北京林业大学学报
JOURNAL OF BEIJING FORESTRY UNIVERSITY

土地利用情景对北京市生态系统服务价值及景观生态风险的影响

赵孟琪 李倞 王子尧

Impacts of land use scenarios on ecosystem service value and landscape ecological risk in Beijing

Zhao Mengqi, Li Liang, Wang Ziyao

引用本文:
赵孟琪, 李倞, 王子尧. 土地利用情景对北京市生态系统服务价值及景观生态风险的影响[J]. 北京林业大学学报, 2025, 47(7):129–141. doi: 10.12171/j.1000–1522.20240226
Zhao Mengqi, Li Liang, Wang Ziyao. Impacts of land use scenarios on ecosystem service value and landscape ecological risk in Beijing[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2025, 47(7):129–141. doi: 10.12171/j.1000–1522.20240226

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20240226

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

河北坝上土地利用变化对生态服务价值的影响

Impacts of land use change on ecosystem service value in Bashang Area of Hebei Province, northern China

北京林业大学学报, 2019, 41(8): 94–104. https://doi.org/10.13332/j.1000–1522.20180244

基于LUCC的承德市域生态系统服务价值演变分析与优化研究

Evolution analysis and optimization research of ecosystem service value in Chengde City, Hebei Province of northern China based on land use/land cover change (LUCC)

北京林业大学学报, 2021, 43(3): 106–116. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20190480

基于LUCC追踪分析的生态系统服务价值时空变化研究

Spatio–temporal variation of ecosystem service value based on LUCC trajectories: a case study of Bosten Lake Watershed

北京林业大学学报, 2021, 43(7): 88–99. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20210017

基于生态系统服务功能模拟演算的绿色空间规划框架

Construction of green space planning framework based on ecosystem service function simulation: a case study of shallow mountain area in Beijing

北京林业大学学报, 2019, 41(11): 125–136. https://doi.org/10.13332/j.1000–1522.20190149

黑龙江丰林国家级自然保护区生态系统服务价值评估与分析

Evaluation and analysis on ecosystem service value of Fenglin National Nature Reserve in Heilongjiang Province of northeastern China

北京林业大学学报, 2021, 43(7): 100–110. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20210041

基于生态系统服务功能提升的暖温带半湿润地区城市森林营建研究

Urban forest construction based on ecosystem service function improvement in warm temperate semi–humid areas

北京林业大学学报, 2020, 42(1): 127–141. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20180433

DOI:10.12171/j.1000−1522.20240226

土地利用情景对北京市生态系统服务价值及景观生态风险的影响

赵孟琪[1] 李 倞[1,2,3] 王子尧[4]

（1. 北京林业大学园林学院，北京 100083；2. 北京林业大学国家公园学院，北京 100083；3. 北京林业大学生态与自然保护学院，北京 100083；4. 清华大学建筑学院，北京 100084）

摘要:【目的】为应对气候变化和生态环境退化压力，将碳中和目标融入土地利用多目标优化，量化评估不同发展情景对生态系统服务价值和景观生态风险的影响，以支持区域生态安全格局优化与可持续发展决策。**【方法】**本研究以北京市为例，基于 2000—2020 年社会经济和土地利用数据，综合经济、生态、碳排放和碳储存指标构建土地利用优化模型，设置 4 种未来情景（自然发展、经济发展、经济生态平衡发展和低碳绿色发展），分析 2030 年各情景下生态系统服务价值与景观生态风险的空间布局变化，并比较情景间两者响应关系的差异。**【结果】**整体生态系统服务价值的提升和景观生态风险的降低是各情景的共同变化。低碳绿色发展情景中总生态价值增幅最高，为 896 639.170 × 10^4 元，整体风险降低幅度最大，较高及高风险总占比为 1.280%。在规划目标的介入下，生态系统服务价值与景观生态风险的负相关性增强，在低碳绿色发展情景中，生态系统服务价值与景观生态风险协同关系的减弱幅度较高，高价值−低风险区的占比增加至 22.652%。综合所有情景，收缩建设空间并促进蓝绿空间的扩张和联通是缓解区域生态保护压力的重要举措。**【结论】**经土地结构优化，区域内生态价值与生态风险的权衡关系有所增强，但仍存在小型风险区的新增。低碳绿色发展情景表明区域生态系统的管理，应积极采取多层级相协调的保护和开发模式。

关键词：多情景模拟；土地利用优化；PLUS 模型；生态系统服务价值；景观生态风险

中图分类号：F301.2；X171.1 **文献标志码：**A **文章编号：**1000−1522(2025)07−0129−13

引文格式：赵孟琪，李倞，王子尧. 土地利用情景对北京市生态系统服务价值及景观生态风险的影响［J］. 北京林业大学学报，2025，47(7)：129−141. Zhao Mengqi, Li Liang, Wang Ziyao. Impacts of land use scenarios on ecosystem service value and landscape ecological risk in Beijing［J］. Journal of Beijing Forestry University, 2025, 47(7): 129−141.

Impacts of land use scenarios on ecosystem service value and landscape ecological risk in Beijing

Zhao Mengqi[1] Li Liang[1,2,3] Wang Ziyao[4]

(1. School of Landscape Architecture, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;
2. School of National Park, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;
3. School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;
4. School of Architecture, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: ［**Objective**］To address the challenges of climate change and ecological degradation, this paper integrates carbon neutrality targets into multi-objective land use optimization, quantifies the impacts of different development scenarios on ecosystem service value and landscape ecological risk to support

收稿日期: 2024−07−16 **修回日期:** 2025−06−04

基金项目: 国家自然科学基金面上项目（32071833）。

第一作者: 赵孟琪，博士生。主要研究方向：城乡人居生态环境学。Email：zhmq1015@163.com 地址：100083 北京市海淀区清华东路 35 号北京林业大学园林学院。

责任作者: 李倞，教授。主要研究方向：绿色基础设施、生态网络规划和设计、社区营造与公共健康、国家公园与自然保护地建设管理。Email：liliang@bjfu.edu.cn 地址：100083 北京市海淀区清华东路 35 号北京林业大学园林学院、国家公园学院、生态与自然保护学院。

本刊网址: http://j.bjfu.edu.cn；http://journal.bjfu.edu.cn

regional ecological security pattern optimization and sustainable development decision-making. [**Method**] Taking Beijing as a case study, this study utilized socio-economic and land use data from 2000 to 2020 to construct a land use optimization model incorporating economic, ecological, carbon emission, and carbon storage indicators. Four future scenarios were set (natural development, economic development, economic-ecological balanced development, and low-carbon green development) to analyze the spatial distribution changes of ecosystem service values and landscape ecological risks under each scenario by 2030, and to compare the differences in their response relationships across scenarios. [**Result**] Overall increases in ecosystem service values and reductions in landscape ecological risks represent common trends across all scenarios. The low-carbon green development scenario exhibited the highest increase in total ecological value, reaching 8.97 billion RMB, the overall risk reduction was the largest, with a total proportion of 1.280% being high and higher risk. With planning intervention, the negative correlation between ecosystem service values and landscape ecological risks was strengthened. In the low-carbon green development scenario, the synergistic relationship between ecosystem service values and landscape ecological risks showed significant weakening, with high value-low risk zones increasing to 22.652%. Across all scenarios, constraining construction space while promoting the expansion and connectivity of blue-green infrastructure emerged as a crucial measure for alleviating regional ecological protection pressures. [**Conclusion**] After land structure optimization, the trade-off between ecological values and ecological risks within the region have been strengthened, though new small-scale risk zones have emerged. The low-carbon green development scenario indicates that regional ecosystem management should actively adopt a multi-level coordinated protection and development approaches.

Key words: multi-scenario simulation; land use optimization; PLUS model; ecosystem service value (ESV); landscape ecological risk (LER)

随着经济、人口和城镇化率的增长[1−2]，土地覆盖类型的快速变化引发生态结构破碎化与生态功能退化[3−5]，如何调整区域空间结构并提升生态韧性是当前城市可持续发展的重要议题。另外，频繁的人类活动促使温室气体排放量增加，加剧全球变暖并诱发气候变化异常[6]，该现象对城市基础设施造成冲击，不利于生态服务的提供和获取[7−8]，为城市的规划建设带来挑战。在此背景下，开展生态安全评估是摸清区域生态状况的必要手段，可为未来的发展规划提供参考[9−10]。

生态系统服务与生态风险是生态安全评价的核心内容[1,11−12]。其中，生态系统服务是人类福祉的重要支撑，涵盖供给、调节、支持和文化服务等[13]，各服务间关系复杂且动态，既相互促进也相互制约[14]。生态风险源于自然灾害影响、人类活动侵扰和景观格局变化的复合作用[15]，是自然环境与人类社会的共同威胁。它们关系着区域生态系统的发展方向，针对两者选择科学合理的评估方法是推进生态安全保护实践的关键。生态系统服务价值（ecosystem service value，ESV）的评估结果有助于多服务的统筹管理[16]，且能够量化生态系统服务与人类福祉间的社会经济关系，是生态系统服务评价的常见指标，多应用于区域性的规划与实践性的研究[17−18]。在生态风险的评估手段中，景观生态风险（landscape ecological risk，LER）评价强调生态风险在空间上的积累、传递与分布，其评价结果能够反映自然−社会因素干扰下，由景观格局与生态过程互作引发的复合风险[15,19]，现已成为实现综合性的生态风险评价及其空间可视化的重要指标[1,20]。随着研究的深入，多数学者认为，当生态系统可提供多种服务并面临较小风险时，生态系统处于健康且安全的状态[3,21]，故集合生态系统服务和生态风险的研究模式可能更有利于生态系统的管理与监测[22−23]。彭建等[19]综合诸多国内外的研究成果提出 ESV 与 LER 在概念与空间上存在连续性和相关性，部分研究[13,24]则进一步利用 ESV 与 LER 的时空相关关系探寻区域生态恢复策略。现有成果表明 ESV 与 LER 的响应关系研究是应对经济发展与生态保护冲突的有效视角，然而前人研究多基于历史数据分析两者的分布与空间响应[5,24−25]，对未来发展情景下的模拟和探索仍显不足[26]。

鉴于 ESV、LER 与土地空间格局的高度关联性，未来情景下国土空间结构的变动将引发两者分布特征和响应关系的变化。因此，通过多情景对比

与差异分析将有助于探寻土地配置的优化方向和生态保护的实践路径[6,27]。然而多数研究常针对单一目标进行土地优化模拟[27−28], 但区域的发展涉及多个目标[7,29]。近年来碳中和目标的推进也影响着生态功能区的空间格局变化[30]。将高碳储存和低碳排放纳入优化目标, 既符合现阶段城市发展的需求, 后续研究结果也可辅助改善区域的生态环境。

北京市作为中国快速城市化发展的城市之一, 人口高度密集、经济发展迅速[31]。各类土地资源承载着巨大的压力, 区域生态安全的保护和国土空间的调控备受关注。本研究以北京市为例, 综合生态价值、经济价值、碳排放和碳储存指标, 应用 PLUS 模型模拟自然发展、经济发展、经济生态平衡发展和低碳绿色发展情景下 2030 年的土地利用布局。通过揭示 ESV 与 LER 的空间分布特征, 解析不同情景下两者间响应关系演变, 探讨北京市多目标协调发展的实现途径, 促进区域用地的科学化管理, 为大型城市生态安全维护的决策制定与调整提供依据。

1　研究区概况与数据来源

1.1　研究区概况

北京市地处中国北部, 毗邻天津市和河北省, 总面积约 1.64×10^4 km^2(图 1)。属暖温带半湿润半干旱气候, 仅东南部是向渤海倾斜的平原, 其余方位环山。近年间, 北京市围绕高质量发展目标, 持续优化产业结构、改善生态环境、强化区域协同关系。

1.2　数据来源

研究所使用的数据类型及其来源见表 1, 高程、坡度、气温、降水、距开放水域距离、距铁路距离、距高速公路距离、距主干道距离、距次干道距离、距政府驻地距离、人口和夜间灯光均为 PLUS 模型模拟所需的驱动因子。

所有数据经 ArcGIS 的裁剪、重采样等处理后统一转换为 30 m 的栅格数据。其他相关统计数据来源于《中国统计年鉴》、《中国农业年鉴》、《全国农产品成本收益材料汇编》、《中国能源统计年鉴》和

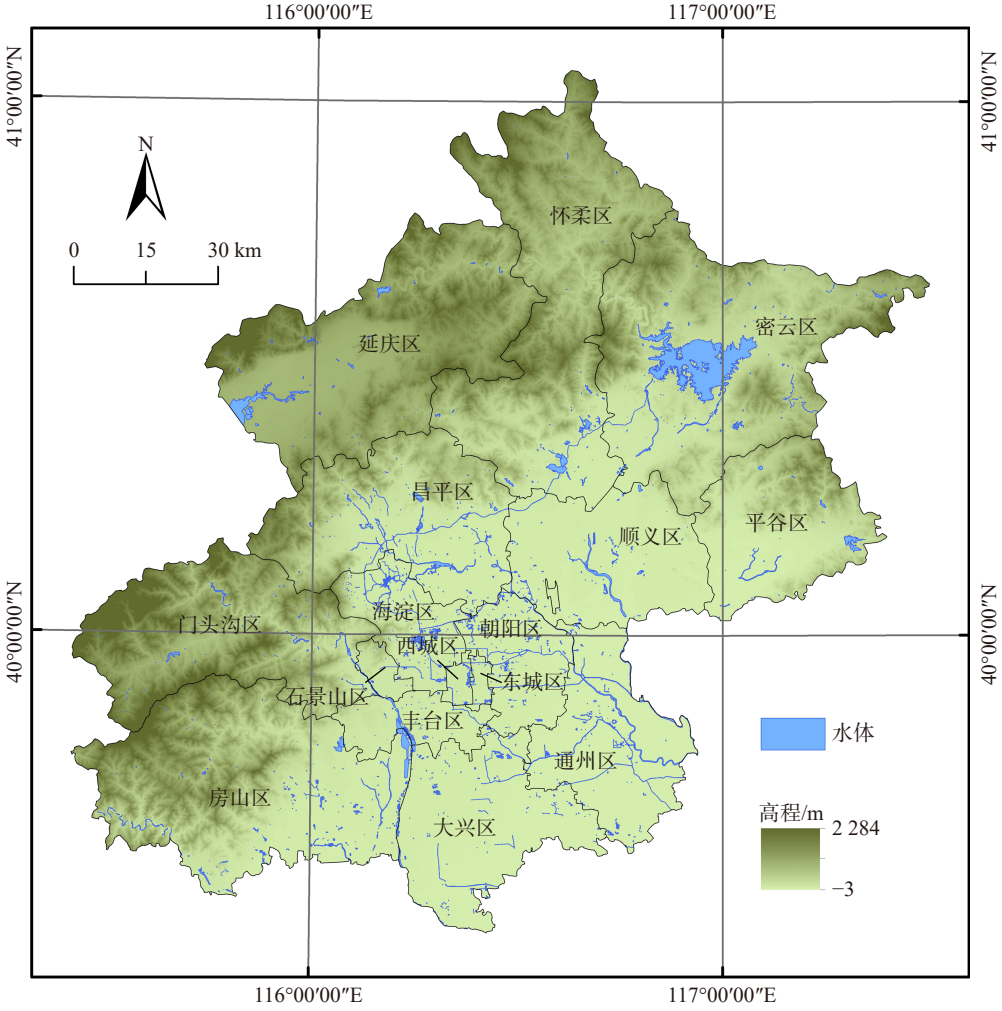


图 1　研究区地理位置

Fig. 1　Geographical location of research area

表 1 数据说明

Tab. 1 Description of data

数据类型	格式	来源	预处理
行政区划	矢量	基于官方行政区划的省市县矢量区划数据集 CTA_map（https://www.shengshixian.com/）	
土地利用	30 m栅格	中国土地覆被数据集[32]（https://zenodo.org/records/8176941）	重分类为6种用地类型：耕地、林地、草地、水体、裸地、建设用地
高程		美国国家航空航天局（https://earthdata.nasa.gov/esds/competitive-programs/measures/nasadem）	
坡度			由高程数据计算得到
气温	1 km栅格	国家地球系统科学数据中心（https://www.geodata.cn）	
降水			
距开放水域距离	矢量	OpenStreetMap（https://www.openstreetmap.org）	通过欧氏距离计算得到30 m栅格数据
距铁路距离			
距高速公路距离			
距主干道距离			
距次干道距离			
据政府驻地距离		国家统计局（http://www.stats.gov.cn）	
人口	100 m栅格	WorldPop（https://hub.worldpop.org/）	
夜间灯光	500 m栅格	华东师范大学地理科学学院GIS开发与城市研究团队等多方联合开发数据集[33]（https://doi.org/10.7910/DVN/YGIVCD）	

《IPCC 国家温室气体清单表》。

综合考虑计算效率和边界效应，使用边长为 1 km、总计 6 644 个的蜂窝网格作为评价分析单元。

2 研究方法

参考研究区历史社会经济发展和土地结构变化的情况，完成不同目标函数所需参数的计算和整理，并结合下阶段的规划目标设置土地变化的约束条件。借助 PLUS 模型，通过历史土地利用和驱动因子数据模拟 2030 年自然发展情景和规划政策限制下 3 种发展情景的土地格局，进而评价 ESV 与 LER，分析不同情景下两者空间分布及其响应关系的差异（图 2）。

2.1 土地利用多情景模拟

PLUS 模型能够准确控制各土地利用类型的非线性复杂变化，可动态模拟任意时间的土地利用并输出高精度的模拟结果[6,34]。其土地扩张分析策略（LEAS）模块可用于描绘各类用地的时空变化模式，而基于多种随机种子的 CA 模型（CARS）则可以基于历史土地利用数据通过元胞自动机完成新时期土地利用的空间分布模拟[35]。本研究集合 12 项驱动因子与 2010、2020 年 2 期土地利用数据评估各类用地

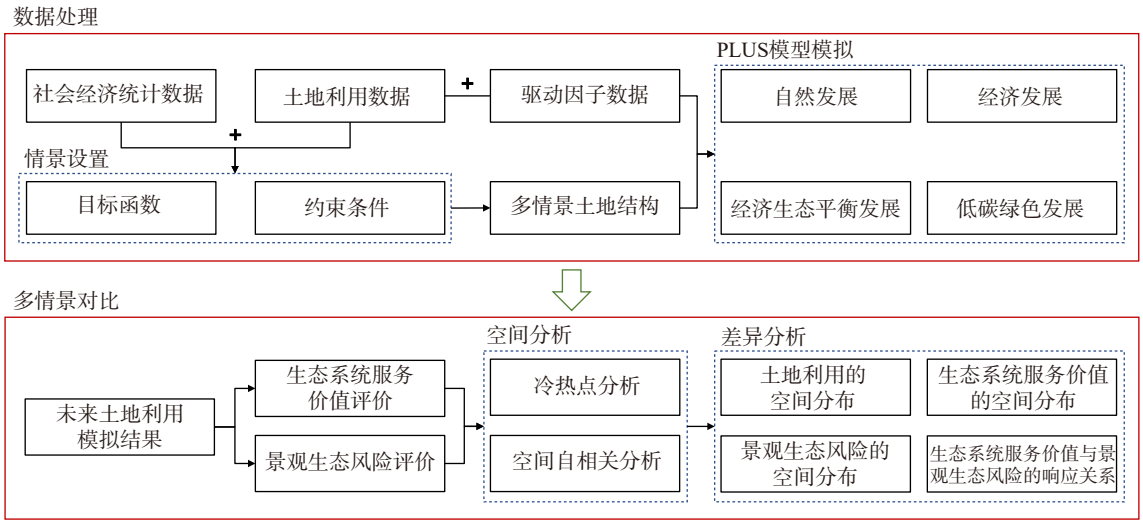


图 2 研究框架图

Fig. 2 Research framework diagram

的扩张潜力，模拟 2020 年的土地利用，并与真实的土地利用数据进行验证比较，模拟结果的 Kappa 系数为 0.880，整体精度为 0.923，可进一步模拟 2030 年土地利用的空间布局。

利用 2000—2020 年社会经济统计数据构建 4 个目标函数：经济效益、生态效益、低碳排放和高碳储存。根据不同情景的设置需要对函数进行组合，在约束条件的干预下使用基于 Python 的优化建模工具 Pyomo，得到 2030 年各情景下土地利用的数量结构，输入 PLUS 模型以完成模拟。

2.1.1　目标函数

经济效益目标函数公式如下

$$F_1(X)=\sum_{i=1}^{m}A_iX_i \tag{1}$$

式中：$F_1(X)$为经济效益目标函数，A_i 为第 i 类用地的经济价值因子，X_i 为第 i 类用地的面积。产业产值与对应用地的面积之比为经济价值因子（表 2）。耕地、林地、草地、水体、建设用地分别对应农业、林业、畜牧业、渔业和二、三产业，裸地无经济价值[6−7]。

生态效益目标函数公式如下

$$F_2(X)=\sum_{i=1}^{m}B_iX_i \tag{2}$$

式中：$F_2(X)$为生态效益目标函数，B_i 为第 i 类用地的生态价值因子。各用地类型单位面积生态系统服务价值的总和为生态价值因子（表 2）。

低碳排放目标函数公式如下

$$F_3(X)=\sum_{i=1}^{m}C_iX_i \tag{3}$$

式中：$F_3(X)$为低碳排放目标函数，C_i 为第 i 类用地的碳排放因子。碳排放量与对应用地的面积之比为碳排放因子（表 2）。多数研究[36−37]采用 IPCC 碳清单估算方法计算碳排放量，由直接排放和间接排放组成，直接排放来源于除建设用地外其他用地内的生物呼吸、机械能耗、土壤有机质分解等活动，间接排放来源于建设用地内的能源消耗。考虑到人口密集的城市中存在大量的呼吸碳排放[38]，本研究将这类排放量纳入间接排放。

高碳储存目标函数公式如下

$$F_4(X)=\sum_{i=1}^{m}D_iX_i \tag{4}$$

式中：$F_4(X)$为高碳储存目标函数，D_i 为第 i 类用地类型的碳密度。依据 InVEST 模型对陆地生态系统碳储存的碳库分类：地上生物量、地下生物量、土壤和死亡有机物，参考相关研究[27]对研究区内不同用地类型 4 个碳库的碳密度修正结果，可得出各用地类型的总碳密度（表 2）。

2.1.2　情景设置与约束条件

共设置 4 个未来发展情景。自然发展情景是基于历史数据、无政策干预的自然演变情景，通过 Markov 模型预测各类用地的面积。在城市规划政策干预下，经济发展情景以经济效益最大化为目标；经济生态平衡发展情景以经济和生态效益最大化为目标；低碳绿色发展情景是在兼顾经济和生态效益的同时，强调高碳储存和低碳排放。其中，经济生态平衡发展和低碳绿色发展情景组合多个目标函数，利用自然发展情景下各函数的计算结果完成目标函数的无量纲化[6,39]，公式如下

$$F_e(X)=\frac{F_1}{F_{n1}}+\frac{F_2}{F_{n2}} \tag{5}$$

$$F_g(X)=\frac{F_1}{F_{n1}}+\frac{F_2}{F_{n2}}-\frac{F_3}{F_{n3}}+\frac{F_4}{F_{n4}} \tag{6}$$

式中：F_{n1}、F_{n2}、F_{n3}、F_{n4} 分别为自然发展情景下 F_1（经济效益目标函数）、F_2（生态效益目标函数）、F_3（低碳排放目标函数）、F_4（高碳储存目标函数）的计算结果，$F_e(X)$为经济生态平衡发展的组合函数，$F_g(X)$为低碳绿色发展的组合函数。

以历史土地利用数据中各类用地的面积变化为基础，结合 2030 年土地结构自然发展情景的预测结果和《北京城市总体规划（2016 年—2035 年）》（简称《总规》）对国土空间的预期规划，设置目标年份各类用地面积变化的约束条件（表 3）。

表 2　各类用地的经济价值因子、生态价值因子、碳排放因子和碳密度

Tab. 2　Economic value factor, ecological value factor, carbon emission factor and carbon density of each land use type

用地类型	经济价值因子/(10^4元·hm^{-2})	生态价值因子/(10^4元·hm^{-2})	碳排放因子/(t·hm^{-2})	碳密度/(t·hm^{-2})
耕地	2.64	1.27	0.42	36.89
林地	2.30	7.27	−0.64	190.95
草地	15.49	3.62	−0.02	110.35
水体	2.82	39.77	−0.25	81.32
裸地	0.00	0.06	−0.01	0.00
建设用地	1 925.04	0.00	95.67	12.28

注：根据各因子2000—2020年的变化趋势，结合GM(1,1)模型和指数平滑法预测2030年的数值。

表 3 约束条件

Tab. 3 Constraints

约束对象	约束内容/hm²	说明
耕地	$376\,295.040 \leqslant X_1 \leqslant 420\,103.800$	《总规》密切关注对耕地的保护，相较于过去20年间耕地面积的快速下降，未来其缩减速度将减缓。以自然发展情景的预测面积为下限，2020年初始面积为上限
林地	$804\,080.970 \leqslant X_2 \leqslant 894\,629.637$	大幅增绿、强化蓝绿空间交织是未来区域发展和规划的重点。得益于以往造林绿化和水系治理工程的实施，林地和水体的面积在2000—2020年呈现稳定的增长趋势。因此以自然发展情景预测面积的110%为上限，其中，林地水体以2020年的面积为下限，草地以自然发展情景的预测面积为下限
草地	$22\,871.520 \leqslant X_3 \leqslant 25\,158.672$	
水体	$22\,482.360 \leqslant X_4 \leqslant 31\,012.839$	
裸地	$31.023 \leqslant X_5 \leqslant 37.917$	裸地易受人类活动的影响，以自然发展情景中其预测面积的 ± 10%作为变化范围
建设用地	$314\,959.458 \leqslant X_6 \leqslant 384\,950.448$	缩减建设用地规模是优化城市空间利用的关键，参考《总规》推算2030年建设用地的控制面积，并以 ± 10%为其面积波动范围
面积总和	$\sum_{i=1}^{6} X_i = 1\,639\,294.380$	各类用地面积总和保持不变

2.2 生态系统服务价值

基于单位面积价值的当量因子法因其能结合区域特征的可修正性与评价结果的直观性被广泛应用[8,40]。结合改进过的中国单位面积生态系统服务价值当量表[41−42]计算研究区生态系统服务总价值。公式如下

$$\mathrm{ESV} = \sum_{i=1}^{m} \gamma_i X_i \tag{7}$$

式中：ESV 为生态系统服务价值，γ_i 为第 i 类用地的单位面积生态系统服务价值（表 4），X_i 为第 i 类用地的面积。

2.3 景观生态风险

基于景观生态学的 LER 评价常用于分析生态系统的结构性变化，通过景观干扰度指数和景观脆弱度指数完成计算[43−44]。公式如下

$$\mathrm{LER} = \sum_{i=1}^{m} R_i \frac{X_{ni}}{X_n} \tag{8}$$

$$R_i = E_i F_i \tag{9}$$

$$E_i = aC_i + bS_i + cD_i \tag{10}$$

$$C_i = N_i / H_i \tag{11}$$

$$S_i = \frac{H}{2H_i}\sqrt{\frac{N_i}{H}} \tag{12}$$

$$D_i = \frac{Q_i + M_i}{4} + \frac{L_i}{2} \tag{13}$$

式中：LER 为景观生态风险指数，R_i 为第 i 类用地的景观损失度指数，X_{ni} 为第 n 个网格单元内第 i 类用地面积，X_n 为第 n 个网格单元面积。E_i 为第 i 类用地的景观干扰度指数，C_i、S_i 和 D_i 分别为景观破碎度、景观分离度和景观优势度，a、b、c 分别为前述指数的权重，赋值为 0.5、0.3、0.2[5,13]。N_i 为第 i 类用地的斑块数，H_i 为第 i 类用地总面积，H 为研究区用地总面积。Q_i 为第 i 类用地出现的单元数/总单元数，M_i 为第 i 类用地的斑块数/总斑块数，L_i 为第 i 类用

表 4 各类用地的单位面积生态系统服务价值 元/hm²

Tab. 4 Ecosystem service value per unit area of each land use type RMB/ha

一级类别	二级类别	耕地	林地	草地	水体	裸地	总计
供给服务	食物生产	2 691.099	918.140	696.520	2 532.799	0.00	6 838.557
	原料生产	1 266.399	2 089.559	1 044.780	728.180	0.00	5 128.918
	水资源供给	63.320	1 076.440	569.880	26 246.130	0.00	27 955.769
调节服务	气体调节	2 121.219	6 870.217	3 609.239	2 437.819	63.320	15 101.814
	气候调节	1 139.760	20 578.992	9 561.316	7 250.137	0.00	38 530.205
	净化环境	316.600	6 110.378	3 165.999	17 571.293	316.600	27 480.869
	水文调节	854.820	15 006.834	6 996.857	323 691.712	94.980	346 645.202
支持服务	土壤保持	3 260.979	8 389.897	4 400.738	2 944.379	63.320	19 059.312
	维持养分循环	379.920	633.200	348.260	221.620	0.00	1 582.999
	生物多样性	411.580	7 630.057	4 020.818	8 073.297	63.320	20 199.072
文化服务	美学景观	189.960	3 355.959	1 772.959	5 983.738	31.660	11 334.276
总计		12 695.655	72 659.671	36 187.366	397 681.102	633.200	

地的面积/总面积。F_i 为第 i 类用地的景观脆弱度指数，各用地类型的脆弱性等级从高到低依次为裸地、水体、耕地、草地、林地、建设用地，分别赋值为 6、5、4、3、2、1[44]，经归一化处理得到各类用地的脆弱度指数 F。

2.4　冷热点分析

采用冷热点分析识别空间中 ESV 与 LER 的高值或低值聚集区域及其聚集强度[45]。公式如下

$$G_p^* = \frac{\sum_{q=1}^{y} \boldsymbol{w}_{pq} x_q - \bar{x} \sum_{q=1}^{y} \boldsymbol{w}_{pq}}{s \sqrt{\left[y \sum_{q=1}^{y} \boldsymbol{w}_{pq}^2 - \left(\sum_{q=1}^{y} \boldsymbol{w}_{pq} \right)^2 \right] / (y-1)}} \tag{14}$$

式中：G_p^* 为空间单元 p 的聚集指数，y 为单元总数，x_p 和 x_q 为单元 p 和 q 的生态系统服务价值或景观生态风险指数，$\boldsymbol{w}_{pq}$ 为 p 和 q 的空间矩阵，$\bar{x}$ 为均值，s 为标准差。

2.5　空间自相关分析

借助空间自相关分析判断各分析单元的 ESV 与 LER 间是否存在空间关联关系[24]。Moran's I 指数反映相关关系的正负性和显著性，LISA(local indicators of spatial association)聚类图则反映 ESV 与 LER 在空间格局上的相关性和聚集程度[34]，常见聚集类型有 5 种：高价值−高风险聚集(H-H)、高价值−低风险聚集(H-L)、低价值−高风险聚集(L-H)、低价值−低风险聚集(L-L)和不相关无聚集。一般认为当高价值−低风险聚集(H-L)为主要聚集模式时，区域生态系统处于安全且稳定的状态[13]。公式如下

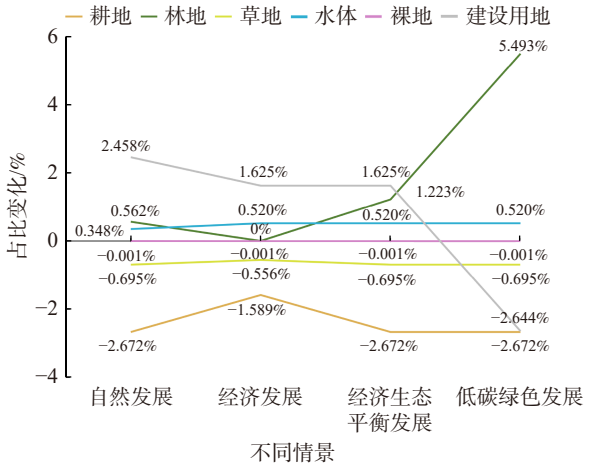
$$I = \frac{y \sum_{r=1}^{y} \sum_{v=1}^{y} \boldsymbol{w}_{rv} \left(\frac{x_{r,\mathrm{e}} - \bar{x}_{\mathrm{e}}}{\sigma_{\mathrm{e}}} \right) \left(\frac{x_{r,\mathrm{l}} - \bar{x}_{\mathrm{l}}}{\sigma_{\mathrm{l}}} \right)}{(y-1) \sum_{r=1}^{y} \sum_{v=1}^{y} \boldsymbol{w}_{rv}} \tag{15}$$

式中：I 为 Moran's I 指数，y 为单元总数，$x_{r,\mathrm{e}}$ 和 $x_{r,\mathrm{l}}$ 分别为单元 r 的生态系统服务价值和景观生态风险指数，$\bar{x}_{\mathrm{e}}$ 和 $\bar{x}_{\mathrm{l}}$ 为两者的均值，σ_{e} 和 σ_{l} 则是方差，$\boldsymbol{w}_{rv}$ 为单元 r 和 v 的空间矩阵。

3　结果与分析

3.1　各情景土地利用的数量结构及模拟

北京市以林地、耕地和建设用地为主要用地类型，各情景下占比平均值分别为 50.870%、23.226% 和 22.623%。图 3 显示各类用地在不同情景下的面积占比变化。相较于 2020 年，除经济发展情景外，林地占比均上升，低碳绿色发展情景中占比最高，面积增长至 894 124.530 hm^2。耕地占比的下降量在经济发展情景中最少，面积为 394 060.410 hm^2。建设用地的占比在低碳绿色发情景中最低(19.213%)。其他用地的面积变化较小。



以 2020 年为基准。

图 3　2030 年各情景下各类用地的面积占比变化

Fig. 3　Changes in the proportion of various land use types under different scenarios in 2030

结合各情景的模拟结果(图 4)，相较于 2020 年，自然发展情景中，城市扩张的同时引发西部山地边缘林地和草地的破碎化。经济发展情景中，建设用地扩张趋势有所收敛，东部平原用地类型的转换依旧频繁。经济生态平衡发展情景中，东北部地势平缓区域出现小型林地斑块。低碳绿色发展情景中，建设用地进一步收缩，林地沿东部水系形成连续成片的斑块。

3.2　各情景下生态系统服务价值和景观生态风险的空间分布特征

3.2.1　生态系统服务价值（ESV）

北京市 2020 年与 2030 年各情景下 ESV 的空间分布见图 5a，经自然断点将总体分为 5 级。2030 年各情景都表现为低值区降低、其他值区增加。其中，较高值和高值区的面积总和在低碳绿色发展情景中达到最高(20 897.100 hm^2)。

由 ESV 的冷热点聚集图(图 5b)可得，热点区域稳定在延庆和密云区，冷点区固定在中心城区。相较于自然发展情景，其他情景的次热点区收缩明显，新热点区零星出现在房山、丰台、顺义和平谷区，冷点区有所扩大。ESV 的空间特征从极值聚集转变为均匀分布。

3.2.2　景观生态风险（LER）

北京市 2020 年与 2030 年各情景下 LER 的空间分布见图 5c，经自然断点将总体分为 5 级。相较于 2020 年，2030 年各情景仍以较低和低风险为主，但中等风险区出现明显增长，其占比在经济生态平衡情景中达到最高(175 224.420 hm^2)。较高与高风险区在各情景中都有所降低，低碳绿色发展情景中两者总占比最低(1.280%)。

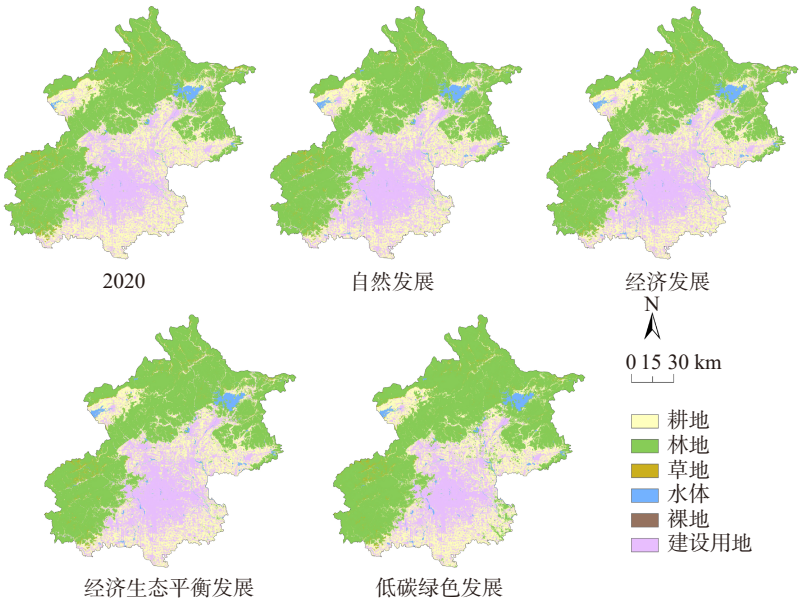
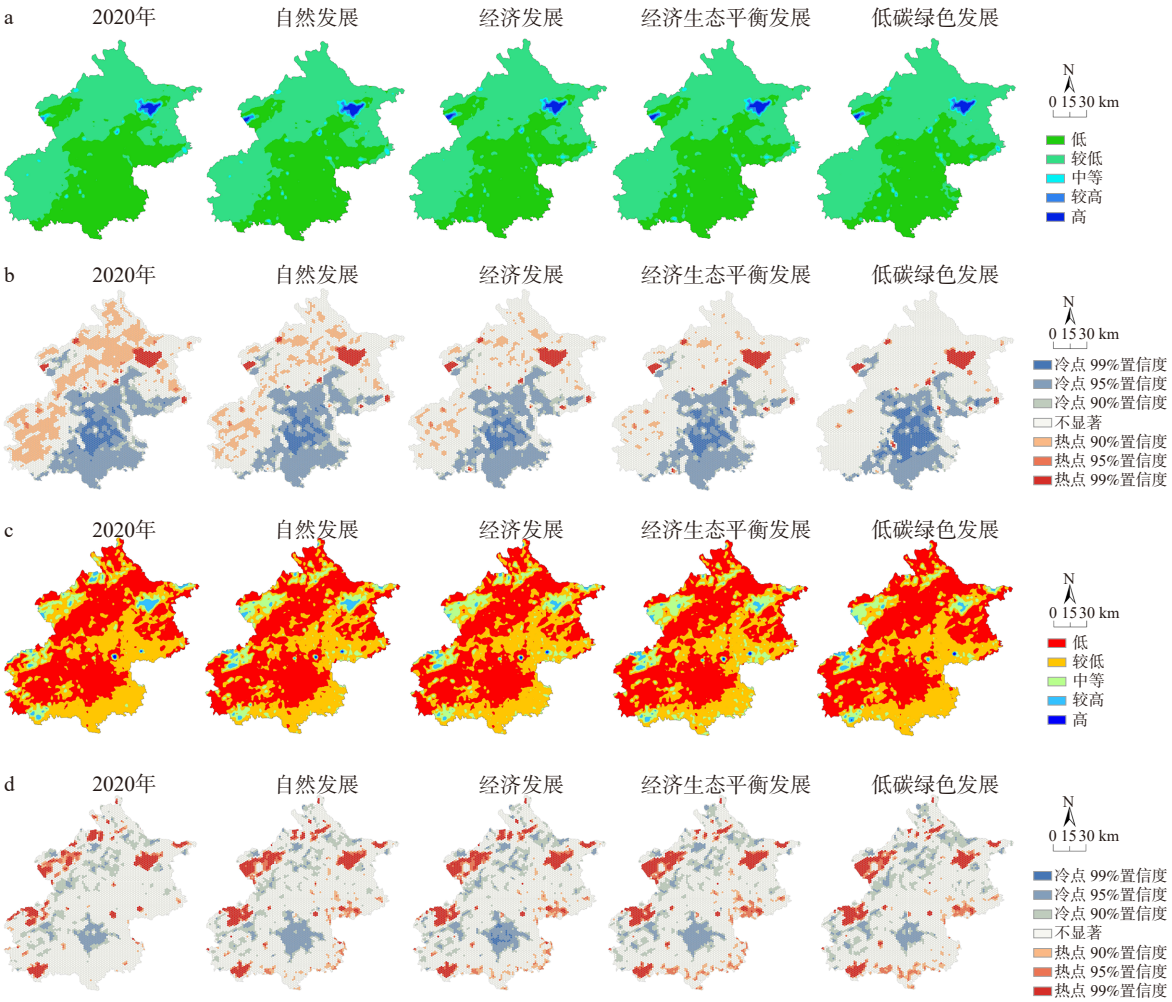


图 4 2020 年与 2030 年各情景下土地利用的空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of land use under various scenarios in 2020 and 2030



a 和 c 分别为 ESV 与 LER 的空间分布图，b 和 d 分别为 ESV 与 LER 的冷热点分析图。

图 5 2020 年与 2030 年各情景下的生态系统服务价值和景观生态风险的空间分布及其冷热点分析

Fig. 5 Spatial distribution and cold-hotspot analysis of ESV and LER in 2020 and 2030 under various scenarios

综合 LER 的冷热点聚集图(图 5d)，相较于 2020 年，2030 年各情景的冷点区增加，正向空间聚集度减弱，在经济发展情景中前述变化趋势最明显。次热点区在经济生态平衡发展和低碳绿色发展情景下都在大兴和通州区的南部边缘有聚集性的新增。热点区稳定在西北部山区，并在平谷和顺义区出现连续小面积的增加。冷点区在低碳绿色发展情景中大幅度缩小。

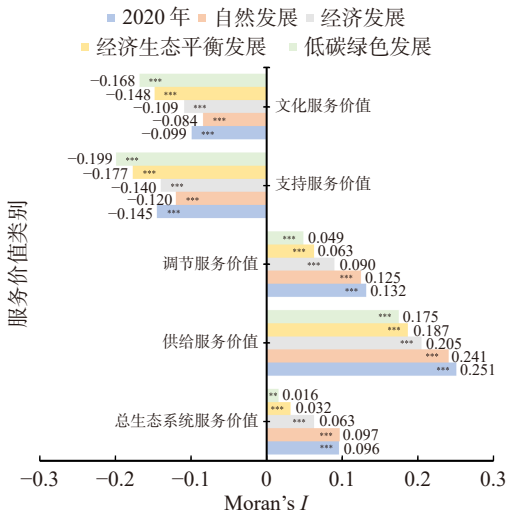
3.3　各情景下生态系统服务价值与景观生态风险的响应关系

3.3.1　数值层级

ESV 与 LER 的数值变化不服从正态分布，采用 Spearman 相关系数反映两者的相关关系。2020 年与 2030 年各情景中 ESV 与 LER 均表现显著的负相关关系($p < 0.001$)，Spearman 相关系数分别为 −0.244(2020 年)、−0.150(自然发展)、−0.177(经济发展)、−0.219(经济生态平衡发展)、−0.307(低碳绿色发展)。

3.3.2　空间层级

通过空间自相关分析得到 ESV 与 LER 的空间响应关系(图 6、7)。生态系统总服务价值与 LER 之间呈显著的空间正相关关系($p < 0.01$)。如图 6 所示，支持和文化服务与 LER 呈空间负相关关系，供给和调节服务则表现正相关关系。其中，供给和支持服务与 LER 的空间相关性最强。不同情景下各类服务与 LER 之间的空间相关性表现负向增长趋势，两者间或将整体转变为空间负相关关系。



代表 $p < 0.01$，*代表 $p < 0.001$。

图 6　2020 年与 2030 年各情景下 ESV 与 LER 的 Moran's *I* 指数

Fig. 6　Moran's *I* index of ESV and LER in 2020 and 2030 under various scenarios

与 2020 年相比，低价值−低风险聚集区在自然发展情景下扩张最明显(图 7)，占比为 9.001%，该聚

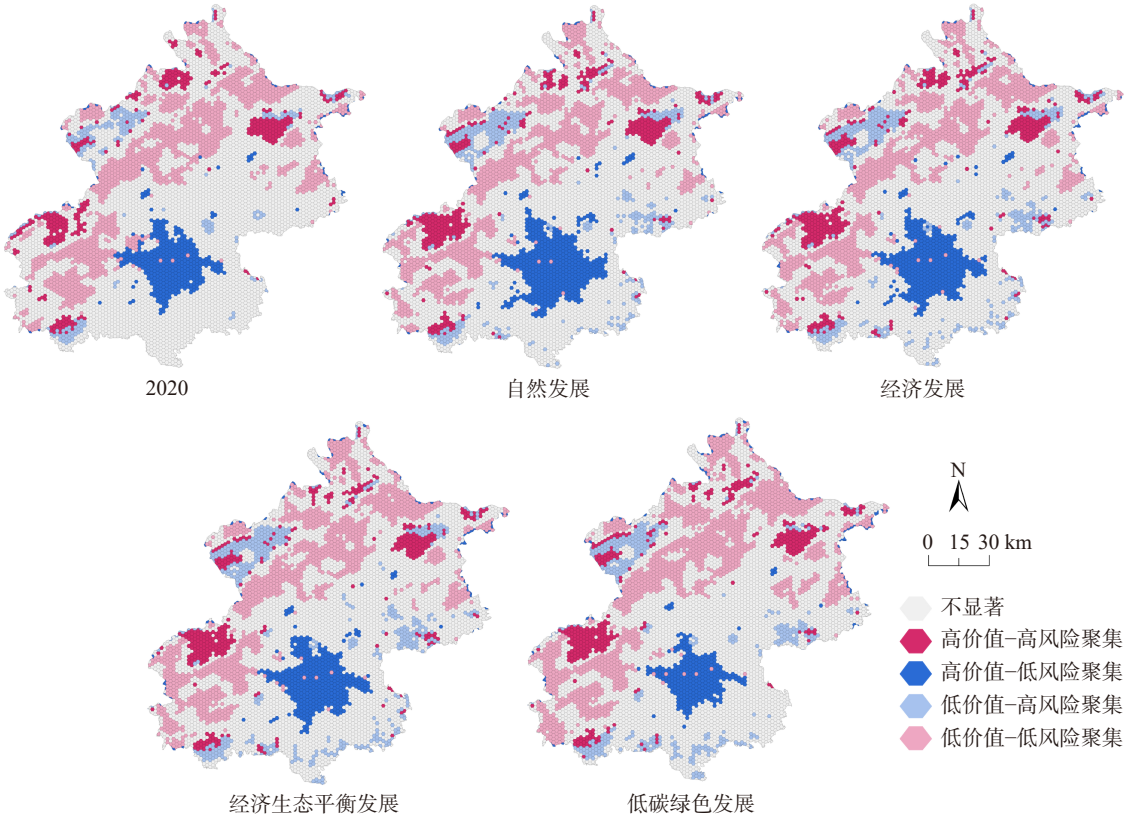


图 7　2020 年与 2030 年各情景下 ESV 与 LER 的 LISA 聚类图

Fig. 7　LISA clustering maps of ESV and LER in 2020 and 2030 under various scenarios

集区以中心城区为基础方位，向西北方向侵扰林草交错的高价值−低风险聚集区。高价值−高风险聚集区在经济发展情景下占比最高(6.216%)，连续聚集在门头沟和怀柔区的林地以及密云区的水库。在延庆区的开放水域，出现少量高价值−高风险聚集区并被低价值−低风险聚集区包围。高价值−低风险聚集区在低碳绿色发展情景下稳定扩张，占比为 22.652%，在西北部山区形成连续的同质区，在中心城区边缘出现少量新增。各情景下低价值−高风险聚集区常在东南部的地势平缓区域出现新增。

4 讨论与结论

4.1 讨 论

自然发展情景中，ESV 与 LER 表现数值负相关性下降和空间正相关性上升，表明人类活动的过度侵扰引发生态用地面积的收缩和斑块破碎化的增强[34]，区域生态价值持续降低，生态风险快速提升[1,46]。经济生态平衡发展和低碳绿色发展情景中，林地逐步扩张，降低高风险区占比。以往广泛的造林和水系治理工程的实施使西北部形成稳定的高生态价值区，在此基础上低碳绿色发展情景中建设用地的收缩为生态斑块释放拓展和融合的空间，生态网络逐步向东南部延伸，提升区域生态环境的质量和稳定性，生态价值与生态风险的空间关系转向负相关。东南部易新生小型林地斑块，但生态稳定性不足。对于有大型水体和林地分布的地区，生态景观的高度同质化或导致生态结构的单一化，进而对城镇发展带来的消极影响更加敏感[25,47]，较易引发生态风险的提升。

经对比，短期的土地结构优化能降低整体的风险等级，但仍会出现小型风险区的新增。结合高生态价值区的均质化发展趋势，表明需加强自然景观的整合性修复[48−49]，保障区域生态系统的结构稳定性[50]。平原地区可调整各类基础设施的空间分布，强化蓝绿空间建设，发展高生态适应性的综合型田园产业[51]。低碳绿色发展情景中，对建设用地的管控以及林地和水体的扩张与连通，削弱了生态系统服务价值与景观生态风险的协同关系，表明生态网络的建立和延伸有助于恢复生态功能、强化结构稳定性[34]，划定城市开发边界并控制其扩张强度是促进区域可持续发展的重要举措[6,52]，实行科学合理的规划政策是保障区域良性持续发展的关键。该模拟结果可为决策者制定多目标发展背景下区域生态保护规划提供参考[7,53]。高生态价值−高生态风险区和高生态价值−低生态风险区分别作为生态重点保护区和涵养区，应持续调整林分结构以促成良性的演替模式，坚持水源保护与水土保持措施并行。低生态价值−高生态风险区作为生态管控区，应限制建设用地的无序侵占，减缓自然景观的破碎化发展[34]。低生态价值−低生态风险区作为生态提升区，应整合建设用地，串联生态用地[26]，提升城市系统的多生态功能性。

本研究借助多发展目标的情景模拟，探讨响应规划政策的区域土地格局优化方向。结果表明聚焦生态价值−生态风险的土地预测研究，在划定生态管控分区、判定区域开发强度方面具有一定的借鉴意义。该研究模式将多目标优化发展效益纳入规划决策框架，为推动区域国土空间格局的高质增效转型发展提供助力，研究结果为“双碳”目标下区域的可持续发展提供空间管理范式。

使用 ESV 与 LER 指数核算生态价值和生态风险，未考虑模拟结果是否受生态功能退化、气候变化等因素的影响[1,54]，后续研究可结合更多的数据集优化评价方法和模拟模型，深化对生态价值和生态风险发展动态的探索与分析。

4.2 结 论

本研究集合经济、生态、碳排放和碳储存指标，构建北京市 2030 年多发展情景下的土地结构优化模型，分析各情景下 ESV 与 LER 的变化，探究区域多情景发展对两者响应关系的影响。

(1)在自然发展情景和经济发展情景中东南部的耕地和西部山麓的林草地易受建设用地侵扰。在经济生态平衡发展情景中林地占比上升。在低碳绿色发展情景中建设用地收缩明显，林地面积大幅增长，东北部出现连续的林地和水体。

(2)生态系统服务总价值增加，在低碳绿色发展情景中的增幅最高(896 639.170 × 10^4 元)，空间聚集度呈下降趋势。整体生态风险降低，在低碳绿色发展情景中较高风险和高风险区总占比最低(1.280%)，空间聚集度略有降低。

(3)ESV 与 LER 之间存在显著的相关性，其负相关程度在数值和空间层级都显现出增强趋势，尤其是在经济生态平衡发展和低碳绿色发展情景中。

(4)低碳绿色发展情景下，建设用地的集约化发展、蓝绿空间的交织与扩张都有利于生态稳定性的增强，表明把控城市扩张模式和建立生态网络是降低生态风险提高生态价值的有效策略。

参 考 文 献

[1] Deng G Y, Jiang H B, Zhu S Y, et al. Projecting the response of ecological risk to land use/land cover change in ecologically fragile regions[J]. Science of the Total Environment, 2024, 914:

169908.

[2] Best J. Anthropogenic stresses on the world's big rivers[J]. Nature Geoscience, 2019, 12(1): 7−21.

[3] Ghosh S, Chatterjee N D, Dinda S. Urban ecological security assessment and forecasting using integrated DEMATEL-ANP and CA-Markov models: a case study on Kolkata Metropolitan Area, India[J]. Sustainable Cities and Society, 2021, 68: 102773.

[4] Wang S, Song S, Zhang J Z, et al. Achieving a fit between social and ecological systems in drylands for sustainability[J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2021, 48: 53−58.

[5] 梁仕豪, 李文, 高宇, 等. 吉林省生态系统服务价值与景观生态风险关联性及其空间分异 [J]. 应用生态学报, 2024, 35(3): 769−779.
Liang S H, Li W, Gao Y, et al. Correlations between ecosystem service value and landscape ecological risk and its spatial heterogeneity in Jilin Province[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2024, 35(3): 769−779.

[6] 王子尧, 孟露, 李倞, 等. 低碳发展背景下北京市土地利用与生态系统服务多情景模拟研究 [J]. 生态学报, 2023, 43(9): 3571−3581.
Wang Z Y, Meng L, Li L, et al. Multi-scenario simulation of land use and ecosystem services in Beijing under the background of low-carbon development[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(9): 3571−3581.

[7] Chen N, Xin C L, Zhang B, et al. Contribution of multi-objective land use optimization to carbon neutrality: a case study of Northwest China[J]. Ecological Indicators, 2023, 157: 111219.

[8] Costanza R, de Groot R, Sutton P, et al. Changes in the global value of ecosystem services[J]. Global Environmental Change, 2014, 26: 152−158.

[9] Wen J F, Hou K. Research on the progress of regional ecological security evaluation and optimization of its common limitations[J]. Ecological Indicators, 2021, 127: 107797.

[10] Balkanlou K R, Müller B, Cord A F, et al. Spatiotemporal dynamics of ecosystem services provision in a degraded ecosystem: a systematic assessment in the Lake Urmia Basin, Iran[J]. Science of the Total Environment, 2020, 716: 137100.

[11] Sallustio L, de Toni A, Strollo A, et al. Assessing habitat quality in relation to the spatial distribution of protected areas in Italy[J]. Journal of Environmental Management, 2017, 201: 129−137.

[12] Nedkov S, Campagne S, Borisova B, et al. Modeling water regulation ecosystem services: a review in the context of ecosystem accounting[J]. Ecosystem Services, 2022, 56: 101458.

[13] Zhang Y L, Hu X J, Wei B J, et al. Spatiotemporal exploration of ecosystem service value, landscape ecological risk, and their interactive relationship in Hunan Province, Central-South China, over the past 30 years[J]. Ecological Indicators, 2023, 156: 111066.

[14] Raudsepp-Hearne C, Peterson G, Bennett E. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2010, 107(11): 5242−5247.

[15] Li S K, He W X, Wang L, et al. Optimization of landscape pattern in China Luojiang Xiaoxi Basin based on landscape ecological risk assessment[J]. Ecological Indicators, 2023, 146: 109887.

[16] Howe C, Suich H, Vira B, et al. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: a meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world[J]. Global Environmental Change, 2014, 28: 263−275.

[17] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387: 253−260.

[18] Zhao X J, Wang J, Su J D, et al. Ecosystem service value evaluation method in a complex ecological environment: a case study of Gansu Province, China[J]. PLoS One, 2021, 16(2): e0240272.

[19] 彭建, 党威雄, 刘焱序, 等. 景观生态风险评价研究进展与展望 [J]. 地理学报, 2015, 70(4): 664−677.
Peng J, Dang W X, Liu Y X, et al. Review on landscape ecological risk assessment[J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(4): 664−677.

[20] Forbes V E, Galic N. Next-generation ecological risk assessment: predicting risk from molecular initiation to ecosystem service delivery[J]. Environment International, 2016, 91: 215−219.

[21] Zhu Q, Cai Y L. Integrating ecological risk, ecosystem health, and ecosystem services for assessing regional ecological security and its driving factors: Insights from a large river basin in China[J]. Ecological Indicators, 2023, 155: 110954.

[22] Galic N, Schmolke A, Forbes V, et al. The role of ecological models in linking ecological risk assessment to ecosystem services in agroecosystems[J]. Science of the Total Environment, 2012, 415: 93−100.

[23] 曹祺文, 张曦文, 马洪坤, 等. 景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架: ESRISK[J]. 地理学报, 2018, 73(5): 843−855.
Cao Q W, Zhang X W, Ma H K, et al. Review of landscape ecological risk and an assessment framework based on ecological services: ESRISK[J]. Acta Geographica Sinica, 2018, 73(5): 843−855.

[24] 李辉, 周启刚, 李斌, 等. 近 30 年三峡库区生态系统服务价值与生态风险时空变化及相关性研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2021, 30(3): 654−666.
Li H, Zhou Q G, Li B, et al. Spatiotemporal change and correlation analysis of ecosystem service values and ecological risk in Three Gorges Reservoir Area in the past 30 years[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2021, 30(3): 654−666.

[25] 贾艳艳, 唐晓岚, 任宇杰. 长江流域安徽段生态系统服务价值与

景观生态风险时空演变及其关联分析 [J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2022, 46(3): 31−40.
Jia Y Y, Tang X L, Ren Y J. Spatial-temporal evolution and correlation analyses of ecosystem service values and landscape ecological risks in Anhui Section of the Yangtze River Basin[J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2022, 46(3): 31−40.

[26] Li J L, Hu D W, Wang Y Z, et al. Study of identification and simulation of ecological zoning through integration of landscape ecological risk and ecosystem service value[J]. Sustainable Cities and Society, 2024, 107: 105442.

[27] 邵壮, 陈然, 赵晶, 等. 基于 FLUS 与 InVEST 模型的北京市生态系统碳储量时空演变与预测 [J]. 生态学报, 2022, 42(23): 9456−9469.
Shao Z, Chen R, Zhao J, et al. Spatio-temporal evolution and prediction of carbon storage in Beijing's ecosystem based on FLUS and InVEST models[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(23): 9456−9469.

[28] 张波, 潘佩佩, 王新云, 等. 基于 GMOP-PLUS 耦合模型的京津冀土地利用变化多情景模拟及功能关系分析 [J]. 地理与地理信息科学, 2023, 39(5): 8−16.
Zhang B, Pan P P, Wang X Y, et al. Multi-scenario simulation and functional relationship analysis of land use change in the Beijing-Tianjin-Hebei region based on GMOP-PLUS coupling model[J]. Geography and Geo-Information Science, 2023, 39(5): 8−16.

[29] Li X, Parrott L. An improved genetic algorithm for spatial optimization of multi-objective and multi-site land use allocation[J]. Computers, Environment and Urban Systems, 2016, 59: 184−194.

[30] 王超, 谢泓毅, 张馨予, 等. 京津冀城市群碳源汇匹配关系的时空格局演化 [J]. 生态学杂志, 2025, 44(4): 1343−1354.
Wang C, Xie H Y, Zhang X Y, et al. Spatiotemporal variations of carbon source-sink matching in the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration[J]. Chinese Journal of Ecology, 2025, 44(4): 1343−1354.

[31] 北京市人民政府门户网站 [EB/OL]. (1998−07−01)[2024−06−24]. https://www.beijing.gov.cn/.
The People's Government of Beijing Municipality[EB/OL]. (1998−07−01)[2024−06−24]. https://www.beijing.gov.cn/.

[32] Yang J, Huang X. The 30m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data, 2021, 13(8): 3907−3925.

[33] Chen Z Q, Yu B L, Yang C S, et al. An extended time-series (2000-2023) of global NPP-VIIRS-like nighttime light data[DS/OL]. Harvard Dataverse, 2024(2024−05−06)[2024−07−16]. https://dataverse.harvard.edu/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.7910/DVN/YGIVCD.

[34] Chen W X, Wang G Z, Gu T C, et al. Simulating the impact of urban expansion on ecosystem services in Chinese urban agglomerations: a multi-scenario perspective[J]. Environmental Impact Assessment Review, 2023, 103: 107275.

[35] 田一豆, 赵先超. 基于 Markov-PLUS 模型的长株潭城市群建设用地扩张模拟及碳排放响应分析 [J]. 生态学报, 2024, 44(1): 129−142.
Tian Y D, Zhao X C. Simulation of construction land expansion and carbon emission response analysis of Changsha-Zhuzhou-Xiangtan urban agglomeration based on Markov-PLUS model[J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(1): 129−142.

[36] Yang B, Chen X, Wang Z Q, et al. Analyzing land use structure efficiency with carbon emissions: a case study in the Middle Reaches of the Yangtze River, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 274: 123076.

[37] Zhang C Y, Zhao L, Zhang H T, et al. Spatial-temporal characteristics of carbon emissions from land use change in Yellow River Delta region, China[J]. Ecological Indicators, 2022, 136: 108623.

[38] 孙伟, 乌日汗. 长三角核心区碳收支平衡及其空间分异 [J]. 地理研究, 2012, 31(12): 2220−2228.
Sun W, Wurihan. Study on the balance of carbon budget and its spatial differentiation in Yangtze River Delta[J]. Geographical Research, 2012, 31(12): 2220−2228.

[39] 黎孔清. 低碳经济导向的区域土地利用评价与结构优化研究 [D]. 武汉：华中农业大学, 2013.
Li K Q. Evaluation and structural optimization of low-carbon economy-oriented regional land-use[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2013.

[40] 冯一凡, 李翅, 冯君明. 基于 GTWR 模型的济南都市圈生态系统服务价值对城市扩张时空响应 [J]. 北京林业大学学报, 2024, 46(1): 104−118.
Feng Y F, Li C, Feng J M. Spatiotemporal response of ecosystem service value in Jinan Metropolitan Area to urban expansion based on GTWR model[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2024, 46(1): 104−118.

[41] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进 [J]. 自然资源学报, 2015, 30(8): 1243−1254.
Xie G D, Zhang C X, Zhang L M, et al. Improvement of the evaluation method for ecosystem service value based on per unit area[J]. Journal of Natural Resources, 2015, 30(8): 1243−1254.

[42] 谢高地, 肖玉, 甄霖, 等. 我国粮食生产的生态服务价值研究 [J]. 中国生态农业学报, 2005, 13(3): 10−13.
Xie G D, Xiao Y, Zhen L, et al. Study on ecosystem services value of food production in China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2005, 13(3): 10−13.

[43] 张学斌, 石培基, 罗君, 等. 基于景观格局的干旱内陆河流域生态风险分析: 以石羊河流域为例 [J]. 自然资源学报, 2014, 29(3): 410−419.
Zhang X B, Shi P J, Luo J, et al. The ecological risk assessment of

arid inland river basin at the landscape scale: a case study on Shiyang River Basin[J]. Journal of Natural Resources, 2014, 29(3): 410−419.

[44] 沙清泉, 黄麟, 樊江文, 等. 青藏铁路格−拉段沿线景观生态风险的时空动态及其驱动机制 [J]. 生态学报, 2024, 44(19): 1−11.
Sha Q Q, Huang L, Fan J W, et al. Spatio-temporal dynamics and their driving mechanisms of the landscape ecological risk along the Golmud-Lhasa section of Qinghai-Tibet Railway[J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(19): 1−11.

[45] 王培家, 章锦河, 杨良健, 等. 典型旅游城市生态系统服务时空演变及其影响因素: 以黄山市为例 [J]. 生态学报, 2024, 44(9): 3897−3910.
Wang P J, Zhang J H, Yang L J, et al. Spatio-temporal evolution of ecosystem services in a typical tourist city and its influencing factors: a case study of Huangshan City[J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(9): 3897−3910.

[46] Tang H, Halike A, Yao K X, et al. Ecosystem service valuation and multi-scenario simulation in the Ebinur Lake Basin using a coupled GMOP-PLUS model[J]. Scientific Reports, 2024, 14(1): 5071.

[47] 李俊翰, 高明秀. 滨州市生态系统服务价值与生态风险时空演变及其关联性 [J]. 生态学报, 2019, 39(21): 7815−7828.
Li J H, Gao M X. Spatiotemporal evolution and correlation analysis of ecosystem service values and ecological risk in Binzhou[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(21): 7815−7828.

[48] Visconti P, Butchart S H M, Brooks T M, et al. Protected area targets post-2020[J]. Science, 2019, 364: 239−241.

[49] Watson J E M, Dudley N, Segan D B, et al. The performance and potential of protected areas[J]. Nature, 2014, 515: 67−73.

[50] Fang Z, Ding T H, Chen J Y, et al. Impacts of land use/land cover changes on ecosystem services in ecologically fragile regions[J]. Science of the Total Environment, 2022, 831: 154967.

[51] Xing L, Hu M S, Wang Y. Integrating ecosystem services value and uncertainty into regional ecological risk assessment: a case study of Hubei Province, Central China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 740: 140126.

[52] Li L, Huang X J, Yang H. Optimizing land use patterns to improve the contribution of land use planning to carbon neutrality target[J]. Land Use Policy, 2023, 135: 106959.

[53] Gao L, Tao F, Liu R R, et al. Multi-scenario simulation and ecological risk analysis of land use based on the PLUS model: a case study of Nanjing[J]. Sustainable Cities and Society, 2022, 85: 104055.

[54] Karakani E G, Malekian A, Gholami S, et al. Spatiotemporal monitoring and change detection of vegetation cover for drought management in the Middle East[J]. Theoretical and Applied Climatology, 2021, 144(1): 299−315.

（责任编辑　范　娟
责任编委　李　雄）