科学, 2017,37(1):28−36.
Wu J S, MAO J Y, Lin Q, et al. Urban growth boundary based on the evaluation of habitat quality: Taking the Yangtze River Delta as an example [J]. Scientia Geographica Sinica, 2017,37(1):28−36.

[15] 覃彬桂,林伊琳,赵俊三,等.基于 InVEST 模型和电路理论的昆明市国土空间生态修复关键区域识别 [J]. 中国环境科学, 2023,43(2):809−820.
Qin B G, Lin Y L, Zhao J S, et al. Identification of key areas for the ecological restoration of territorial space in Kunming based on the InVEST model and circuit theory [J] China Environmental Science, 2023,43(2):809−820.

[16] Wu L, Fan F. Assessment of ecosystem services in new perspective: A comprehensive ecosystem service index (CESI) as a proxy to integrate multiple ecosystem services [J]. Ecological Indicators, 2022,138:108800.

[17] 邱大鹅,张军以,杨晓雪.基于不同需求层次生态服务供需的四川盆地生态安全格局构建 [J]. 中国环境科学, 2025,45(6):3343−3358.
Qiu D E, Zhang J Y, Yang X X. Construction of ecological security pattern in Sichuan Basin based on the supply and demand of ecological services at different demand levels [J] China Environmental Science, 2025,45(6):3343−3358.

[18] 张文静,孙小银,周　俊.南四湖流域关键生态系统服务的时空权衡关系 [J]. 生态学报, 2021,41(20):8003−8015.
Zhang W J, Sun X Y, Zhou J. Spatio temporal dynamics of tradeoffs between crucial ecosystem services in Nansihu Lake Basin [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021,41(20):8003−8015.

[19] 吕乐婷,张　杰,孙才志,等.基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估 [J]. 生态学报, 2018,38(16):5952−5960.
Lü L T, Zhang J, Sun C Z, et al. Landscape ecological risk assessment of Xi river Basin based on land−use change [J]. Acta Ecologica Sinica, 2018,38(16):5952−5960.

[20] Xue L, Zhu B, Wu Y, et al. Dynamic projection of ecological risk in the Manas River basin based on terrain gradients [J]. Science of The Total Environment, 2019,653:283−293.

[21] 杨帅琦,何　文,王金叶,等.基于MCR模型的漓江流域生态安全格局构建 [J]. 中国环境科学, 2023,43(4):1824−1833.
Yang S Q, He W, Wang J Y, et al. Ecological security pattern construction in Lijiang River basin based on MCR model [J]. China Environmental Science, 2023,43(4):1824−1833.

[22] 陈全通,殷浩然,李艳红,等.秦巴山地景观生态风险的时空分异 [J]. 水土保持通报, 2022,42(3):239−246.
Chen Q T, Yin H R, Li Y H, et al. Spatial and temporal differentiation of landscape ecological risk in Qinling−Daba Mountains [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022,42(3):239−246.

[23] 于　婧,汤　昇,陈艳红,等.山水资源型城市景观生态风险评价及生态安全格局构建——以张家界市为例 [J]. 生态学报, 2022,42(4):1290−1299.
Yu J, Tang B, Chen Y H, et al. Landscape ecological risk assessment and ecological security pattern construction in landscape resource−based city: A case study of Zhangjiajie City [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022,42(4):1290−1299.

[24] 何钊全,尚　雪,张铜会,等.近 20 年陕北黄土丘陵区景观生态风险时空变化及其冷热点格局 [J]. 生态学杂志, 2023,42(10):2514−2525.
He Z Q, Shang X, Zhang T H, et al. Spatiotemporal variations of landscape ecological risk and its cold−hot spot pattern in the loess hills of northern Shaanxi over the past 20years [J]. Chinese Journal of Ecology, 2023,42(10):2514−2525.

[25] Gao M, Li C, Zhao J, et al. Identification of ecological security pattern based on ecosystem service supply and demand in the Yangtze River Delta, China [J]. Geocarto International, 2023,38(1):2252787.

[26] 黄木易,岳文泽,冯少茹,等.基于MCR模型的大别山核心区生态安全格局异质性及优化 [J]. 自然资源学报, 2019,34(4):771−784.
Huang M Y, Yue W Z, Feng S R, et al. Analysis of spatial heterogeneity of ecological security based on MCR model and ecological pattern optimization in the Yuexi county of the Dabie Mountain Area [J] Journal of Natural Resources, 2019,34(4):771−784.

[27] 李　瑶,李久林,储金龙.基于电路理论的金寨县生态安全格局构建 [J]. 生态科学, 2022,41(2):227−236.
Li Y, Li J L, Chu J L. Construction of ecological security pattern based on Circuit Theory in Jinzhai County [J]. Ecological Science, 2022, 41(2):227−236.

[28] 向爱盟,岳启发,赵筱青,等.国土空间生态修复关键区识别及修复分区——以西南喀斯特山区开远市为例 [J]. 中国环境科学, 2023,43(12):6571−6582.
Xiang A M, Yue Q F, Zhao X Q, et al. Identification and restoration zoning of key areas for ecological restoration of territorial space in southwestern karst mountainous areas: A case study of Kaiyuan City in karst mountainous area of Southwest China [J]. China Environmental Science, 2023,43(12):6571−6582.

[29] 许　静,廖星凯,甘崎旭,等.基于 MSPA 与电路理论的黄河流域甘肃段生态安全格局构建 [J]. 生态环境学报, 2023,32(4):805−813.
Xu J, Liao X K, Gan Q X, et al. Construction of ecological security pattern based on MSPA and circuit theory in Gansu section of the Yellow River Basin [J]. Journal of Ecology and Environment, 2023, 32(4):805−813.

[30] 曹秀凤,刘兆顺,李淑杰,等.基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别——以吉林省松原市为例 [J]. 中国环境科学, 2022,42(6):2779−2787.
Cao X F, Liu Z S, Li S J, et al. Identification of key areas of ecological protection and restoration based on the pattern of ecological security: A case of Songyuan City, Jilin province [J]. China Environmental Science, 2022,42(6):2779−2787.

[31] 闫玉玉,孙彦伟,刘　敏.基于生态安全格局的上海国土空间生态修复关键区域识别与修复策略 [J]. 应用生态学报, 2022,33(12):3369−3378.
Yan Y Y, Sun Y W, Liu M. Identification and restoration strategy of key areas for territorial space ecological restoration in Shanghai, China based on ecological security pattern [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022,33(12):3369−3378.

[32] 汪　沁,於　冉,储昭君,等.基于生态评价与电路理论的生态安全格局构建及关键区域识别——以安徽省为例 [J]. 水土保持通报, 2023,43(6):209−216,226.
Wang Q, Yu R, Chu Z J, et al. Construction of ecological security pattern and identification of key regions based on ecological assessment and circuit theory—A case study in Anhui Province [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023,43(6):209−216,226.

[33] 吴　贺,蔚　霖,刘　昊,等.基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别及策略:以河南省为例 [J]. 环境科学, 2025[2025−05−06].
Wu H, Wei L, Liu H, et al. Identification and strategy of key areas of land and space ecological restoration based on the ecological safety pattern: Take Henan Province as an example [J]. Environmental Science, 2025[2025−05−06].

[34] 陶德凯,张子建,周文莉,等.基于生态系统服务供需协同的生态安全格局构建——以安徽省为例 [J]. 规划师, 2024,40(10):16−24.
Tao D K, Zhang Z J, Zhou W L, et al. Construction of ecological security pattern based on demand−supply coordination of ecosystem service: A Case study of Anhui Province [J]. Planner, 2024,40(10):16−24.

[35] 吴　可,李寒冰,韩　博.山东省生态安全格局识别及优化策略研究 [J]. 林业资源管理, 2020,(3):89−94.
Wu K, Li H B, Han B. Research on the identification and optimization strategy of ecological security pattern in Shandong Province [J]. Forestry Resources Management, 2020,(3):89−94.

作者简介：郭金龙(2000−),男,安徽亳州人,中国矿业大学硕士研究生,主要从事生态安全格局、生态网络韧性研究.发表论文 1 篇.ts23190002a31@cumt.edu.cn.