

DOI: 10.20103/j.stxb.202409082160

王培家, 宋玉军, 章锦河, 于鹏, 张业臣, 张雪唱, 王昶. 顾及空间尺度的京津冀地区生态系统健康归因分析及其多情景模拟研究. 生态学报, 2025, 45(18): - .

Wang P J, Song Y J, Zhang J H, Yu P, Zhang Y C, Zhang X C, Wang C. Research on factors affecting ecosystem health in Beijing-Tianjin-Hebei region and its multi-scenario simulation based on different spatial scales. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(18): - .

顾及空间尺度的京津冀地区生态系统健康归因分析及其多情景模拟研究

王培家¹, 宋玉军¹, 章锦河², 于 鹏³, 张业臣¹, 张雪唱¹, 王 昶^{4,*}

1 合肥大学旅游与会展学院, 合肥 230601

2 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210023

3 扬州大学旅游烹饪学院, 扬州 225127

4 南京师范大学社会发展学院, 南京 210023

摘要: 维护城市群生态系统健康是生态文明建设的关键任务, 而对生态系统健康进行科学测度是实现有效保护的基础。以京津冀地区为例, 从区县、乡镇、栅格三个尺度出发, 分析了 2000—2020 年间该区域生态系统健康的时空变化, 探讨了自然和社会经济因素对生态系统健康影响的差异, 并模拟了 2035 年在自然发展、生态保护、经济发展三种情景下的生态系统健康演变趋势, 同时揭示了生态健康的空间尺度效应。研究结果如下: (1) 大尺度空间分析可能会掩盖生态系统健康测度值较低、存在生态风险的区域。在区县、乡镇、栅格三个尺度上, 生态系统健康总体呈下降趋势, 栅格尺度下降最明显, 乡镇次之, 区县最小; 空间分布从北向南递减, 空间异质性明显。(2) 在影响因子方面, 自然环境因素以正向效应为主, 社会经济因素则主要呈负向影响, 且随着空间尺度的扩大, 影响作用更为明显。京津冀地区早期受降水量和地形影响较大, 后期人口密度、土地利用强度等经济因素开始逐渐占据主导地位。(3) 多情景预测结果表明, 2035 年京津冀地区在生态保护情景下的生态系统健康均值最高, 自然发展情景次之, 而在经济发展情景下生态系统健康最为脆弱。本研究为探讨新型城镇化背景下城市群生态系统健康与社会经济发展的互动关系提供了见解, 对于推动城市群的高质量发展和生态环境保护具有重要的参考价值。

关键词: 生态系统健康; 多情景模拟; 影响因素; 京津冀地区

Research on factors affecting ecosystem health in Beijing-Tianjin-Hebei region and its multi-scenario simulation based on different spatial scales

WANG Peijia¹, SONG Yujun¹, ZHANG Jinhe², YU Peng³, ZHANG Yechen¹, ZHANG Xuechang¹, WANG Chang^{4,*}

1 School of Tourism and Exhibition, Hefei University, Hefei 230601, China

2 School of Geography and Ocean Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China

3 School of Tourism and Culinary Science, Yangzhou University, Yangzhou 225127, China

4 School of Social Development, Nanjing Normal University, Nanjing 210023 China

Abstract: Preserving ecosystem health within urban clusters is a paramount objective in building an ecological civilization, and scientifically assessing ecosystem health forms the foundation for effective conservation. Using the Beijing-Tianjin-Hebei region as a case study, this research systematically examined the spatial and temporal variations in ecosystem health from

基金项目: 国家自然科学基金项目 (42201238; 42301245); 安徽省社会科学创新发展研究课题 (2023CX074); 合肥大学人才科研基金项目 (24RC65)

收稿日期: 2024-09-08; 网络出版日期: 2025-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangchang@njnu.edu.cn

2000 to 2020 across three scales-county, village, and raster-and investigated the varying impacts of natural environmental and socioeconomic factors on ecosystem health. Furthermore, this research modeled the trajectory of ecosystem health alterations in the Beijing-Tianjin-Hebei region under three distinct development scenarios-natural progression, ecological conservation, and economic growth-by 2035, and uncovered the spatial scale impacts on ecosystem health. The results of the study are as follows: (1) Macro-scale analyses might overlook areas with compromised ecosystem health and significant ecological risks. Across district, township, and grid scales, ecosystem health generally declines, with the grid scale experiencing the steepest drop, townships following, and districts/counties the least; spatial distribution gradients from north to south, with notable heterogeneity. (2) Environmental factors have a positive effect on ecosystem health, in contrast to the detrimental effects of socio-economic factors, which intensify with increasing spatial scales. Initially, the Beijing-Tianjin-Hebei region is significantly affected by natural conditions like precipitation and topography, while later, socio-economic factors such as population density and land use intensity gain dominance. (3) The outcomes of the multi-scenario forecasts suggest that by the year 2035, the Beijing-Tianjin-Hebei region is projected to exhibit the most robust average ecosystem health within the ecological protection scenario. The natural development scenario is anticipated to rank second in terms of ecosystem health, whereas the economic development scenario is expected to present the most fragile state of ecosystem health among the three. (4) Ecosystem health is distinctly influenced by spatial scale. Specifically, larger scales may lead to more homogenized ecosystem health assessment results, thus masking key regional ecological health issues; conversely, smaller scales may provide a finer picture of ecosystem health, but may also over-amplify local details. Thus, it is important to choose the appropriate spatial scale according to the actual situation. This study provides insights into the interaction between ecosystem health and socioeconomic development of urban agglomerations in the context of new urbanization, which is an important reference for promoting high-quality development and ecological environmental protection in urban agglomerations.

Key Words: ecosystem health; multi-scenario simulation; influencing factors; Beijing-Tianjin-Hebei region

随着社会经济的发展,全球人地关系巨变,人类对地球生态环境恶化的担忧以及对社会经济可持续发展的渴求与日俱增^[1]。生态系统是维系人类生存的根本,它给予社会运作所需的物质资源、能量源泉以及活动空间,同时,它还提供了各种生态系统服务^[2]。然而,生态系统也正遭受着由人类活动引发的环境污染和生态破坏的双重打击,其面临的威胁正逐步加剧,形势日益严峻^[3]。根据千年生态系统评估(Millennium Ecosystem Assessment, MA, 2005)的报告^[4],人类活动已经导致全球超过半数的生态系统服务功能下降,每年因人类强烈干扰而损失的生态系统服务价值相当于全球国内生产总值(GDP)的10%以上^[5]。这表明人类对生态环境的影响正变得愈发直接和显著,凸显了采取有效措施保护和恢复生态系统的紧迫性。

生态系统健康是生态系统有机体的重要指征,类比为人类生物的一种自然状态。稳定、可持续、多样、复杂、活力等核心内涵不断得到学术界的认同,健康的状态是生态系统管理的主要目标^[2-3]。1989年,Rapport首次阐述了生态系统健康的内涵,指出可将生态系统健康的定义类比人类健康^[6]。生态系统健康的内涵指的是生态系统稳定且可持续,即具备维持结构、自我调节和在面临胁迫时的恢复能力,可以从活力(Vigor)、组织结构(Organization)和抗干扰力(Resilience)三个方面进行评估^[7-8]。自从首次全面论述了生态系统健康的内涵之后,Rapport(1998)开启了关于生态系统健康研究的新阶段,结构、功能、属性、理论基础、测算评估等生态系统健康内容得到持续关注^[7]。关于生态系统健康的讨论主要基于两种视角:一是基于生物和生态过程的生态学视角,另一则是侧重于生态系统服务价值的经济学视角。在生态系统健康评估方面,主要采用两种方法:指示物种法和指标体系法。指示物种法侧重于选择特定的生物种类作为生态系统健康状况的指示,如使用鱼类、藻类、水鸟等作为湿地健康评估的生物指标^[8]。这种方法适用于特定类型的自然生态系统评估,需要依赖大量的实地监测数据,主要关注生态系统内部的健康状况,而对外部环境因素的影响考虑较少。指

标体系法侧重构建一个包含多个指标的评估体系,以反映生态系统面临的外部压力和威胁。因此,指标体系法因其广泛的适用性而被大量应用,其中,尤其以 VOR 模型和 PSR 模型运用居多。

生态系统健康具有尺度效应。国内外学者基于全球、国家、区域、城市乃至区县等多种尺度,检验了生态系统健康的尺度效应^[9]。尺度效应在生态系统健康评估中扮演着关键角色,它指的是在不同空间尺度下进行评估时,所得出的结论和观察到的特点可能会有明显的不同^[10]。这种依赖于尺度的特性表明,较小尺度的分析可能更能够展现生态系统健康的微妙变化,而较大尺度的分析则倾向于展现生态系统的整体动态和模式。多尺度的评估方法不仅能够揭示特定尺度所具备的生态属性,更在于它促进了跨尺度的信息交换与知识整合^[11-12]。总体而言,尺度效应的考量既揭示了生态过程和结构在不同尺度上所表现出的多样性,而且为生态评估和管理提供了坚实的理论支撑和方法论指导^[13-14]。采用多尺度分析方法,能够获得对生态系统健康状况更深入的洞察,并据此制定更为精确和高效的管理策略^[15]。在未来的生态学研究中,深入挖掘尺度效应理论并将其应用于实践,对于确保生态系统的长期稳定、健康和可持续性至关重要。同时,我们也需要关注生态系统健康的跨尺度关联和互动,以更好地理解 and 应对全球气候变化、生物多样性丧失等全球性生态问题^[16]。

京津冀地区作为中国北方的重要经济和政治中心,其生态战略地位至关重要。该地区作为蒙古高原向华北平原过渡的关键生态屏障,对维护区域生态安全发挥着关键作用,其生态状况对华北乃至更广区域的生态安全具有重大影响。该地区在协同治理、生态保护修复、绿色发展示范建设等方面的成功实践,为其他高度城市化地区提供了宝贵的借鉴和示范作用。鉴于此,本研究以京津冀地区为案例地,从栅格、乡镇和区县尺度系统评估生态系统健康时空变化特征、影响因素以及未来不同情景演变趋势,以期京津冀地区生态安全和可持续发展提供强有力的数据支撑和理论指导。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

京津冀地区是中国的“首都经济圈”,由北京、天津两大直辖市和河北省的保定、唐山、廊坊、石家庄、秦皇岛等城市组成,总面积约为 21.8 万 km²(图 1)^[17]。该地区属于典型的温带季风气候,四季分明,春季干旱多风,夏季高温多雨。年平均气温在 10—12℃ 之间,降水季节分配不均匀。2023 年,京津冀地区生产总值达到 10.4 万亿元,是 2013 年的 1.9 倍,城镇化率也从 2010 年的 55.7% 上升到 2020 年的 64.9%,其中,北京、天津的城镇化率超过 80%,河北省的城镇化率也在稳步上升。京津冀地区不仅成为中国北方最大的经济区和最具经济活力的地区,对全国乃至全球经济都有显著的影响力。然而,伴随着经济的快速增长和城市化进程的加快,农用地和生态用地大量减少,对生态系统的稳定性和可持续性带来了一定程度的挑战。

京津冀地区以其地貌的多样性而著称,它不仅是华北平原的重要生态屏障,还孕育了丰富的生物资源,并提供关键生态系统服务。此外,京津冀地区在生态空间的识别、管控以及推动生态协同发展方面,展现出其独特的区域特色和重要性^[18]。然而,该地区正面临着生态退化和保护的紧迫挑战,同时水资源的短缺问题也日益凸显。在城市化快速发展的背景下,京津冀地区还需解决随之而来的生态环境问题。

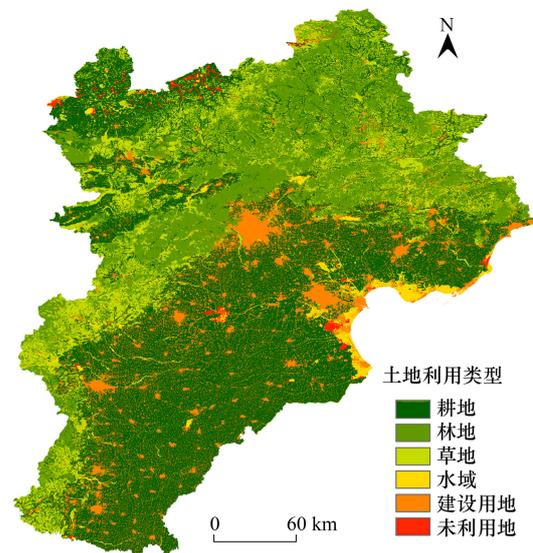


图 1 研究区概况图

Fig.1 The study area

1.2 数据来源

本研究主要涉及土地利用、气象、DEM、土壤、社会经济等各类数据。其中,土地利用数据来源均来自于中国科学院资源环境科学与数据中心(<http://www.resdc.cn/>),空间分辨率 30m。气象数据来源于中国气象数据网的逐年年均气温、年均降水数据集(<http://data.cma.cn/>),空间分辨率 1km。DEM 数据采用 ASTER GDEM,来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>),空间分辨率为 30m。土壤数据来自于世界土壤数据库(HWSD)和中国土壤数据集(1:100 万)。其他人口、社会、经济等社会统计数据来源于 2001—2021 年的《中国县域统计年鉴(乡镇卷)》、《河北省统计年鉴》、《北京市统计年鉴》、《天津市统计年鉴》以及各市、县国民经济和社会发展统计公报、地方志等。由于需要对多源数据进行精确匹配,因此我们对数据进行投影转换和重采样,空间坐标统一为 Krasovsky_1940_Albers 投影,分辨率统一为 1km。此外,考虑到研究时间序列较长,部分社会经济数据存在缺失,我们采用插值法进行补充。

1.3 研究方法

本研究基于京津冀地区的区县、乡镇和栅格尺度,构建了“VOR”(生态系统活力—生态系统组织力—生态系统恢复力)模型,测度了京津冀地区 2000—2020 年的生态系统健康时空变化,分析了自然环境和社会经济对生态系统健康的多尺度空间影响,最后,基于京津冀地区 2020 年的土地利用数据,模拟了该地区在 2035 年自然发展、经济发展和生态保护情景下的生态系统健康演变趋势(图 2)。

1.3.1 生态系统健康指标

生态系统健康(EHI)测度通常包括生态系统活力(EV)、生态系统组织力(EO)和生态系统恢复力(ER)三个维度。本研究参考前人研究^[19-20],并结合京津冀地区实际情况,设置相同权重后标准化处理。具体计算公式如下:

$$EHI = \sqrt[3]{EV \times EO \times ER} \quad (1)$$

式中,EHI、EV、EO、ER 分别表示生态系统健康、生态活力、生态组织力和生态恢复力。由于各指标间量纲不一,对生态系统健康综合评价时首先要对各指标进行归一化处理,将 EV、EO、ER 的指标值范围设置为 0—1。

(1) 生态系统活力

生态系统活力(Ecosystem Vigor, EV)是指生态系统的新陈代谢能力或者初级生产力。净初级生产力(Net Primary Productivity, NPP),又称净第一生产力,指的是生产者在单位时间和单位面积内所能用于生长、发育和繁殖的能量值,主要为生物通过光合作用所产生的有机碳中扣除自身呼吸代谢后的剩余部分^[21]。具体公式如下:

$$NPP(x, t) = APAR(x, t) \times \varepsilon(x, t) \quad (2)$$

式中,APAR(x, t)表示像元 x 在 t 月份吸收的光合有效辐射(单位: MJ/m²/月); $\varepsilon(x, t)$ 表示像元 x 在 t 月份的实际光能利用率(单位: gC/MJ)。

(2) 生态系统组织力

生态系统组织力(Ecosystem Organization, EO)是指生态系统自身内部的稳态性,即生态系统内部各组织和结构之间保持相对稳定的状态^[22],主要通过景观连通性(LC)和景观异质性(LH)两大指标决定^[23]。具体公式如下:

$$\begin{aligned} EO &= 0.35 \times LH + 0.35 \times LC + 0.3 \times IPC \\ &= 0.25 \times SHDI + 0.1 \times AWMPFD + 0.2 \times FN + 0.05 \times CONTAG + 0.1 \times COHE + 0.05 \times FN_1 \\ &\quad + 0.025 \times CONTAG_1 + 0.025 \times COHE_1 + 0.05 \times FN_2 + 0.025 \times CONTAG_2 + 0.025 \times COHE_2 \\ &\quad + 0.05 \times FN_3 + 0.025 \times CONTAG_3 + 0.025 \times COHE_3 \end{aligned} \quad (3)$$

式中,EO、LH、LC、IPC 分别表征的是生态系统组织力、景观异质性、景观连通性和生境斑块连通性。选取景观蔓延度指数(CONTAG)、景观破碎化指数(FN)和景观凝聚度(COHE)来衡量景观连通性。林地、草地和水域的蔓延度指数分别为CONTAG₁、CONTAG₂、CONTAG₃;林地、草地和水域的景观破碎化指数分别为FN₁、FN₂、

FN₃;林地、草地和水域的景观凝聚度分别为COHE₁、COHE₂、COHE₃。

(3) 生态系统恢复力

生态系统恢复力(Ecosystem Resilience, ER)是指生态系统在受到自然环境和外部人为干扰后,维持自身原有结构和功能相对稳定的能力^[24]。生态系统恢复力主要包括两大方面:(1)应对外部胁迫的抵抗力,即健康的生态系统需要抵御外在干扰或胁迫的能力;(2)系统内部受到损坏后的恢复力,即一个健康的生态系统具备生态系统内部保持相对平衡和完整,并在受到干扰后恢复的能力。具体公式如下:

$$ER = 0.4 \times \sum_1^n A_i \times C_{t,i} + 0.6 \times \sum_1^n A_i \times C_{r,i} \tag{4}$$

式中,ER 为生态系统恢复力;A_i为地类 i 的土地面积;n 为不同地类类型;C_{t,i}为地类 i 的生态抵抗力系数;C_{r,i}为地类 i 的生态恢复力系数。

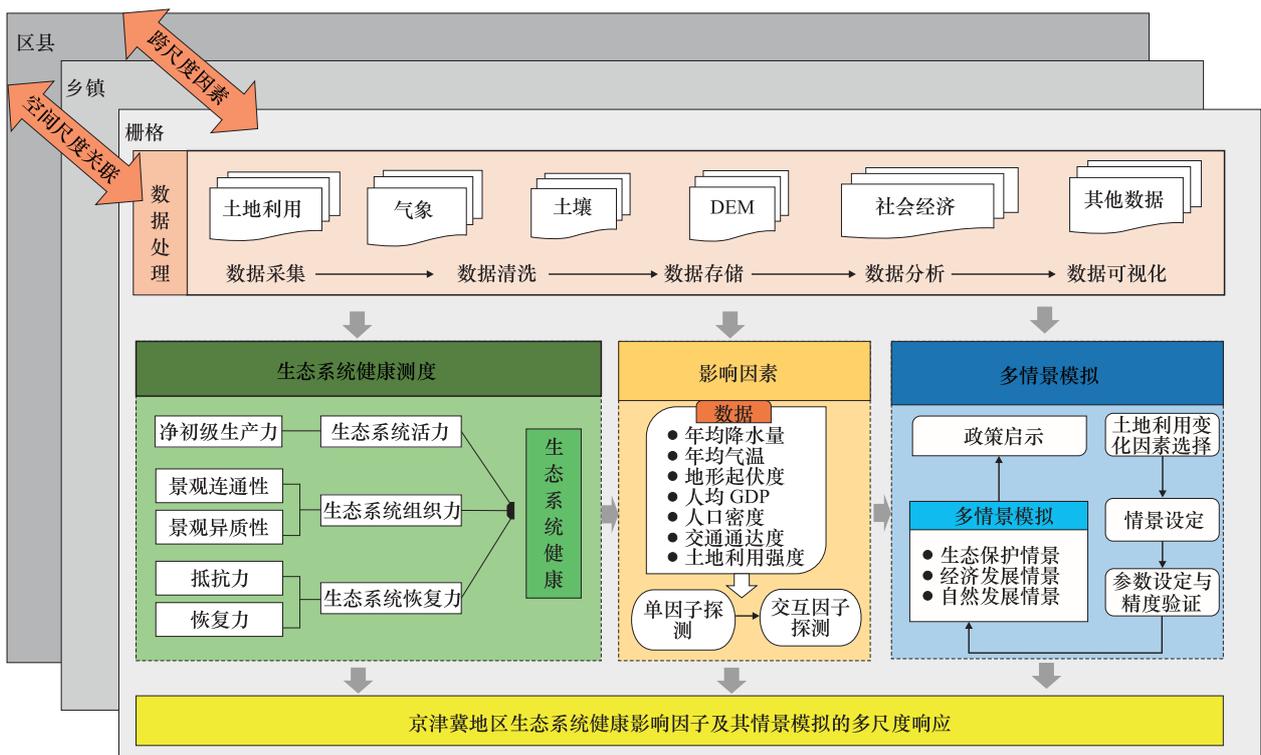


图2 京津冀地区生态系统健康影响因子及情景模拟的多尺度响应框架

Fig.2 Multi-scale response framework of ecosystem health influencing factors and scenario simulations in the Beijing-Tianjin-Hebei region

1.3.2 地理探测器

地理检测器是一种定量检测地理现象的空间异质性并揭示其背后驱动力的统计方法。它由因子检测器、交互检测器、风险检测器和生态检测器组成^[26]。本研究主要采用因子检测和交互作用检测两种方法,利用 q 统计值来度量影响生态系统健康的因子及其交互作用的贡献大小。当 q ∈ [0, 1] 时, q 值越大,说明对研究区生态系统健康的影响程度越大。具体计算公式如下:

$$q = 1 - \frac{SSW}{SST} = 1 - \frac{\sum_{h=1}^k N_h \delta_h^2}{N \delta^2}$$

式中, h = 1, ..., L 为变量 Y 或因子 X 的分层(分类或分区); N_h 和 N 分别为层 h 和全区单元数; δ_h² 和 δ² 分别是层 h 和全区 Y 值的方差; SSW 为层内方差之和; SST 为全区总方差。

1.3.3 PLUS 模型

PLUS 模型是一种基于栅格数据的元胞自动机(Cellular Automata, CA)模型,专门用于模拟土地利用变化

在斑块尺度上的过程,主要包括 LEAS 模块(用地扩张分析策略的规则挖掘方法)和 CARS 模块(基于多类随机斑块种子的 CA 模型)两大核心模块^[27]。本研究通过模拟自然发展、生态保护和经济发展等不同情景下的土地利用供给量,确定不同地类的权重和参数,并设置各情景模型中地类转换的限制区域。在遵循《京津冀协同发展规划纲要》和《京津冀协同发展生态环境保护规划》的框架下,并借鉴其他城市群的模拟经验^[8,18,24],以京津冀地区 2020 年的土地利用类型和生态系统健康的空间分布格局为基准,设定了以下三种情景,旨在动态预测未来的土地利用格局和生态系统健康变化。

(1) 自然发展情景。在此情景中,京津冀地区将不受外部干预,其发展将遵循历史土地利用模式和自然规律,自然演进。

(2) 生态保护情景。此情景以满足居民未来建设用地需求为基础,同时将生态保护纳入规划。对公园绿地和生态保护区的用地转换实施严格限制,并加强对建设用地扩张的控制,以减缓林地和耕地的减少。将林地和草地转变为建设用地的比例大幅降低至约 50%,耕地向建设用地的转化率减少至约 30%,并且坚决禁止水体区域被转变为建设用地。

(3) 经济发展情景。在此背景下,随着经济和城镇化的快速发展以及人口激增,对建设用地的需求急剧上升。设定耕地向建设用地的转换率提高 40%,新增建设用地从现有耕地中划拨。草地和林地也按相同比例转换为建设用地,即转换率提高 40%,相应减少草地和林地的面积。

2 结果与分析

2.1 生态系统健康的多尺度时空分异格局

京津冀地区的生态系统健康指标由“活力-组织力-恢复力”构成,参考相关文献^[11,24],我们将生态系统健康均等地划分为五个等级:差($EHI < 0.2$)、较差($0.2 \leq EHI < 0.4$)、一般($0.4 \leq EHI < 0.6$)、较优($0.6 \leq EHI < 0.8$)、优($0.8 \leq EHI < 1$)。

2.1.1 多尺度时间分布

2000—2020 年间,三个尺度上的生态系统健康指数整体呈现下降趋势(图 3)。在这 20 年中,区县、乡镇和栅格尺度的生态系统健康平均值分别从 2000 年的 0.592、0.598、0.588 下降至 2020 年的 0.588、0.592、0.581,其中区县级和乡镇级的平均值分别下降了 0.67% 和 1.04%,栅格尺度的下降幅度最大,达到了 1.18%。在研究期间,区县级和乡镇级尺度的生态系统健康“较优”等级的占比明显增加,分别从 2000 年的 20.3% 和 20.9% 增加到 22.8% 和 22.3%,而“优”等级的占比则明显下降,从 2000 年的 18.6% 和 19.1% 降至 16.7% 和 17.6%,其他等级的变化不大。在栅格尺度上,“一般”等级的生态系统健康占比明显下降,从 2000 年的 24.4% 急剧降至 2020 年的 20.4%,而其他等级的占比则呈不同程度的增长。

整体来看,2000—2020 年京津冀地区的生态系统健康均值以三种尺度按大小排列分别为:乡镇尺度>区县尺度>栅格尺度,生态系统健康均值总体上在三个尺度呈减少的趋势,但尺度不同,下降的幅度和速度可能存在差异。区县尺度由于更广泛的地理覆盖和研究尺度下降幅度较慢,乡镇尺度次之,栅格尺度由于刻画了更复杂的生态过程,其生态系统健康的变化更为显著。

2.1.2 多尺度空间分布

京津冀地区的生态系统健康状况在区县、乡镇和栅格尺度上呈现出从北向南递减的空间分布特征,并显示出明显的空间异质性(图 3)。具体而言,生态系统健康高值区主要集中在北部地区的燕山山脉、太行山脉及其毗邻地带。主要原因是该区域的土地利用类型主要以林地、草地等生态用地为主,植被覆盖率较高,人类干扰强度低、生物多样性丰富、生态结构完整、生态系统稳定、生态功能完善,因此该区域绝大多数地区生态系统健康处于“优”或“较优”等级。相反,生态系统健康低值区通常主要位于大城市及其邻近地区。比如,在北京、天津、石家庄等省会城市的核心及其辐射地带,因为高度城市化和工业化而在生态系统健康方面面临挑战,因此生态系统健康处于“差”或“较差”等级。此外,在东南平原区域由于密集的农业耕作活动,生态系统

健康指数也较低。

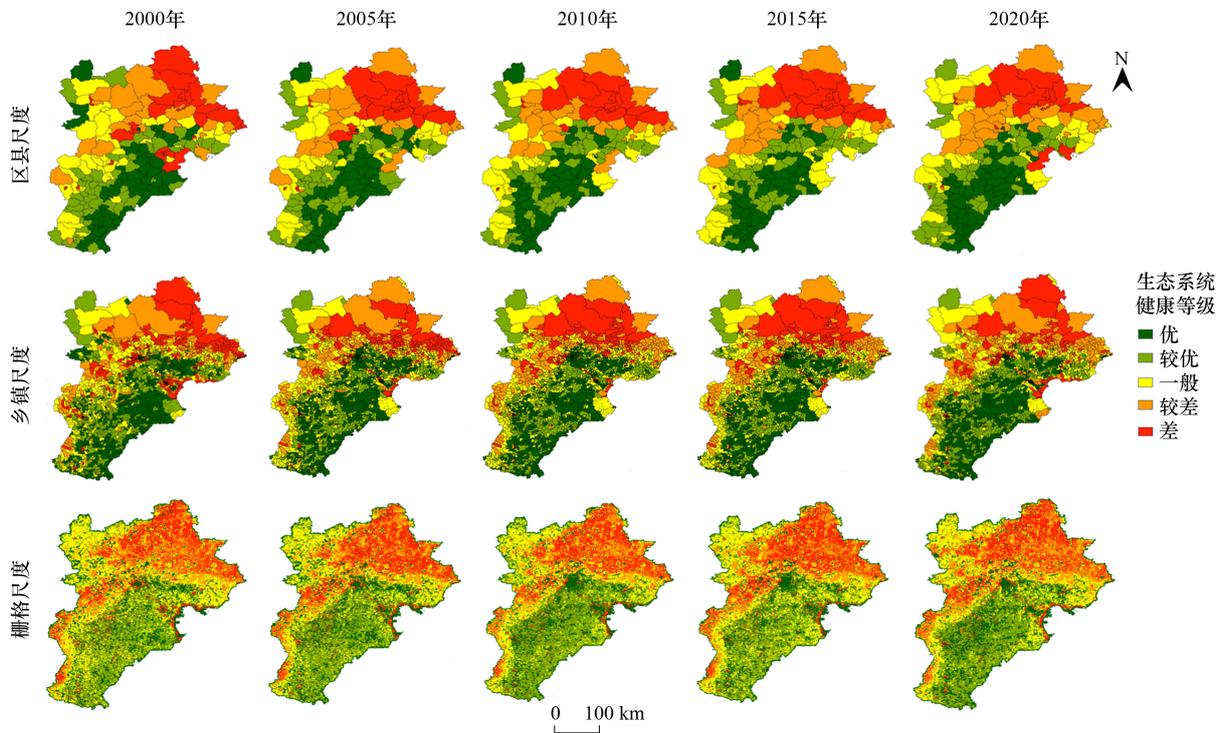


图3 京津冀地区 2000—2020 年在区县、乡镇和栅格的时空分布情况

Fig.3 Spatial and temporal distribution of ecosystem health in the Beijing-Tianjin-Hebei region from 2000 to 2020 in districts, townships and rasters

通过在区县、乡镇和栅格三个不同尺度上对比生态系统健康的空间差异性,我们发现相较于区县和乡镇尺度,栅格尺度显示在北部山区的生态系统健康指数略低(图4)。同时,在东南部地区,栅格尺度的生态系统健康状况处于“差”的区域占比略低于区县和乡镇尺度。这进一步表明,多尺度分析在彰显了生态系统健康状态多样性和动态变化中的重要性。

2.2 影响因素分析

京津冀地区作为中国重要的世界级城市群,研究显示,其生态系统健康主要受地形、气候、社会经济发展等要素的影响^[6,9,15,27]。基于此,我们从自然环境和社会经济两大维度出发,构建了包含7个要素的指标体系,具体包括:年均气温(X_1)、年均降水量(X_2)、地形起伏度(X_3)、人均GDP(X_4)、人口密度(X_5)、交通通达度(X_6)和土地利用强度(X_7)。运用地理探测器,从区县、乡镇和栅格三个尺度分析京津冀地区生态系统健康时空演变的驱动力。

2.2.1 单因子探测

从区县尺度来看,京津冀地区的生态系统健康主要受年均气温、地形起伏度和人口密度的影响,三者的 q 值均大于0.3(图5)。在乡镇尺度和栅格尺度,2000年京津冀地区均受年均气温、年均降水量和地形起伏度的影响最为明显,然而,到了2020年,影响因素的主导力发生了变化。在乡镇尺度上,人口密度、地形起伏度和年均气温是影响京津冀地区生态系统健康的主要因素;而在栅格尺度方面,土地利用强度、人口密度和年均降水量则占据了主导地位(图5)。这表明,随着时间的推移,京津冀地区的生态系统健康受到不同因素影响的模式在不同尺度上呈现出变化趋势。

总的来说,京津冀地区的自然环境影响减弱,人口密度、土地利用强度等社会经济因素的影响增强,显示经济发展对京津冀生态系统健康的影响增大。此外,不同尺度上影响因素的解释力不同,这一结果进一步证

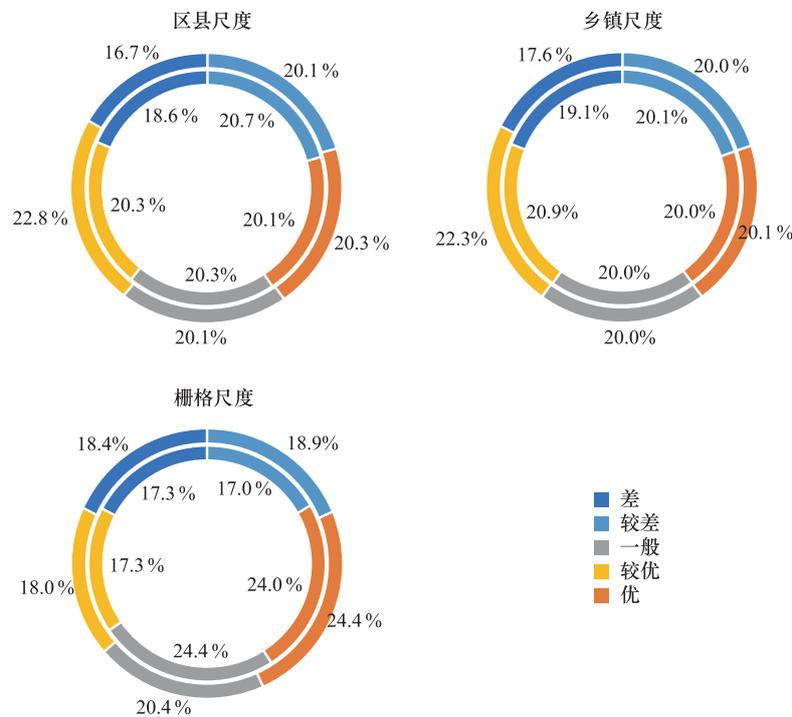


图4 京津冀地区生态系统健康在区县、乡镇和栅格尺度的各等级面积占比

Fig.4 Percentage of ecosystem health at district, township and raster scales in the Beijing-Tianjin-Hebei region

内侧为2000年各等级占比,外侧为2020年各等级占比

实了京津冀地区生态系统健康影响因素的尺度依赖性,即随着研究尺度的变化,各个因素的解释力亦会发生相应的变化,这可能对研究结论产生重要影响。

2.2.2 双因子探测

利用地理探测器的交互探测模块,从区县、乡镇和栅格三个尺度分析京津冀地区生态系统健康的影响因子。在区县尺度,年均气温 \cap 地形起伏度、年均气温 \cap 人口密度的交互作用最为显著, q 值超过0.6(图6),表明两个交互作用在生态系统健康解释中贡献较大。乡镇尺度上,2000年主要受年均气温 \cap 年均降水、年均气温 \cap 地形起伏度的影响,而2020年人口密度 \cap 土地利用强度、年均气温 \cap 人口密度成为主导交互解释力。栅格尺度上,2000年受年均气温 \cap 年均降水、年均降水 \cap 地形起伏度的影响,而2020年年均气温 \cap 年均降水的交互作用依旧显著,但人均GDP \cap 土地利用强度的交互影响开始显现,这可能与经济发展模式和土地利用变化对生态系统健康产生的影响有关。

总体来看,京津冀地区生态系统健康在不同时间和空间尺度上受到多种因素的复杂交互作用影响,特别是人类经济活动和土地利用变化对生态系统健康的影响日益显著。研究结果显示,不同因子间的相互作用对生态系统健康的影响往往超过单一因子的作用,并且这种作用倾向于以非线性方式增强或双因子增强效应来展现。换言之,这些因子并不是独立地作用于京津冀地区的生态系统健康,而是通过它们之间的两两交互作用,共同产生了更为显著和决定性的影响。

2.3 未来情景模拟

结合京津冀地区实际,从自然本底、社会经济以及交通条件三个方面出发,筛选出18个影响因子(图7)。核心思路是基于PLUS模型,以京津冀地区2010年的土地利用数据,模拟2020年土地利用变化,并与2020年土地利用实际状况进行精度验证。根据精度验证结果显示,Kappa系数值为0.872,模拟精度较高,说明PLUS模型在模拟京津冀地区的未来土地利用类型空间变化格局中具有较高的适用性。在此基础上,预测该地区2035年自然发展、经济发展、生态保护三种情景的土地利用变化,最后对比分析不同情景下的生态系统健康状况。

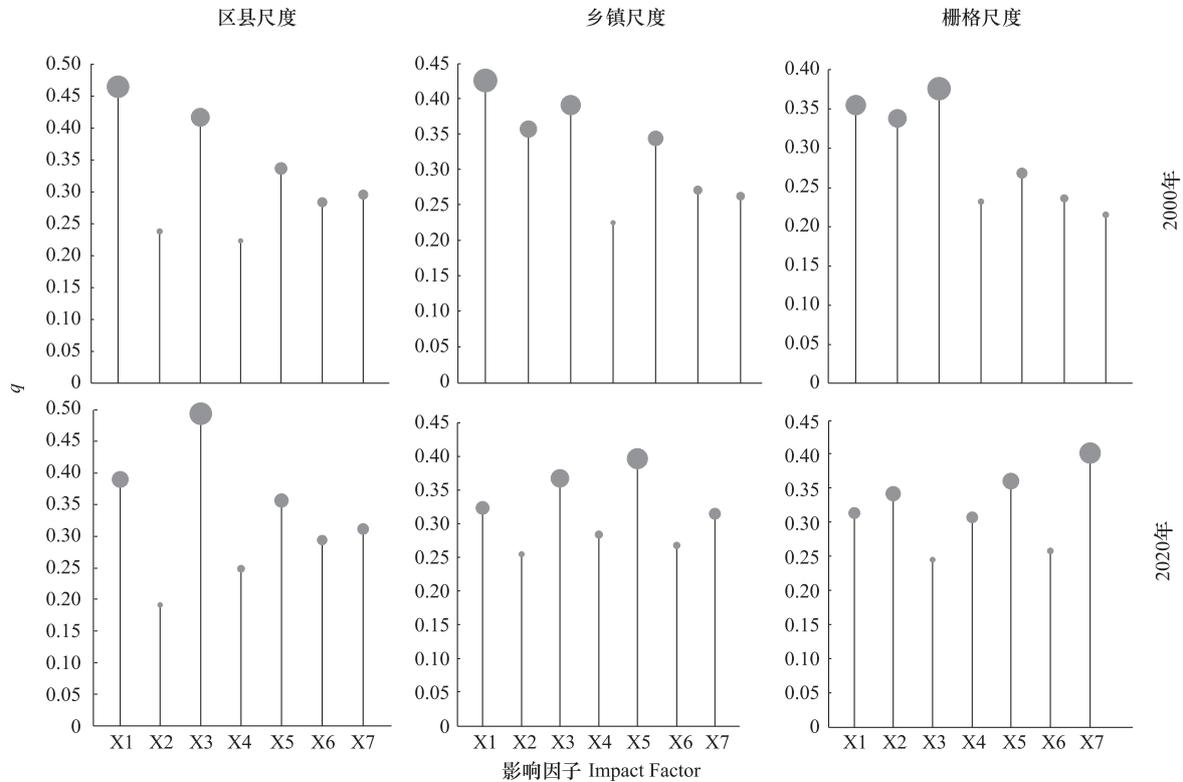


图 5 京津冀地区生态系统健康在区县、乡镇和栅格尺度的单因子探测

Fig.5 Single-factor detection of ecosystem health at district, township and raster scales in the Beijing-Tianjin-Hebei region

表 1 反映了京津冀地区 2035 年基于区县、栅格和乡镇尺度,在生态保护、自然发展和经济发展情景下的生态系统健康均值。三个尺度的生态系统健康均值排序为:生态保护情景最高,自然发展情景居中,经济发展情景最低。与 2020 年的基准值相比,2035 年生态保护情景的均值呈上升趋势,而自然发展和经济发展情景的均值则有所下降。在各情景中,乡镇尺度的生态系统健康均值最高,区县尺度次之,栅格尺度最低。

表 1 京津冀地区 2035 年区县、乡镇和栅格尺度下不同情景的生态系统健康变化

Table 1 Changes in ecosystem health in the Beijing-Tianjin-Hebei region in 2035 under different scenarios at district, township and grid scales

生态系统健康均值 Mean value of ecosystem health	2020 年基准值 Baseline value in 2020	2035 年自然发展情景 Natural development scenario in 2035	2035 年生态保护情景 Ecological conservation scenario in 2035	2035 年经济发展情景 Economic development scenario in 2035
区县尺度 District and county scales	0.588	0.587	0.592	0.581
乡镇尺度 Township Scales	0.592	0.589	0.598	0.584
栅格尺度 Raster Scales	0.581	0.578	0.585	0.571

进一步分析京津冀地区 2035 年在 3 种尺度下自然发展、生态保护和经济发展的生态系统健康时空分异状况和等级变化(图 8)。总体来看,在区县和乡镇尺度上,生态系统健康处于“较优”等级的区域较为广泛,约占京津冀地区总面积的 22%;而“优”、“一般”、“较差”和“差”等级的区域,其比例大致在 15%至 20%之间。在栅格尺度上,“较差”等级的生态系统健康占比最高,大约占 25%。空间分布特征来看,不同尺度下的生态系统健康状况显示出相似的模式,即东南地区相对较低,而西北地区相对较高,这与 2020 年京津冀地区的生态系统健康空间格局相一致。

生态保护情景大大减缓了建设用地无序扩张的速率,有效保护草地、林地等生态用地,提升了区域生态系统健康。在自然发展情景中,虽然一定程度上促进了自然保护地的有机更新,保护了生态环境,缓解了生态系

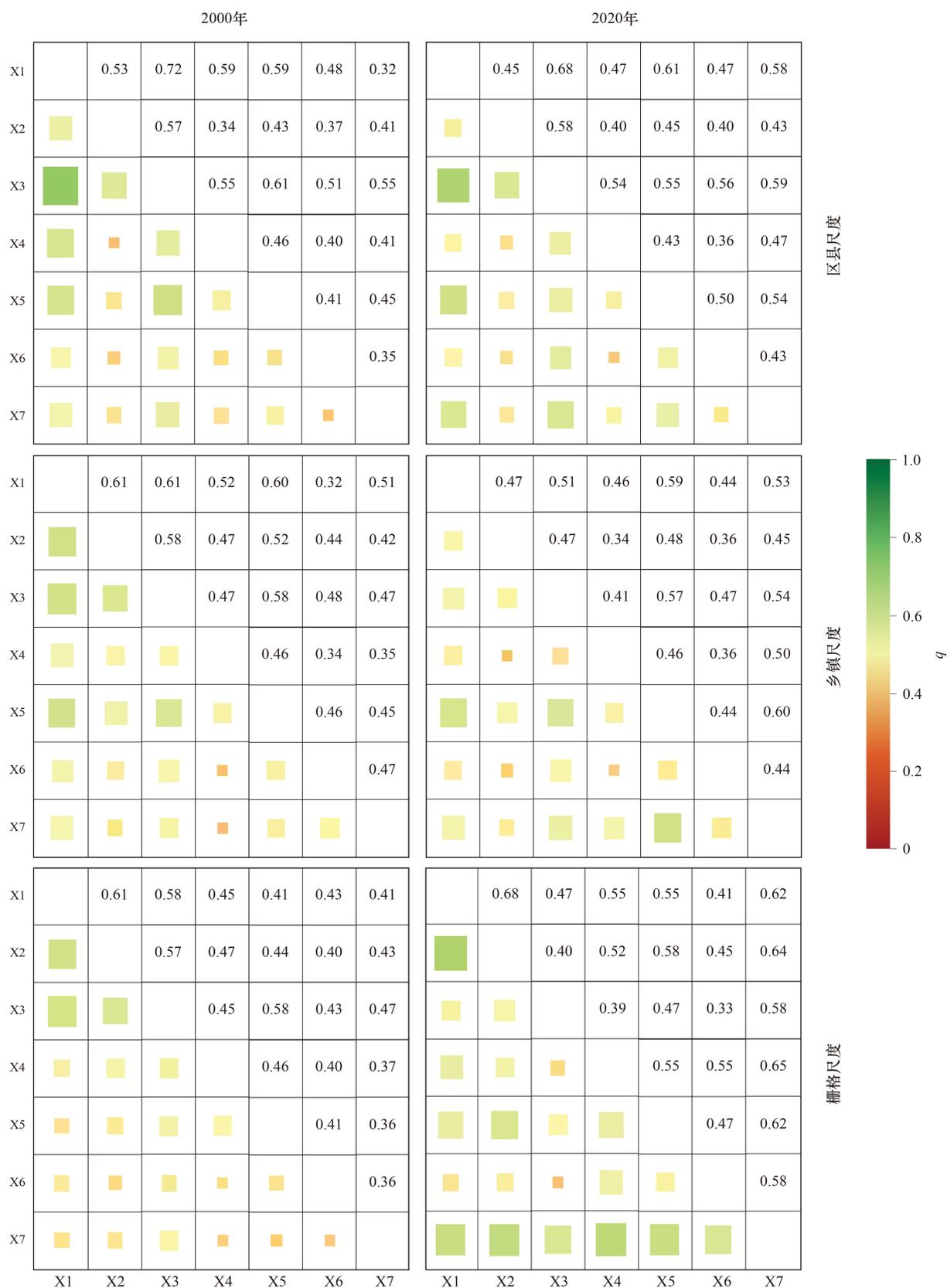


图6 京津冀地区生态系统健康在区县、乡镇和栅格尺度的交互因子探测

Fig.6 Detection of interaction factors for ecosystem health at district, township and raster scales in the Beijing-Tianjin-Hebei region

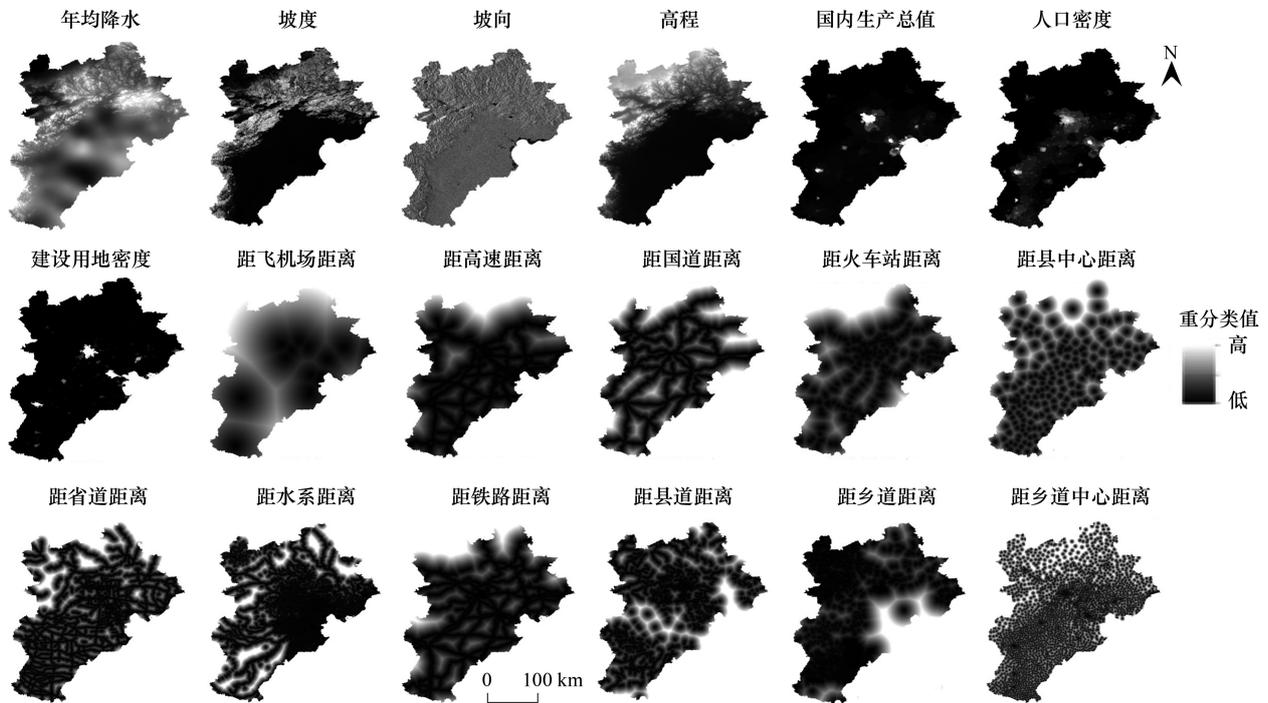


图 7 京津冀地区生态系统健康情景模拟的影响因子

Fig.7 Influence factors of ecosystem health scenario simulations in the Beijing-Tianjin-Hebei region

统健康的下降趋势,但同时也导致了自然、社会和经济系统的无序发展。经济发展情景对生态系统健康和可持续性造成不利影响,破坏严重且深远。相比之下,生态保护情景在三种尺度下展现出对区域生态系统健康和可持续发展的明显优势,不仅注重生态平衡的维护,而且通过综合考虑社会、经济和环境因素,采取了更为全面和长远的规划,对生态系统健康起着维护和保育的作用。

3 讨论

3.1 影响因素探讨

京津冀地区,作为中国北方的经济政治枢纽,其生态系统健康状况的空间差异性尤为显著。北部和西部山区因地理因素和较少人类活动,加上政府的生态政策,生态系统较为稳定健康^[28]。而北京、天津等东南部城市因城市化快速推进,面临土地硬化、空气污染等问题,严重影响生态系统健康和居民生活生产^[29]。城市化进程中,自然景观的消失和生物栖息地的破碎化,进一步加剧了生物多样性减少甚至丧失^[30]。此外,京津冀地形从西北山区过渡到东南平原,这种多样性丰富了生态系统层次,支持多样生物群落。同时,地形多样性也限制了城市规划和建筑设计^[31]。随着城市扩张和经济发展,京津冀土地利用结构发生了深刻变化,人口增长导致住房和基础设施需求上升,土地利用强度提高,土地资源紧张。这些变化深刻影响经济增长模式,对区域环境和社会结构产生影响,不仅体现在土地覆盖类型的转换,如农田、森林向建设用地的转变,还体现在土地利用效率提升和生态系统健康改善等方面^[32],例如,通过优化土地规划,提高城市绿地占比,建设生态廊道,以及推广绿色基础设施等措施,缓解城市化带来的生态压力,提升生态系统的服务功能。

情景分析是一种强有力的工具,用于预测土地利用变化对生态系统健康的长远影响^[24, 33]。在京津冀地区的自然发展和经济发展情景中,预计到 2035 年,平原地区的建成区面积将持续增长,而林地、草地等生态用地的面积将有所下降,生态系统健康出现退化。其根本原因在于建筑用地的扩张对生态系统造成了较大的干扰,降低了生态系统的抵抗力,破坏了原有的生态平衡,加剧了土地利用与生态系统健康之间的冲突。相比之下,在生态保护情景中,生态系统健康得到改善,这一积极变化主要是由于生态用地增加,有助于保护生物多

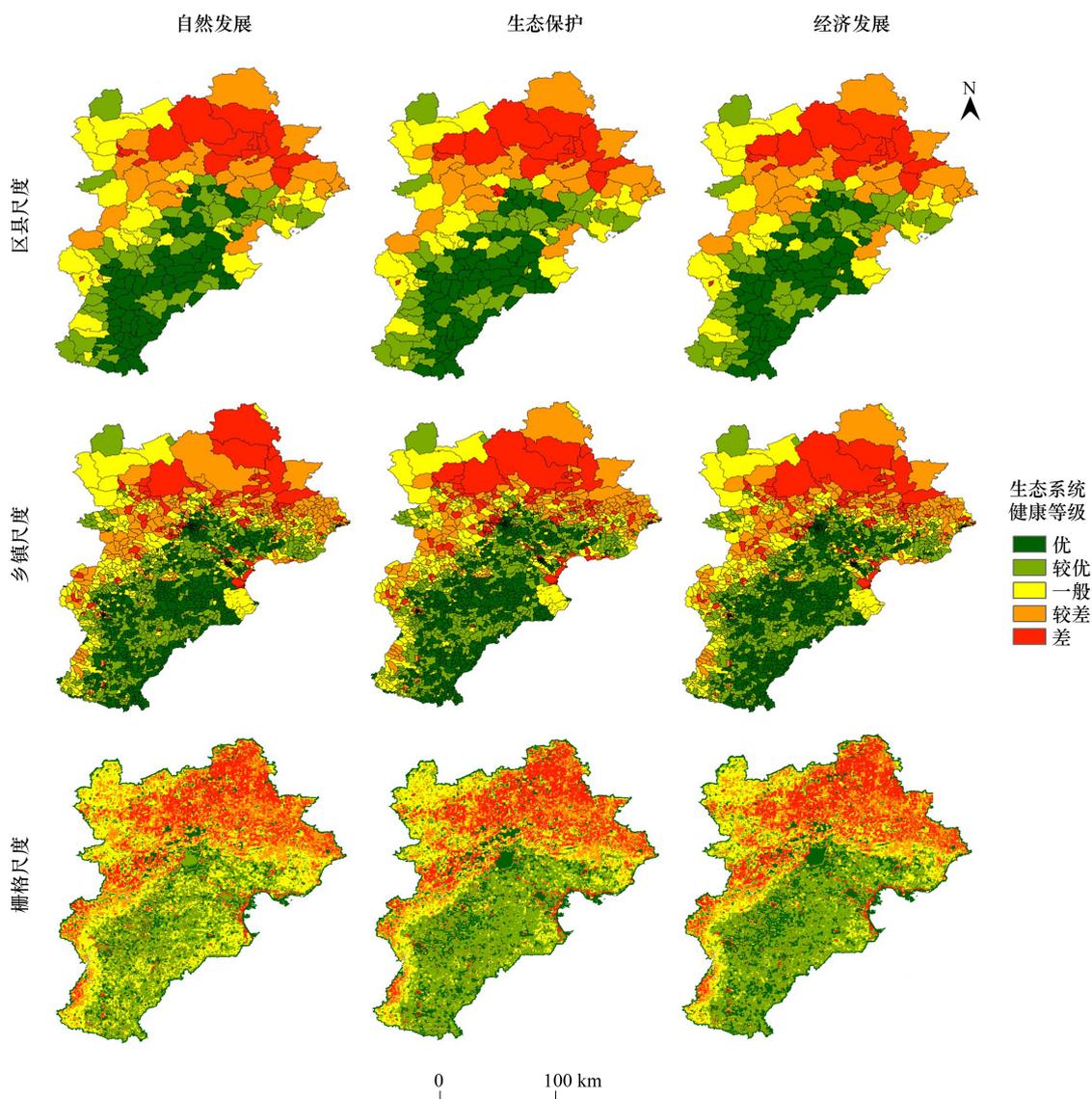


图 8 京津冀地区 2035 年的生态系统健康多情景模拟

Fig.8 Multi-scenario simulation of ecosystem health in the Beijing-Tianjin-Hebei region in 2035

样性,改善水质和空气质量,增强土壤保持能力,提升区域生态系统健康水平。因此,优先考虑生态保护和修复对于平衡京津冀地区的经济发展与生态保护至关重要。

3.2 空间尺度依赖性分析

本研究深入探讨了京津冀地区生态系统健康的尺度依赖性问题,揭示了生态系统健康评估的复杂性。研究指出,生态系统的格局、过程、服务以及它们之间的相互作用关系会随着尺度的变化而发生相应的变化^[34]。以天津滨海新区为例,区县尺度的生态系统健康呈现出较为均质化的“优”等级,呈块状分布,生态系统健康具有均质性;而在乡镇尺度上,生态系统健康则以“较优”和“优”两个等级为主,显示出一定的空间异质性;进一步细化到栅格尺度,滨海新区沿海区域的生态系统健康则以“差”等级为主,而在滨海新区的陆地区域生态系统健康以“优”为主,这反映出小尺度评估能够揭示区域内生态系统健康的细节信息,展现出较强的空间异质性。

通常情况下,随着空间尺度的扩大,生态系统健康的测度值在整体上趋向于更加均衡,可能隐藏生态风险高的区域,降低其实际指导价值^[11]。而小尺度提供更细致的评估,但可能导致对生态系统健康状况的过度分

散解读,损害景观完整性,增加误判风险^[34]。单一尺度可能忽视尺度间的交互作用,导致结论不全面或不科学^[35]。因此,评估生态系统健康没有“最佳尺度”,而应根据研究目的和区域特性合理选择^[36—37]。这种方法有助于全面、准确地评估生态系统健康,为生态保护和可持续发展提供决策支持。本研究深入分析了尺度选择的重要性,指导如何根据不同尺度优化生态管理和规划策略。

4 结论及建议

4.1 结论

本研究运用 PLUS 模型、地理探测器、ArcGIS10.3 和 RStudio4.1.0 等工具,分析京津冀地区在区县、乡镇和栅格三个尺度上的生态系统健康时空变化,探讨自然环境和社会经济因素对生态系统健康的影响。研究发现,2000—2020 年,京津冀的生态系统健康均值排序为:乡镇尺度>区县尺度>栅格尺度,且整体呈下降趋势。生态系统健康从北向南递减,北部山区生态系统健康指数较高,而北京、天津、石家庄等中心城市较低。早期受降水和地形影响较大,后期人口密度和土地利用强度等经济因素影响增强,不同尺度下影响因素的解释力也不同。多情景模拟结果显示,在三个尺度上,生态保护情景均优于自然发展和经济发展情景,更有利于生态健康和可持续发展。

本研究优化 PLUS 模型参数和算法,在一定程度上提升了该模型在生态系统健康预测中的应用效果。但由于研究局限,未考虑人类活动、植被生态功能和政策因素等对生态系统健康的影响,这可能影响评估的准确性。同时,数据限制导致仅分析京津冀地区 5 个年份的生态系统健康,未能进行长期序列分析。未来研究将收集长时间周期性的水文、气象和土地利用等数据,以及高分辨率遥感影像,进行长周期、多尺度的生态系统健康研究,以更精确地掌握生态变化规律,评估环境和人类活动的影响,为区域生态保护和可持续发展提供科学决策支持。

4.2 建议

本研究基于区县、乡镇和栅格尺度,系统评估了京津冀地区近 20 年来生态系统健康的时空异质性及其未来不同情景演变趋势,对区域科学决策和可持续发展提供了理论指导。从多尺度空间效应来看,京津冀地区生态系统健康管理是一项多主体、多层次、跨区域的“生态—社会—经济”巨系统组成的复杂交织的优化工程。这就需要构建国家、省市、区县、乡镇乃至社区等各级行政部门上下联动、区域协同的多级空间尺度联动的传导机制。

首先,京津冀地区需构建统一的生态环境监测和信息共享平台。具体措施包括:强化产业集群区域的大气和水环境监测体系;在交界区域实施雷达和走航监测;协同推进重大项目的环境影响评价,并共同控制高污染、高排放工业项目的新增产能。其次,根据京津冀协同发展的需求,实施差异化的国土空间保护和开发政策。例如,在北部和西部山区,作为生态保育的重点区域,应严格实施管控措施,保护生态系统的完整性和稳定性;在东南部的华北平原农业区,要保护耕地资源,合理规划土地使用,减少化肥和农药的使用,防止土地退化和农田污染,提高土地的可持续利用能力,并维护农业生态系统的健康。最后,应建立和完善生态补偿机制,遵循“受益者补偿”原则,合理分配京津冀生态保护的责任和权利,并建立评估与监督机制。例如,对于京津冀北部地区建立的生态防护林,北京市和天津市可以通过货币补偿、设施支持、对口援助、园区合作等多种方式,结合扶贫、科技创新、文化旅游、健康养生等领域,探索生态补偿的新途径和新方法。

参考文献(References):

- [1] Daily G C. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC: Island Press, 1997.
- [2] 赵文武,刘月,冯强,王亚萍,杨思琪. 人地系统耦合框架下的生态系统服务. 地理科学进展, 2018, 37(1): 139-151.
- [3] 黄麟,祝萍,曹巍. 中国退耕还林还草对生态系统服务权衡与协同的影响. 生态学报, 2021, 41(3): 1178-1188.
- [4] Assessment M E. Ecosystems and human well-being... Washington, D.C.: Island Press, 2005
- [5] Montanarella L, Scholes R, Brainich A. The IPBES Assessment Report on Land Degradation and Restoration. Bonn: IPBES Secretariat, 2018.

- [6] Rapport D J. What constitutes ecosystem health? *Perspectives in Biology and Medicine*, 1989, 33(1): 120-132.
- [7] Rapport D J, Costanza R, McMichael A J. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 1998, 13(10): 397-402.
- [8] Peng J, Liu Y X, Wu J S, Lv H L, Hu X X. Linking ecosystem services and landscape patterns to assess urban ecosystem health: a case study in Shenzhen city, China. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 143: 56-68.
- [9] 于贵瑞, 张雷明, 张扬建, 杨萌. 大尺度陆地生态系统状态变化及其资源环境效应的立体化协同联网观测. *应用生态学报*, 2021, 32(6): 1903-1918.
- [10] 韩晓佳, 王继军, 温昕. 退耕区域生态系统服务作用关系尺度效应及分异机制——以安塞区为例. *生态学报*, 2024, 44(5): 1791-1807.
- [11] 刘一鸣, 徐媛银, 曾辉. 中国东海岸带地区生态系统健康评估及其尺度依赖性. *生态学报*, 2022, 42(24): 9913-9926.
- [12] 张娜. 生态学中的尺度问题: 内涵与分析方法. *生态学报*, 2006, 26(7): 2340-2355.
- [13] 石晶, 石培基, 李雪红, 王梓洋, 许澳康. 石羊河流域生态系统服务时空变化及其多尺度影响因素研究. *地理科学进展*, 2024, 43(2): 276-289.
- [14] 张宇硕, 吴殿廷, 吕晓. 土地利用/覆盖变化对生态系统服务的影响: 空间尺度视角的研究综述. *自然资源学报*, 2020, 35(5): 1172-1189.
- [15] 吴卿. 长三角生态系统服务多尺度供需格局、影响因素与优化管理策略[D]. 杭州: 浙江大学, 2023.
- [16] 王培家, 章锦河, 徐冬, 马小宾, 周乐莹. 国外土地生态系统服务研究进展及其对国内的启示. *地理与地理信息科学*, 2023, 39(4): 77-85.
- [17] 谷晓坤, 唐秀美, 王学新. 国土空间规划框架下“生态券”核算方法与交易机制——以京津冀地区为例. *自然资源学报*, 2023, 38(3): 631-641.
- [18] 张晨, 曾坚. 基于生态系统服务的大气安全理论构建与综合评价——以京津冀及周边地区 2+26 城市为例. *地理研究*, 2022, 41(4): 1018-1031.
- [19] Das M, Das A, Mandal A. Research note: Ecosystem Health (EH) assessment of a rapidly urbanizing metropolitan city region of eastern India - A study on Kolkata Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning*, 2020, 204: 103938.
- [20] 陈万旭, 赵雪莲, 钟明星, 李江风, 曾杰. 长江中游城市群生态系统健康时空演变特征分析. *生态学报*, 2022, 42(1): 138-149.
- [21] 石兆勇, 张凯, 苗艳芳, 王发园. 不同菌根类型森林净初级生产力对降水的响应. *水土保持通报*, 2014, 34(1): 14-19.
- [22] Kang P, Chen W P, Hou Y, Li Y Z. Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment: a case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration. *Science of the Total Environment*, 2018, 636: 1442-1454.
- [23] Peterson G D. Contagious disturbance, ecological memory, and the emergence of landscape pattern. *Ecosystems*, 2002, 5(4): 329-338.
- [24] 袁贞贞, 王秋红, 王勇, 李维杰, 高洁, 程先, 朱大运. 多情景模拟下重庆市土地利用变化对生态系统健康的影响. *生态学报*, 2023, 43(20): 8279-8291.
- [25] Hair J F, Howard M C, Nitzl C. Assessing measurement model quality in PLS-SEM using confirmatory composite analysis. *Journal of Business Research*, 2020, 109: 101-110.
- [26] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. *地理学报*, 2017, 72(1): 116-134.
- [27] Li W J, Wang Y, Xie S Y, Cheng X. Coupling coordination analysis and spatiotemporal heterogeneity between urbanization and ecosystem health in Chongqing municipality, China. *Science of the Total Environment*, 2021, 791: 148311.
- [28] 黎夏, 叶嘉安, 刘小平, 李少英, 杨青生. 地理模拟系统: 元胞自动机与空间智能. 北京: 科学出版社, 2020.
- [29] 赵恒谦, 刘轩轸, 刘翥, 付含聪, 张宇娇, 杜守航, 蒋金豹, 郭伟, 杨姿涵. 京津风沙源区 NPP 时空变化及其对治理工程实施的响应. *生态学报*, 2024, 44(6): 2406-2419.
- [30] Wu W H, Xu L Y, Zheng H Z, Zhang X R. How much carbon storage will the ecological space leave in a rapid urbanization area? Scenario analysis from Beijing-Tianjin-Hebei Urban Agglomeration. *Resources, Conservation and Recycling*, 2023, 189: 106774.
- [31] 凌云, 杨宜男, 许迦龙, 王立, 王子豪, 孙艺妍, 姚晨心, 王原. 京津冀地区城市化对典型生态系统服务供需关系的影响. *生态学报*, 2023, 43(13): 5289-5304.
- [32] Wei M, Cai Z, Song Y, Xu J G, Lu M Q. Spatiotemporal evolutionary characteristics and driving forces of carbon emissions in three Chinese urban agglomerations. *Sustainable Cities and Society*, 2024, 104: 105320.
- [33] 郭珊珊. 黄河流域生态系统健康与城镇化耦合协调研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2022.
- [34] 肖建英, 戴津津, 方昕然, 李龙, 陈龙高. 基于 PLUS 模型的徐州市生态系统服务价值多情景模拟研究. *中国土地科学*, 2024, 38(4): 125-134.
- [35] 王秋红. 基于 LUCC 的重庆市生态系统健康多尺度评价及模拟研究[D]. 重庆: 西南大学, 2022.
- [36] Lu Q, Fan H H, Zhang F Q, Chen W B, Xia Y P, Yan B. The dominant role of human activity intensity in spatial pattern of ecosystem health in the Poyang Lake ecological economic zone. *Ecological Indicators*, 2024, 166: 112347.
- [37] 张渊. 基于 VOR 模型的滇池流域生态系统健康多尺度评价研究[D]. 昆明: 云南财经大学, 2020.