

新型城镇化与生态脆弱性的耦合协调及交互影响分析

黄进^{1,3}, 董世杰^{1,2}, 安慧^{1,2}

(1.水电工程施工与管理湖北省重点实验室(三峡大学),湖北宜昌443002;

2.三峡大学水利与环境学院,湖北宜昌443002; 3.三峡大学经济与管理学院,湖北宜昌443002)

摘要: [目的] 探究新型城镇化与生态脆弱性的交互作用关系,为区域的可持续发展提供参考并拓展人地关系研究。[方法] 以黑河腾冲线以东地区为例,对生态脆弱性和新型城镇化水平进行评价,利用耦合协调度、双变量全局空间自相关和GTWR模型探究了二者的交互作用。[结果] (1) 2002—2022年黑河腾冲线以东地区的生态脆弱性呈先加重后缓慢改善的趋势,新型城镇化水平呈上升趋势。(2) 在研究期间,新型城镇化与生态脆弱性耦合协调水平从中等不协调发展为基本协调,同步发展型占比48%增加至60%。(3) 环境城镇化对生态脆弱性的影响强度由-0.18增加至-0.28,而生态系统结构和功能对新型城镇化的影响强度由-0.19增加至-0.31。(4) 新型城镇化与生态脆弱性交互影响的空间分布具有显著的空间异质性。[结论] 整体上新型城镇化与生态脆弱性的冲突逐渐减小,环境城镇化的发展可以有效缓解生态脆弱性,而生态系统结构和功能的修复能够促进新型城镇化发展。

关键词: 生态脆弱性; 新型城镇化; 耦合协调; 空间自相关; GTWR

中图分类号: X321

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2026)02-0364-12

Analysis of coupling coordination and interactive impact between new-type urbanization and ecological vulnerability

Huang Jin^{1,3}, Dong Shijie^{1,2}, An Hui^{1,2}

(1. Hubei Key Laboratory of Hydropower Engineering Construction and Management (China Three Gorges University), Yichang, Hubei 443002, China; 2. College of Hydraulic and Environmental Engineering, China Three Gorges University, Yichang, Hubei 443002, China; 3. College of Economics and Management, China Three Gorges University, Yichang, Hubei 443002, China)

Abstract: [Objective] This study aims to explore the interactive relationship between new-type urbanization and ecological vulnerability, to provide a reference for regional sustainable development and expand research on human-land relationships. [Methods] Taking the region east of the Heihe-Tengchong Line as an example, this study evaluated ecological vulnerability and new-type urbanization, and explored their interactive relationship using the coupling coordination degree, bivariate global spatial autocorrelation, and the geographically and temporally weighted regression (GTWR) model. [Results] (1) From 2002 to 2022, the ecological vulnerability in the area east of the Heihe-Tengchong Line showed a trend of first increasing and then slowly improving, and the level of new-type urbanization showed an upward trend. (2) During the research period, the level of coupling coordination between new-type urbanization and ecological vulnerability increased from moderate incoordination to basic coordination, and the proportion of synchronous development increased from 48% to 60%. (3) The impact intensity of environmental urbanization on ecological vulnerability increased from -0.18 to -0.28, while the impact intensity of ecosystem structure and function on new-type urbanization increased from -0.19 to -0.31. (4) The spatial distribution of the interactive impact between new-type urbanization and ecological vulnerability

收稿日期: 2025-04-20

修回日期: 2025-05-30

接受日期: 2025-06-04

资助项目: 国家自然科学基金青年项目(72004116); 全国统计科学研究项目(2024LZ006); 湖北省重点实验室开放资助项目(2023KSD10)

第一作者: 黄进(1988—), 男, 湖北孝感人, 博士, 副教授, 主要从事生态脆弱性综合评价。E-mail: huangjin@ctgu.edu.cn

通信作者: 安慧(1977—), 女, 河南新乡人, 博士, 副教授, 主要从事生态与环境管理研究。E-mail: anhui@ctgu.edu.cn

<https://stbeyj.publish.founderss.cn>

exhibited significant spatial heterogeneity. [Conclusion] Overall, the conflict between new-type urbanization and ecological vulnerability is gradually decreasing. The development of environmental urbanization can effectively alleviate ecological vulnerability, while the restoration of ecosystem structure and function can promote the development of new-type urbanization.

Keywords: ecological vulnerability; new-type urbanization; coupling coordination; spatial autocorrelation; GTWR

21世纪以来,中国经历了快速的城镇化和大规模的城镇扩张,并且城镇化率以年均1.04%的速度增长^[1]。在2014年中国政府提出了新型城镇化发展战略,新型城镇化是以绿色低碳为特征并处于重要位置。新型城镇化的发展促进了产业结构转型、资源高效配置等方面的提升,但也带来了资源枯竭、生物多样性减少等生态问题^[2]。为了应对这一问题,本文引入了生态脆弱性的概念。生态脆弱性作为生态系统的一种特殊属性,能综合反映生态系统抵抗外来干扰能力^[3]。通过有效协调新型城镇化的发展战略并结合考虑生态脆弱性,可以实现城市的可持续性发展。

建立一个全面的评价框架是评估生态脆弱性的关键。根据学者对生态脆弱性的不同理解,生态脆弱性的评价框架大致分为两类。一类研究认为脆弱性是由外部干扰造成的结果,基于这一定义的评价框架主要包括:暴露度-敏感性-适应力^[4],压力-状态-响应等^[5]框架,这些框架更强调外部干扰与生态系统之间的因果关系,而忽略了对生态系统固有状态的测量。另一类研究将脆弱性视为生态系统本身的固有属性,评价框架主要包括:生境条件-生态系统功能^[6],这类评价框架倾向于生态系统状态方面,往往忽视了人类活动,不能反映生态脆弱性的本质内涵。生态脆弱性通常是由内部脆弱性和外部脆弱性共同决定^[7]。内部脆弱性源于生态系统内部状态,外部脆弱性源于人类活动因素,即人类通过一系列的活动优化或破坏生态环境^[8]。因此,目前生态脆弱性的评价框架具有一定局限性,从生态系统状态和人类因素方面综合衡量生态脆弱性的研究较少。

城镇化与生态环境的交互作用机制的探讨是人地关系研究的重要部分。王少剑等^[9]将生态韧性作为生态环境的切入点探究城镇化与生态环境的交互作用关系,类似的胡克宏等^[10]分析了生态环境质量与城镇化的交互关系,Zeng等^[11]探究了生态安全与城镇化的交互关系。然而生态环境的维度较为广泛,生态脆弱性反映了生态系统应对外界不利影响的特征,对生态保护具有重要意义。此外,目前研究大多聚焦于传统的城镇化与生态环境的交互作用。随着中国城镇化进程的快速推进,未来中国城镇化

的发展将逐步从传统的城镇化向新型城镇化转变,新型城镇化旨在由注重规模和速度的粗放式发展模式转向兼顾人与自然协调同步的集约式发展模式^[12],这将不可避免地改变城镇化与生态环境的交互作用。但目前研究对新型城镇化与生态脆弱性的探讨较为匮乏,与生态脆弱性相关的研究,如区域生态脆弱性评价、生态脆弱性驱动力分析等已成为学术界关注的热点。随着研究不断深入,生态脆弱性的研究范畴逐渐从自然生态学领域向人类生态学领域拓展,生态脆弱性的相关理念也被引入到城市发展研究之中^[13]。已有研究针对不同城市扩展模式对生态脆弱性产生的影响展开了分析^[14],然而,当前缺乏新型城镇化与生态脆弱性的交互作用关系的研究。这不利于二者实现协调发展,难以为缓解生态脆弱性以及新型城镇的规划建设提供相关见解。

本文将重点放在中国黑河腾冲线以东地区(简称中国东部地区),该地区人口和GDP均占全中国的94%以上,也是中国新型城镇化主体区^[15]。快速的城镇扩张和频繁的人类活动使得该地区生态脆弱性更加显著,为研究新型城镇化与生态脆弱性之间的复杂相互作用提供了关键背景。因此,本文以中国东部地区作为研究区,构建一个综合的生态脆弱性评价指标体系,以准确评估生态脆弱性。然后对二者的耦合协调关系及交互影响(包括各因子影响强度和交互影响的空间分布)进行深入研究。研究结果可为缓解中国东部地区生态脆弱性和推进新型城镇化建设提供理论依据,同时为探究新型城镇化与生态脆弱性之间复杂的交互作用提供科学参考。

1 理论机制

新型城镇化的发展从根本上改变了城市的经济结构、社会结构、生产和生活方式。已有研究主要将新型城镇化的内涵概括为人口、经济、公共服务和环境4个层面,并强调生态环境保护的重要地位。生态脆弱性可以衡量区域可持续发展水平以及评价生态环境现状和发展趋势。本文从生境条件、生态系统结构和功能以及人类活动3个层面对生态脆弱性测度。然而,新型城镇化与生态脆弱性之间的交互作

用较为复杂。厘清二者的关系,有助于精准把握经济社会发展与生态文明建设之间的平衡,是未来实现高质量城镇化发展的关键所在。

新型城镇化对生态脆弱性有着双重影响。在新型城镇化推进过程中,人口不断集聚、经济持续提升以及空间持续扩张,这些变化对自然生境条件产生了深刻影响,严重扰乱了生态系统的结构与功能,进而导致生态脆弱性问题愈发凸显。然而,新型城镇化带来的经济和社会进步也发挥着积极作用。它为环保投资和清洁技术研发提供了充足的资金和坚实的科技支撑,这对于地区生态脆弱性的恢复具有重要的间接影响。此外,新型城镇化在提升公园绿地面积,推动绿色低碳发展时,这些举措对地区生态脆弱性有关键的直接影 响。与此同时,生态脆弱性也会对新型城镇化产生相应响应。一方面,当生态脆弱性得到改善并逐步恢复时,能够为新型城镇化发展提供丰富的自然资源、必要的生活空间以及重要的环境功能,从而促进新型城镇化的可持续发展;另一方面,当生态脆弱性持续加剧后,也可能通过资本排斥、环境政策干预等途径,限制新型城镇化的推进速度和规模,从而对新型城镇化的发展形成制约。因此,对新型城镇化与生态脆弱性的耦合协调及交互影响进行研究,不仅有助于了解二者具体的交互作用过程,而且能为二者的协调发展提供相应的建议。

2 研究区及数据来源

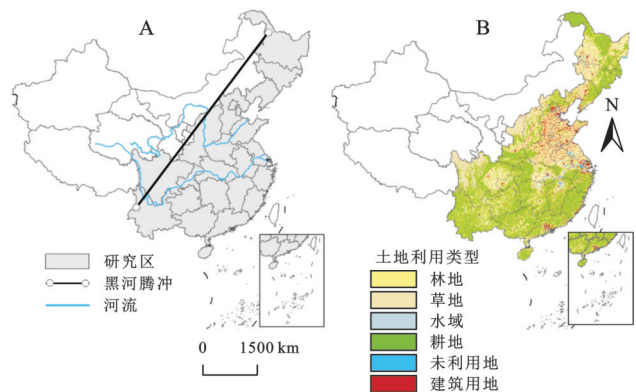
2.1 研究区概况

黑河腾冲线将中国划为两个截然不同的地理区域。黑河腾冲线以东地区与黑河腾冲线以西地区常住人口比重长期稳定在 94:6, GDP 占比稳定在 95:5^[16]。此外,83% 以上的新型城镇化试点区集中在黑河腾冲线以东地区。本文将研究重点放在中国东部地区,包含 21 个省和 4 个直辖市(图 1)。受限于数据的可获得性,暂未包含港澳台地区。该地区占地面积约为 $4.13 \times 10^6 \text{ km}^2$,整体地势西高东低。中国东部地区以东亚季风气候为主,夏季炎热潮湿,冬季寒冷干燥。作为新型城镇化的主体区,中国东部地区快速的经济增长和持续的城市扩张造成了多种生态环境问题,导致区域生态脆弱性加深。厘清该区域新型城镇化与生态脆弱性的交互作用关系,对区域可持续发展具有重要意义。

2.2 数据来源及处理

2.2.1 生态脆弱性数据 生态脆弱性的数据类型包括地形数据、气象数据、遥感数据及其他数据。为确

保所有数据空间上的一致性,数据均进行裁剪处理,投影至坐标系 Krasovsky-1940-Albers。并且由于各生态脆弱性数据的空间分辨率存在差异,需通过 ArcGIS 进行分辨率统一处理。考虑到升采样(如将 500 m 升至 100 m)仅能通过数学方法填充像素值,这会引入非真实的细节,从而导致分析结果失真。因此,本文选择降采样方法,将所有数据重采样至最粗分辨率(1 km),以科学规避升采样误差,确保生态脆弱性评估结果的可靠性。此外,本文的区域面积较大,1 km 分辨率已能够捕捉各省份的生态脆弱性差异。具体地,(1)地形数据包括高程,空间分辨率为 30 m,来自地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn>),并利用 ArcGIS 计算坡度和地形起伏度。(2)气象数据包括年均气温和年均降水量,空间分辨率均为 1 km,均来自国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn>)。(3)遥感数据包括植被净生产力、归一化植被指数、土地利用和夜间灯光,其中植被净生产力和归一化植被指数的空间分辨率分别为 500 m 和 250 m,均来自 USGS(<http://www.lpdac.usgs.gov>);土地利用的空间分辨率为 30 m,来自 CLCD 数据集(<http://engine.piesat.cn>),并根据公式计算生物丰度^[17],计算土地利用程度^[18];夜间灯光的空间分辨率为 500 m,来自国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn/main/>)。(4)其他数据包括灌溉指数和河网数据,其中灌溉指数的空间分辨率为 250 m,来自 CIRRMap250 数据集(<https://doi.org/10.6084/m9.figshare.24814293.v1>);河网数据是面板数据,来自 Open Map Street(<http://www.openstreetmap.org>),采用公式计算河网密度^[19]。



注:基于标准地图服务系统下载的标准图号 GS(2024)0650 号的标准地图制作,底图未做修改,下同。

图 1 研究区概况

Fig. 1 Overview map of study area

2.2.2 新型城镇化数据 新型城镇化数据主要来自中国统计年鉴、中国各省份统计年鉴以及中国城市统计年鉴。其中,PM_{2.5}浓度数据来自加拿大达尔豪

斯大学大气成分分析组(<http://www.dal.ca/>)。由于2022年的PM_{2.5}浓度数据缺失,因此采用邻近年份数据补充。

3 研究方法

3.1 评价框架构建与指标选取

3.1.1 生态脆弱性评价指标体系 生态脆弱性与生态系统状态和人类活动因素密切相关。生境条件是生态系统正常运行的基础,是衡量区域生态系统状态的关键。此外,生态系统的结构和功能是生态系统的核心特征,对维持生态系统稳定具有重要作用。因此,生境条件,生态系统的结构和功能可以系统地表征区域生态系统状态。人类活动对生态系统的结构和功能有直接和细微的影响,可以反映外界对生态系统的干扰。本文从生境条件、生态系统结构和功能和人类活动3个层面对生态脆弱性进行测度。

生境条件是物种赖以生存和繁衍的生态环境,主要包括地形、气候等自然要素。地形直接影响生物栖息地的空间结构,例如高程决定生物群落的垂直分布,而坡度和地形起伏度改变表面径流。气候则决定区域长期的大气环境状态,包括年均气温和年均降水量等因素^[20]。生态系统结构是指生物群体在时间和空间上组织方式,而景观结构被认为是生态系统结构的有效表征。本文选取生物丰度和归一化植被指数分别反映区域景观的多样性和景观的空间形态。生态系统可以提供多种维持其稳定的功能。在本文中,考虑两种在维持生态系统稳定中发挥重要作用的生态系统功能,包括供给功能(即河网密度)和调节功能(即植被净生产力)。人类活动反映生态系统受外界干扰压力的大小,用土地利用程度和灌溉指数来表征社会活动,其中土地利用程度反映人类对土地利用类型的改变,灌溉指数反映人类改善生态系统的积极作用。夜间灯光指数来表征经济压力,通过夜间灯光指数,可以反映出一个地区的污染物排放情况。综上所述,本文从生境条件、生态系统结构和功能和人类活动3个层面中选取12个指标。采用多重共线性对各指标进行诊断,各项指标的方差膨胀因子均小于10,说明共线性程度在可接受范围内,得到生态脆弱性的评价指标体系(表1)。

3.1.2 新型城镇化评价指标体系 相较于传统城镇化强调供给侧,新型城镇化更注重从需求侧出发进行规划和发展。此外,在新型城镇化进程中,环境建设具有举足轻重的地位,不仅关系到城镇的宜居性,也对经济社会的长远发展产生深远影响。因此,本文从人口、经济、公共服务和环境城镇化4个层面构

建新型城镇化的评价指标体系。这4个层面均从居民的需求侧出发,充分体现新型城镇化以人为本的理念,以及统筹城乡发展,促进社会公平,倡导绿色低碳的特征。

表1 生态脆弱性评价指标体系

Table 1 Ecological vulnerability evaluation indicator system

系统	子系统	指标	属性
生态脆弱性	生境条件	高程	正向
		坡度	正向
		地形起伏度	正向
		年均气温	负向
		年均降水量	负向
		生物丰度	负向
	生态系统结构及功能	归一化植被指数	负向
		植被净生产力	负向
		河网密度	负向
	人类活动	土地利用程度	正向
		灌溉指数	负向
		夜间灯光强度	正向

在新型城镇化背景下,人口城镇化不仅强调城市人口的增长,而且关注居民的就业质量。经济城镇化侧重于优化产业结构和提升居民消费水平。公共服务城镇化旨在让更多的人从社会资源中受益,并强调医疗、教育、文化等服务的均等化。环境城镇化强调资源保护和创造宜居城市空间。选取12个新型城镇化相关的指标,采用多重共线性对各指标进行诊断,结果表明各指标的共线性程度在可接受范围内,得到新型城镇化的评价指标体系(表2)。

表2 新型城镇化评价指标体系

Table 2 New-type urbanization evaluation indicator system

系统	子系统	指标	属性
新型城镇化	人口城镇化	城镇化率	正向
		城镇人口密度	正向
		二、三产业从业人员占比	正向
	经济城镇化	人均GDP	正向
		人均社会消费品销售总额	正向
		二、三产业占GDP比例	正向
	公共服务城镇化	每千人医疗床位	正向
		教育支出占财政支出的比重	正向
		公共图书馆人均藏书	正向
	环境城镇化	人均公园绿地面积	正向
		年均PM _{2.5} 浓度	负向
		工业固体废物综合利用率	正向

3.2 生态脆弱性指数与新型城镇化指数计算

3.2.1 指标标准化 在数据处理过程中,原始数据之间有数量级和单位差异,因此需要进行标准化处

理。其中正向指标由公式(1)计算,负向指标由公式(2)计算。具体计算公式如下:

$$R_{ij} = \frac{x_{ij} - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}} \quad (1)$$

$$R_{ij} = \frac{x_{\max} - x_{ij}}{x_{\max} - x_{\min}} \quad (2)$$

式中: R_{ij} 为各指标的标准化数值; x_{ij} 为指标的原始值; x_{\max} 和 x_{\min} 分别为指标原始值的最大值和最小值。

3.2.2 权重计算 在确定指标权重时,常见的赋权方法包括CRITIC法、熵权法和主成分分析法^[21-22]。

熵权法基于信息熵理论,通过指标离散程度确定权重,其优势在于计算简便且完全客观。然而,该方法无法反映指标间的相关性,可能导致对高度关联的指标重复赋权。主成分分析通过降维提取主成分,以方差贡献率确定权重,适用于简化复杂数据结构,但该方法在降维过程中可能损失部分原始信息。综合比较,CRITIC法通过引入相关系数有效解决指标重复赋权的问题,同时保留了原始数据完整信息。因此,该方法更客观地反映多指标间的综合关系,更适合本研究的需求。具体计算公式如下:

$$S_j = E_j \sum_{i=1}^n (1 - r_{ij}) \quad (3)$$

$$W_j = S_j / \sum_{j=1}^n S_j \quad (4)$$

式中: E_j 为第 j 个指标的标准差; r_{ij} 为第 j 个指标与第 i 个指标间的相关系数; S_j 为第 j 个指标的信息量; W_j 为第 j 个指标的客观权重。

3.2.3 生态脆弱性指数 将生态脆弱性指标标准化

的值与其客观权重进行计算,得到生态脆弱性指数,计算公式为:

$$EVI = \sum_{t=1}^m X_t \times W_t \quad (5)$$

式中: EVI 为生态脆弱性指数; X_t 为第 t 个指标标准化后的值; W_t 为生态脆弱性指标的权重; m 为指标个数。

3.2.4 新型城镇化指数 将新型城镇化指标标准化的值与其客观权重进行计算,得到新型城镇化指数,计算公式为:

$$NI = \sum_{u=1}^m X_u \times W_u \quad (6)$$

式中: NI 为新型城镇化指数; X_u 为第 u 个指标标准化后的值; W_u 为新型城镇化指标的权重; m 为指标个数。

3.3 新型城镇化与生态脆弱性的耦合协调及交互影响

3.3.1 耦合协调度模型 耦合是指多个系统之间相互作用的动态关系,本文使用耦合协调度模型分析新型城镇化与生态脆弱性的交互作用关系,计算公式为:

$$C = \frac{(EVI \times NI)^{\frac{1}{2}}}{a \times EVI + b \times NI} \quad (7)$$

$$D = \sqrt{C \times (a \times EVI + b \times NI)} \quad (8)$$

式中: C 为耦合度;由于生态脆弱性改善和新型城镇化水平提高同等重要,因此令 $a=b=0.5$; D 为耦合协调度。参考相关研究^[23],将耦合协调水平和发展类型进行划分,见表3。其中, X_1 代表耦合协调水平为高度不协调,发展类型为生态滞后型的地区, X_2 到 X_{15} 以此类推。

表 3 耦合协调分类
Table 3 Coupling coordination classification

D 的区间	耦合协调水平	EVI与NI	发展类型	代表
$0 \leq D < 0.4$	高度不协调	$EVI - NI > 0.3$	生态滞后型	X_1
		$-0.3 \leq EVI - NI \leq 0.3$	失调共损型	X_2
		$EVI - NI < -0.3$	新型城镇化滞后型	X_3
$0.4 \leq D < 0.6$	中度不协调	$EVI - NI > 0.3$	生态滞后型	X_4
		$-0.3 \leq EVI - NI \leq 0.3$	失调共损型	X_5
		$EVI - NI < -0.3$	新型城镇化滞后型	X_6
$0.6 \leq D < 0.7$	基本协调	$EVI - NI > 0.3$	生态滞后型	X_7
		$-0.3 \leq EVI - NI \leq 0.3$	共同发展型	X_8
		$EVI - NI < -0.3$	新型城镇化滞后型	X_9
$0.7 \leq D < 0.8$	中度协调	$EVI - NI > 0.3$	生态滞后型	X_{10}
		$-0.3 \leq EVI - NI \leq 0.3$	共同发展型	X_{11}
		$EVI - NI < -0.3$	新型城镇化滞后型	X_{12}
$0.8 \leq D < 1$	高度协调	$EVI - NI > 0.3$	生态滞后型	X_{13}
		$-0.3 \leq EVI - NI \leq 0.3$	共同发展型	X_{14}
		$EVI - NI < -0.3$	新型城镇化滞后型	X_{15}

3.3.2 双变量全局空间自相关模型 双变量全局空间自相关是指区域内不同变量之间的空间依赖性,本文通过莫兰指数 I 分析生态脆弱性与新型城镇化的空间关联性及各因子影响强度。计算公式如下:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(y_j - \bar{y})}{S^2 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij}} \quad (9)$$

式中: W_{ij} 为空间权重矩阵; x_i, y_j 为生态脆弱性指数和新型城镇化指数; \bar{x}, \bar{y} 分别为 x_i 和 y_j 的平均值; S^2 为所有样本的方差; n 为研究单位数量。

3.3.3 时空地理加权回归 (geographically and temporally weighted regression, GTWR) 模型 GTWR 模型考虑了不同区域的时空异质性,本文使用 GTWR 模型反映生态脆弱性与新型城镇化的交互影响在时空演化上的局部效应。将空间权重函数类型设置为高斯函数,高斯函数能够很好地模拟距离衰减效应,适用于大多数情况,然后采用交叉验证进行带宽选择。参考已有研究^[24],选择模型的决定系数 (coefficient of determination, R^2)、残差平方 (residual squares, RS) 和赤池信息准则 (akaike information criterion, AIC) 作为模型的评估参数。其中, R^2 或校正的 R^2 反映了模型的拟合优度, R^2 或校正的 R^2 值越大,模型拟合效果越好。AIC 是模型性能的一种度量,优先考虑 AIC 值最小的模型。RS 反映

了模型的精度,一般 RS 的值越小模型的精度越高。GTWR 模型的计算公式为:

$$Y_i = \beta_0(u_i, v_i, t_i) + \sum_{k=1}^n \beta_k(u_i, v_i, t_i) x_{ik} + \epsilon_i \quad (10)$$

式中: Y_i 为观测值; u_i, v_i, t_i 分别为第 i 个观测值的经度、纬度和时序; x_{ik} 为解释变量; $\beta_0(u_i, v_i, t_i)$ 为回归常数; $\beta_k(u_i, v_i, t_i)$ 为回归系数; ϵ_i 为第 i 个观测值的随机误差。

4 结果与分析

4.1 生态脆弱性与新型城镇化时空特征

4.1.1 生态脆弱性时空变化特征 为了更好地探究中国东部地区生态脆弱性的时空变化特征,利用 ArcGIS 中的自然间断点法将生态脆弱性指数分为 5 个等级,即:微度、轻度、中度、重度和极度。在空间分布上(图 2),中国东部地区生态脆弱性具有显著的差异性,整体上呈“北高南低”的分布格局。其中京津冀地区和四川西部地区的生态脆弱性程度相对较高,南部地区生态脆弱性程度较低。这是由于京津冀地区地处中国干旱地区,且频繁的人类活动也加剧了生态脆弱性。四川西部地区与青藏高原相邻,地处高原山区。由于其独特的地形,导致泥石流、山体滑坡等山地灾害频发。而中国南部地区土地利用类型以森林为主,同时良好的水热条件使得该地区植被覆盖率高,因此生态系统具有良好的抗干扰能力。

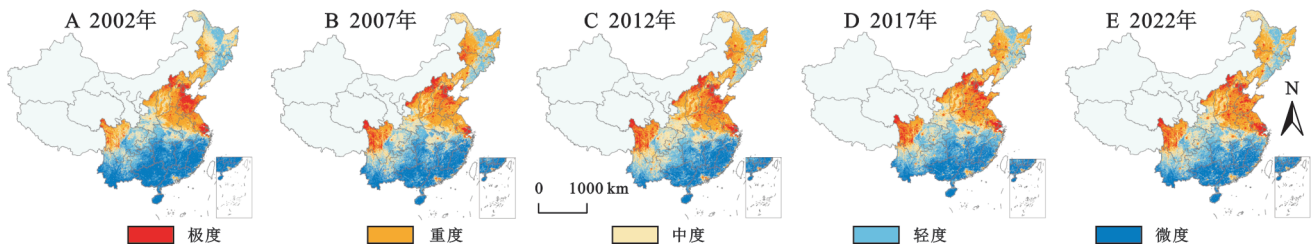


图 2 不同生态脆弱性等级的空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of different ecological vulnerability classes

此外,本文统计了不同脆弱等级的空间转化情况(图 3)。在 2002—2022 年中国东部地区经历了频繁的生态脆弱性等级转变,生态脆弱性等级发生变化的面积占总面积的 33.3%。总体上,生态脆弱性程度呈现“先上升后缓慢改善”的趋势。具体来看,2002—2007 年中度脆弱地区向重度脆弱地区的转变占据主导,转变面积达到 7.7%。2007—2012 年轻度脆弱地区向中度脆弱地区的转变占据主导,转变面积占 6.1%。在 2012—2017 年和 2017—2022 年以中度脆弱地区向轻度脆弱地区转变为主,转变面积分别占 5.1%, 2.4%。

4.1.2 新型城镇化时空变化特征 采用自然间断点法将新型城镇化指数分为 5 个等级,即:低水平、较低

水平、中等水平、较高水平和高水平。2002—2022 年新型城镇化水平整体上呈上升趋势,低水平新型城镇化省份占比从 36% 减少至 4%,同时较低水平、中度水平和较高水平新型城镇化省份占比分别增加 8%, 8%, 16%。从空间上看(图 4),较高水平和高水平的省份主要分布在沿海地区,较低水平和低水平的省份主要分布在内陆地区。在研究期间,大部分省份的新型城镇化水平保持上升或稳定,但少部分省份的新型城镇化水平呈先上升后下降的趋势,如山西、黑龙江和吉林。这些省份新型产业发展相对缓慢,加之长期矿产资源的开采对生态环境造成了严重的破坏,使得新型城镇化水平下降^[25]。

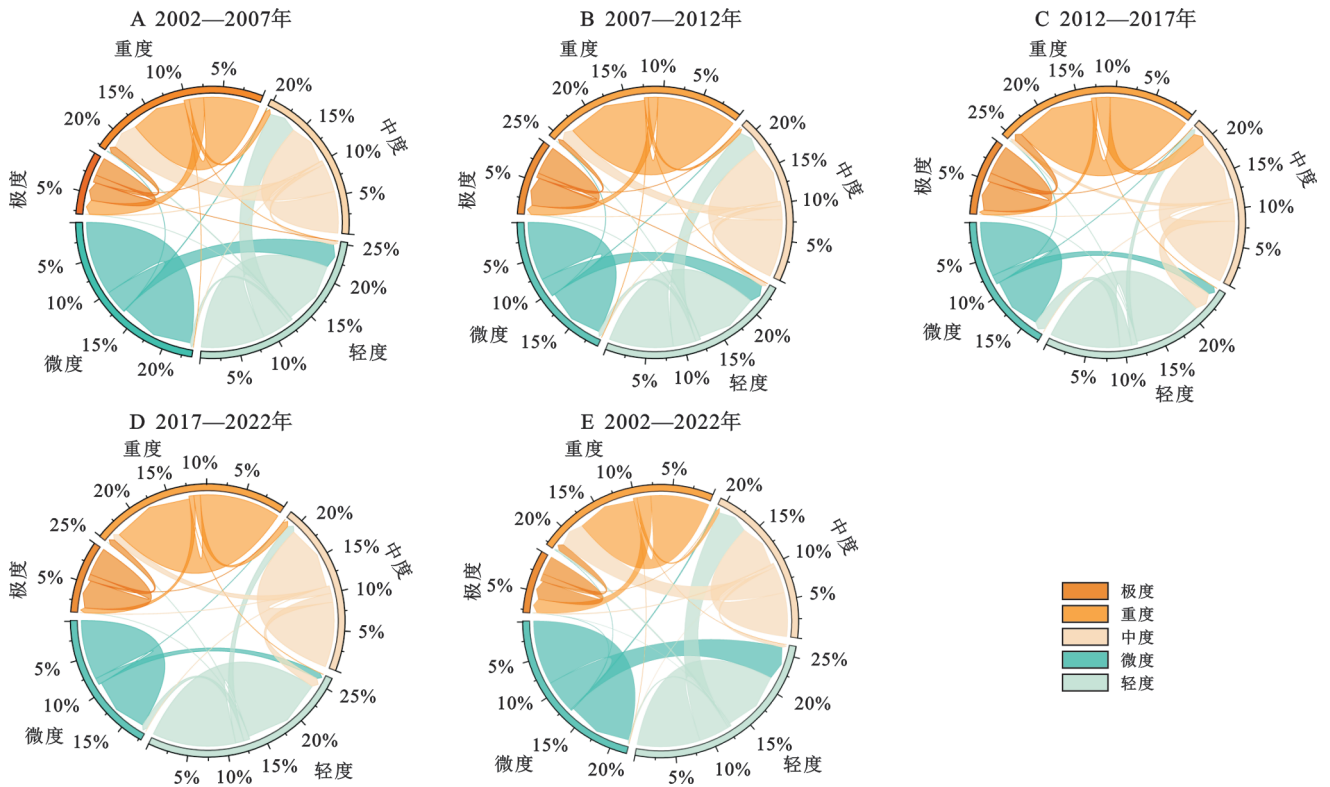


图 3 生态脆弱性等级转换

Fig. 3 Ecological vulnerability level transition

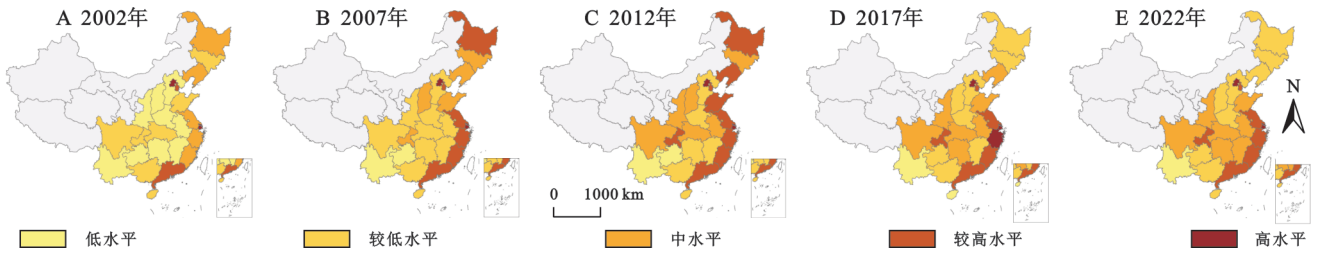


图 4 不同新型城镇化水平的空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of different new-type urbanization levels

4.2 新型城镇化与生态脆弱性的交互作用

4.2.1 新型城镇化与生态脆弱性耦合协调关系 根据各省份的耦合协调水平和发展类型进行了分类,共得出 9 类耦合协调类型(图 5)。2002 年中国东部地区多数省份(占 68%)的耦合协调水平为中等不协调,到 2022 年多数省份(占 56%)的耦合协调水平为基本协调。此外,同步发展型省份占比从 2002 年的 48% 增加到 2022 年的 60%,表明新型城镇化与生态脆弱性之间的冲突逐渐减小。从空间上看(图 6),中国东部地区耦合协调水平呈现“以北京和上海为高值区,向四周发散”的空间格局。其中耦合协调水平较低(中等不协调)的省份,发展类型以同步发展型为主。如贵州、云南等,这些省份生态本底优势不明显,且新型城镇化水平较低。而耦合协调水平较高(中等协调和高等协调)的省份的发展类型包括生态滞后型和同步发展型,其中以生态滞后型为主。如

江苏、上海、北京等的发展类型为生态滞后型,该地区在城镇化进程中破坏了生态系统的稳定性和完整性,导致生态脆弱性上升。而天津的发展类型为同步发展型,该地区在稳步推进城镇化的同时,考虑了生态环境的保护和治理。

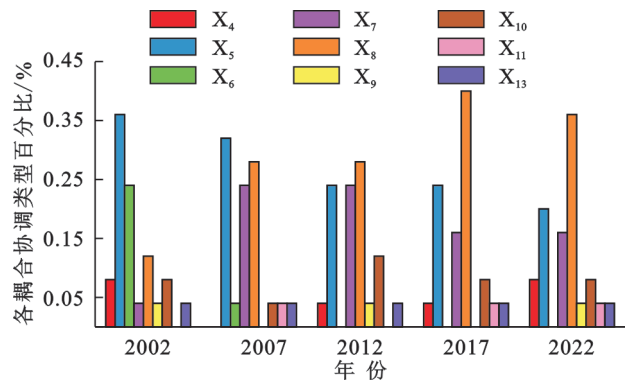


图 5 各耦合协调类型的省份个数比例

Fig. 5 Proportion of provinces by coupling coordination type

4.2.2 各因子影响强度分析 通过GeoDa软件进行双变量全局空间自相关分析,研究结果(表4)显示,

在 p 值小于 0.05 时 Z 高于 1.96,说明新型城镇化与生态脆弱性的交互作用出现随机结果的可能性很小。

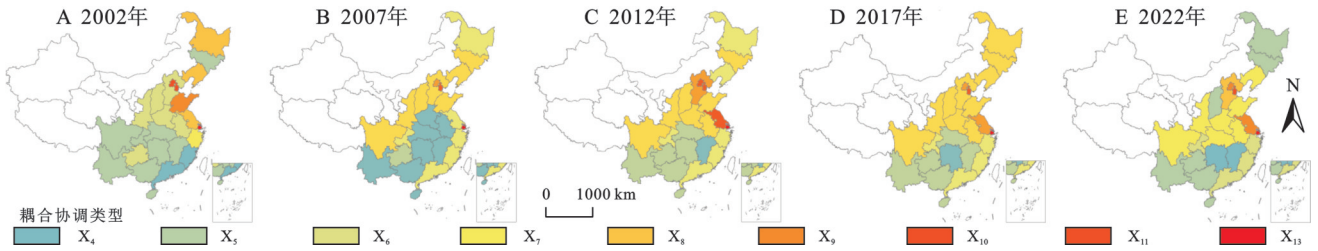


图 6 各耦合协调类型的空间分布

Fig. 6 Spatial distribution of coupling coordination types

表 4 不同时期生态脆弱性与新型城镇化关系统计
Table 4 Statistics on relationship between ecological vulnerability and new-type urbanization over time

研究区	变量	2002年	2007年	2012年	2017年	2022年
中国东部地区	I	0.225	0.246	0.210	0.247	0.204
	p	0.014	0.012	0.022	0.017	0.036
	Z	2.230	2.383	2.102	2.438	2.025

通过莫兰指数 I 从人口、经济、公共服务和环境 4 个层面分析对生态脆弱性的影响强度(图 7)。在研究期间内,新型城镇化发展对生态脆弱性的作用为正向的。人口、经济和公共服务城镇化前 10 a 对生态脆弱性影响强度较大,后 10 a 呈下降趋势。表明人口、经济和公共服务城镇化的发展对生态环境的不利影响逐渐减弱,这是由于经济和社会的进步为环保投资和清洁技术提供的资金和科技支撑,并且公共服务的改善都有助于减少新型城镇化发展对生态环境的不利影响^[26]。环境城镇化对生态脆弱性的作

用始终是负向的,且影响强度呈上升趋势,由 -0.18 增加至 -0.28。随着环境城镇化的发展,城市的空气质量、绿地面积等呈现改善的趋势,这使得环境城镇化在缓解生态脆弱性方面的作用逐渐增强^[27]。

从生境条件,生态系统结构和功能,人类活动 3 个层面分析对新型城镇化的影响强度。在研究期间内,生境条件脆弱性对新型城镇化的影响强度不高,在 -0.12~0.1 波动;生态系统结构和功能脆弱性对新型城镇化发展的作用是负向的,且影响强度呈上升趋势,由 -0.19 增加至 -0.31。表明区域生态系统结构和功能的维持和修复对新型城镇化发展起到促进作用。这是由于良好的生态系统结构能为城镇化发展提供空间支撑,而生态系统功能的完善对于维持城市生态系统的稳定性至关重要,能进一步促进新型城镇化的可持续发展。人类活动脆弱性对新型城镇化始终保持着正向的作用。人类活动主要体现在社会活动、经济压力等方面。

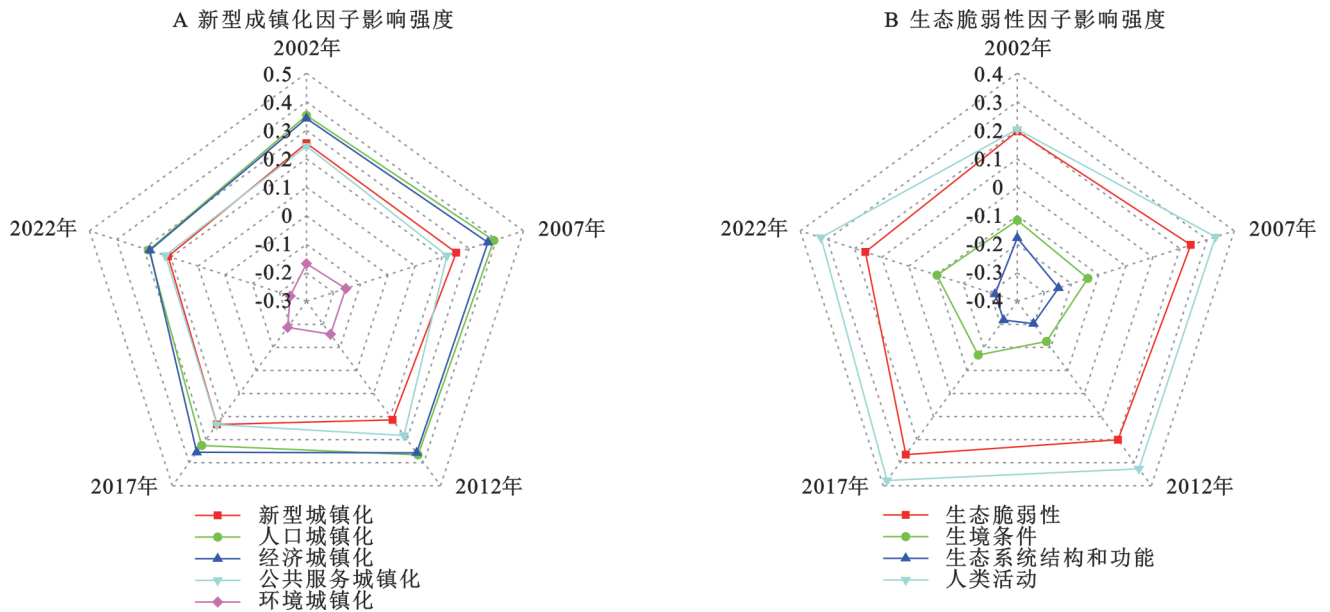


图 7 各因子的影响强度

Fig. 7 Influence intensity of each factor

4.2.3 新型城镇化与生态脆弱性交互影响的空间分布 由表5可知,当新型城镇化或生态脆弱性为自变

量时,GTWR模型对比其他模型更优越,因此通过GTWR模型分析新型城镇化与生态脆弱性交互影响

的空间分布更科学。通过GTWR模型分析新型城镇化与生态脆弱性交互影响的空间分布。2002—2022年新型城镇化发展加剧生态脆弱性程度的地区主要集中于长三角地区(图8),包括上海、江苏、浙江和安徽。这是由于城镇化进程会通过经济活动加速生态环境的污染和破坏。例如:一方面,新型城镇化促进了产业集中,使得大量人口向该地区迁移,从而显著提升了人口密度。这一过程伴随着城镇扩张,导致大量的生态用地被占用。另一方面,作为中国工业中心,工业扩张挤压了生态用地并造成了资源消耗^[28]。2002—2017年新型城镇化与生态环境良性发展的区域主要有广西、贵州等,这些省份的城镇化发

展对资源消耗和环境压力的控制相对更好,使得生态系统较为稳定。到2022年,新型城镇化与生态环境良性发展的区域包括湖北和陕西。

表5 GTWR模型相关参数的对比
Table 5 Comparison of parameters related to GTWR model

自变量	模型	R^2	校正的 R^2	RS	AIC
新型城镇化	OLS	0.726	0.713	3.97	260.79
	GWR	0.830	0.811	2.86	150.95
	GTWR	0.892	0.881	1.62	94.02
生态脆弱性	OLS	0.811	0.802	3.29	235.10
	GWR	0.905	0.894	2.53	132.39
	GTWR	0.917	0.902	1.57	81.13

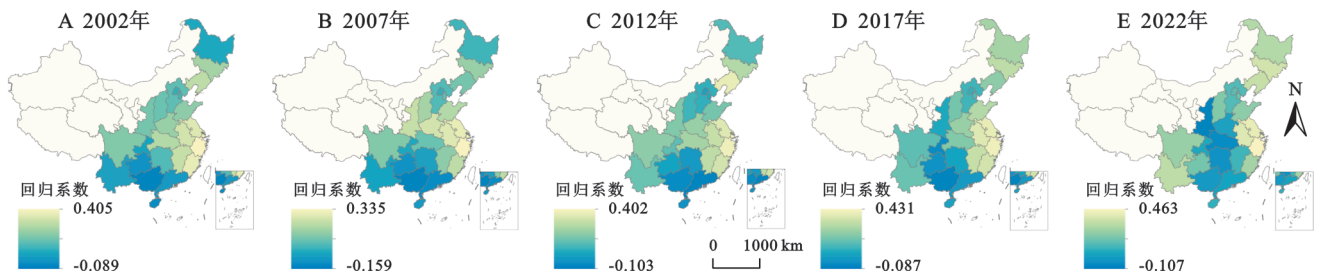


图8 新型城镇化对生态脆弱性影响

Fig. 8 Impact of new-type urbanization on ecological vulnerability

生态脆弱性对新型城镇化影响的空间分布如图9所示,总体来看,大部分地区呈现明显的正向作用,说明整体上中国东部地区生态脆弱程度缓解对新型城镇化发展起到一定的制约作用。

正向作用高值区主要分布在东北地区,包括黑龙江、吉林和辽宁。一方面,东北地区产业政策长期侧重于传统重工业扶持,对生态脆弱性关注不足。例如,煤炭、钢铁等产业在政策支持下继续扩张,加剧了资源枯竭和环境污染问题。这种政策导向使得城镇化的发展对资源消耗的依赖程度较高,虽然近年来通过产业调整削弱了部分传统产业,从

而缓解了生态脆弱性,但也制约了城镇化的发展。另一方面,东北地区生态治理的长期高投入与城镇化发展需求形成矛盾,财政分配失衡可能拖慢城镇化质量提升。生态修复(如黑土地侵蚀沟治理、沙化土地修复、采煤沉陷区整治等)需要巨额资金投入,可能挤占原本用于城镇基础设施、公共服务等的财政资源。生态环境与新型城镇化良性发展的区域主要有广西、云南、海南等,该区域以旅游业为依托,良好的自然景观禀赋使得经济发展效益较高。但随着时间的推移,生态环境与新型城镇化的良性互动程度逐渐降低。

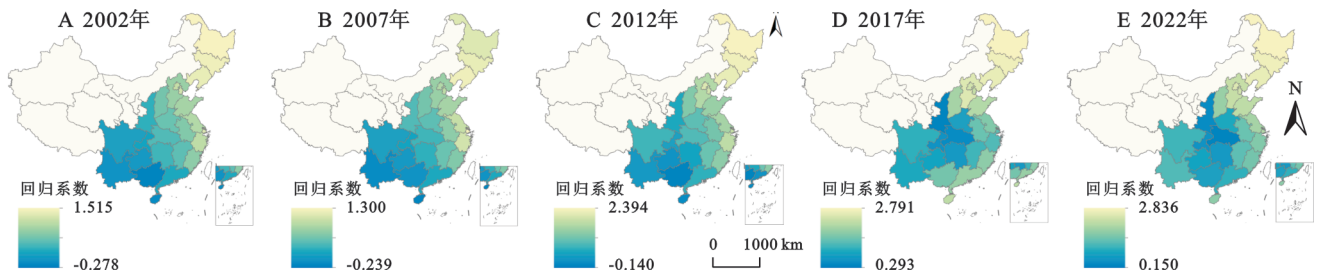


图9 生态脆弱性对新型城镇化影响

Fig. 9 Impact of ecological vulnerability on new-type urbanization

5 讨论

本文从生境条件、生态系统结构和功能和人类活动3个层面构建综合的生态脆弱性评价框架,从而准确评估生态脆弱性。在研究区域选取上,本文将黑河

腾冲线以东地区作为研究区,具有较大的覆盖范围。Zhao等^[29]针对中国的生态脆弱性展开了分析,基于此,本文的研究成果可与该研究进行对比分析。在空间分布特征上,该研究结果显示中国北部和四川西部生态脆弱性程度较高,这一结论与本文结果基本相

符。不过,在长三角地区生态脆弱性方面,该研究得出的结果是处于较低水平,这与本文结果存在差异。造成这种差异的主要原因在于评价框架的不同。该研究虽从气候、地形、植被和人类活动等多个层面构建了评价指标体系,但在人类活动相关指标选取上不够全面,未纳入夜间灯光指数、土地利用程度等能够反映经济和社会活动强度的指标。由于指标选取的局限性,导致两个研究结果在部分区域出现不一致。

本文为探究新型城镇化与生态脆弱性之间复杂的交互作用提供了科学参考,但也存在一定的局限性。一方面,本文在数据选取过程中,由于时间跨度较大,未能充分关注关键政策拐点的覆盖情况。例如,2014年我国提出新型城镇化战略,这一政策对区域经济、人口流动及空间格局产生了深远影响。但现有数据的时间跨度难以完整捕捉政策实施后新型城镇化与生态脆弱性交互作用的动态演变过程。因此,后续研究应重点关注连续年份的数据变化,以更准确地分析政策实施的动态效应。另一方面,本文的研究尺度聚焦于省份层面,这一尺度虽能在宏观上把握整体情况,但难以充分展现地级市或县级尺度下新型城镇化与生态脆弱性交互作用所呈现出的空间异质性特征。鉴于此,后续研究可在本文的基础上,进一步聚焦更小尺度,深入剖析新型城镇化与生态脆弱性之间的交互作用关系,从而为相关决策提供更精细化的参考依据。

6 结论与建议

6.1 结论

(1) 2002—2022年中国东部地区的生态脆弱性呈先加重后缓慢改善的趋势,新型城镇化水平呈上升趋势。空间上,生态脆弱性呈“北高南低”的分布格局,沿海地区的省份新型城镇化水平较高。

(2) 在研究期间,新型城镇化与生态脆弱性耦合协调水平和同步发展型省份的占比均呈上升趋势,而耦合协调水平较高省份的发展类型以生态滞后为主。表明整体上新型城镇化与生态脆弱性的冲突逐渐减小,但耦合协调水平较高的省份仍面临生态滞后的问题。

(3) 不同生态脆弱性的子系统对新型城镇化,以及不同新型城镇化的子系统对生态脆弱性的影响强度不同。在缓解生态脆弱性方面,环境城镇化的作用逐渐增大,而在促进新型城镇化发展方面,生态系统结构和功能的维持和修复的作用较大。

(4) 新型城镇化与生态脆弱性交互影响的空间分布具有显著的空间异质性,长三角地区应优化新

型城镇化以缓解生态脆弱性,对东北地区则需以缓解生态脆弱性为前提推动新型城镇化。

6.2 建议

为促进区域生态环境保护和新型城镇化发展,提出如下建议:(1) 新型城镇化与生态脆弱性耦合协调水平较高的地区有上海、江苏等,但该地区新型城镇化发展对生态环境的负面影响较为显著。因此,政府应进一步提升人口与经济城镇化的发展质量,具体措施包括:科学规划城市空间布局,避免人口过度集中引发资源过度消耗和环境污染;鼓励绿色产业集聚发展,逐步替代传统产业;同时,通过政策引导推动绿色消费理念普及,促进经济与生态协调发展,从而降低新型城镇化发展对生态脆弱性的影响。此外,应积极推进环境城镇化建设,通过扩大城市公园绿地规模、提升资源循环利用率,有效降低区域生态脆弱性。(2) 东北地区新型城镇化与生态脆弱性的耦合协调水平为基本耦合,但该地区生态脆弱性对新型城镇化发展影响较大。因此,需要针对高脆弱性区域加强生态修复与治理,并注重提高生态系统结构和功能的完整性。具体可增加植被面积和保护生物多样性从而优化景观结构的异质性,加强河网保护和优化耕地布局以增强供给功能和调节功能,进而促进新型城镇化水平的提升。(3) 新型城镇化与生态脆弱性耦合协调水平较低的地区有云南、贵州、广西等。推动该地区新型城镇化与生态环境协同发展,不仅要保护脆弱的生态系统,而且需以生态保护为前提同步提升城镇化质量。政府应重点实施以下路径:一是强化自然景观资源保护,维护区域生态屏障;二是在充分考虑资源环境承载能力的情况下,发展特色经济如生态旅游等,从而构建生态保护与城镇化发展的共生机制。

参考文献(References):

- [1] Yu B B. Ecological effects of new-type urbanization in China[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2021, 135: 110239.
- [2] 李云帆,李彩霞,贾翔,等. 乌梁素河流域生态脆弱性时空变化及其成因分析[J]. *地球信息科学学报*, 2023, 25(10): 2039-2054.
Li Y F, Li C X, Jia X, et al. Spatiotemporal changes and causes of ecological vulnerability in Ulansuhai Basin [J]. *Journal of Geo-Information Science*, 2023, 25(10): 2039-2054.
- [3] 王熙,李建松,刘权毅,等. 基于SRP模型的新安江流域生态脆弱性评价[J]. *水生态学杂志*, 2024, 45(2): 1-9.
Wang X, Li J S, Liu Q Y, et al. Evaluation of ecological vulnerability in Xin'anjiang River Basin based on SRP

- modelling [J]. *Journal of Hydroecology*, 2024, 45(2): 1-9.
- [4] 霍童,张序,周云,等.基于暴露-敏感-适应性模型的生态脆弱性时空变化评价及相关分析:以中国大运河苏州段为例[J].*生态学报*,2022,42(6):2281-2293.
Huo T, Zhang X, Zhou Y, et al. Evaluation and correlation analysis of spatio-temporal changes of ecological vulnerability based on VSD model: a case in Suzhou section, Grand Canal of China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(6): 2281-2293.
- [5] 孙桂丽,陆海燕,郑佳翔,等.新疆生态脆弱性时空演变及驱动力分析[J].*干旱区研究*,2022,39(1):258-269.
Sun G L, Lu H Y, Zheng J X, et al. Spatio-temporal variation of ecological vulnerability in Xinjiang and driving force analysis [J]. *Arid Zone Research*, 2022, 39(1): 258-269.
- [6] Chen Y Y, Duo L H, Zhao D X, et al. The response of ecosystem vulnerability to climate change and human activities in the Poyang lake city group, China [J]. *Environmental Research*, 2023, 233: 116473.
- [7] Bao T N, Xi G L. Impact of grassland storage balance management policies on ecological vulnerability: evidence from ecological vulnerability assessments in the Selinco region of China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 426: 139178.
- [8] 陈佳,杨新军,尹莎,等.基于VSD框架的半干旱地区社会-生态系统脆弱性演化与模拟[J].*地理学报*,2016,71(7):1172-1188.
Chen J, Yang X J, Yin S, et al. The vulnerability evolution and simulation of the social-ecological systems in the semi-arid area based on the VSD framework [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2016, 71(7): 1172-1188.
- [9] 王少剑,崔子恬,林靖杰,等.珠三角地区城镇化与生态韧性的耦合协调研究[J].*地理学报*,2021,76(4):973-991.
Wang S J, Cui Z T, Lin J J, et al. Coupling relationship between urbanization and ecological resilience in the Pearl River Delta [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2021, 76(4): 973-991.
- [10] 胡克宏,张震.陕西秦岭山区留坝县生态质量时空特征及影响因素分析[J].*生态与农村环境学报*,2021,37(6):751-760.
Hu K H, Zhang Z. Spatio-temporal characteristics and driving-factors analysis of ecological quality change in Qinling Mountains of Shaanxi Province: case study in Liuba County, Northwest China [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(6): 751-760.
- [11] Zeng P, Wei X, Duan Z C. Coupling and coordination analysis in urban agglomerations of China: urbanization and ecological security perspectives [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 365: 132730.
- [12] 封亦代,袁华锡,刘耀彬.新型城镇化建设提高城市能源利用效率的机制[J].*中国人口·资源与环境*,2023,33(5):138-148.
Feng Y D, Yuan H X, Liu Y B. Mechanisms for improving urban energy use efficiency in China's new-type urbanization construction [J]. *China Population, Resources and Environment*, 2023, 33(5): 138-148.
- [13] 金贵,吴锋,李兆华,等.快速城镇化地区土地利用及生态效率测算与分析[J].*生态学报*,2017,37(23):8048-8057.
Jin G, Wu F, Li Z H, et al. Estimation and analysis of land use and ecological efficiency in rapid urbanization area [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(23): 8048-8057.
- [14] Zhong J Y, Hao L N, Sajinkumar K S, et al. Changes of ecological vulnerability in areas with different urban expansion patterns: a case study in the Yanhe river basin, China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 370: 122607.
- [15] 方创琳,李广东,戚伟,等.“胡焕庸线”东西部城乡发展不平衡趋势及沿博台线微突破策略[J].*地理学报*,2023,78(2):443-455.
Fang C L, Li G D, Qi W, et al. Unbalanced trend of urban and rural development on the east and west sides of Hu Huanyong Line and micro-breakthrough strategy along the Bole-Taipei Line [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2023, 78(2): 443-455.
- [16] 徐彦田,窦世标,刘艳辉,等.我国GNSS基准站空间分布特征分析[J].*测绘科学*,2023,48(6):33-37.
Xu Y T, Dou S B, Liu Y H, et al. Study on the spatial distribution characteristics of GNSS reference station in China [J]. *Science of Surveying and Mapping*, 2023, 48(6): 33-37.
- [17] 付士磊,贾培文,王湘潇,等.基于生态敏感性分析评价的生态安全管控研究:以沈抚新区为例[J].*安全与环境学报*,2020,20(4):1579-1587.
Fu S L, Jia P W, Wang X X, et al. Research on ecological security management based on ecological sensitivity analysis and evaluation: taking Shenyang-Fushun New District as an example [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2020, 20(4): 1579-1587.
- [18] Lu L, Guo L, Zhao S T. Land use and land cover change on slope in Qiandongnan prefecture of Southwest China [J]. *Journal of Mountain Science*, 2014, 11(3): 762-773.
- [19] 杨帆,欧坚港,段宁,等.1990—2020年洞庭湖流域水网格局演变与经济驱动分析[J].*经济地理*,2022,42(6):188-197.
Yang F, Ou J G, Duan N, et al. Spatial-temporal evolution and economic driving analysis of water network pattern in Dongting Lake Basin from 1990 to 2020 [J]. *Economic Geography*, 2022, 42(6): 188-197.
- [20] 董世杰,安慧,吴海林.淮河流域地表温度时空变化及驱动因素分析[J].*测绘科学*,2024,49(10):175-188.

- Dong S J, An H, Wu H L. Analysis of spatial-temporal variation and driving factors of surface temperature in the Huai River Basin[J]. *Science of Surveying and Mapping*, 2024,49(10):175-188.
- [21] 王彦武,孙浩峰,于惠,等.民勤风沙区不同灌木林土壤质量综合评价[J]. *水土保持研究*, 2024,31(3):169-178,186.
- Wang Y W, Sun H F, Yu H, et al. Comprehensive evaluation of soil quality of different shrubs in windy desert area of Minqin[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2024,31(3):169-178,186.
- [22] 朱荣,敖泽建,蒋友严.基于CRITIC客观赋权法的天水市生态环境脆弱性评价[J]. *中国沙漠*, 2024,44(3):321-331.
- Zhu R, Ao Z J, Jiang Y Y. Assessment of ecological environment vulnerability in Tianshui City based on the CRITIC objective weighting method [J]. *Journal of Desert Research*, 2024,44(3):321-331.
- [23] Yang Z, Zhan J Y, Wang C, et al. Coupling coordination analysis and spatiotemporal heterogeneity between sustainable development and ecosystem services in Shanxi Province, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2022,836:155625.
- [24] Zhang W S, Xu Y, Streets D G, et al. Measurement of urbanization and its spatiotemporal heterogenous effects on carbon emission from district heating industry in China[J]. *Energy and Buildings*, 2025,328:115182.
- [25] Yang M, Wang J M, Jing Z R, et al. Evaluation and regulation of resource-based city resilience: evidence from Shanxi Province, China[J]. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 2022,81:103256.
- [26] Wang W X, Deng X Z, Wang Y F, et al. Impacts of infrastructure construction on ecosystem services in new-type urbanization area of North China Plain [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, 185:106376.
- [27] 朱艳娜,何刚,张贵生,等.皖江示范区新型城镇化与生态环境耦合协调及空间分异研究[J]. *安全与环境学报*, 2021,21(6):2865-2874.
- Zhu Y N, He G, Zhang G S, et al. Coupling coordination and spatial differentiation of new-type urbanization and ecological environment in Wanjiang City belt[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2021,21(6):2865-2874.
- [28] Zhai Y P, Zhai G Q, Yu Z J, et al. Coupling coordination between urbanization and ecosystem services value in the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration [J]. *Sustainable Cities and Society*, 2024,113:105715.
- [29] Zhao J C, Ji G X, Tian Y, et al. Environmental vulnerability assessment for mainland China based on entropy method[J]. *Ecological Indicators*, 2018,91:410-422.

(上接第363页)

- [25] 张海铃,叶长盛,胡梦珊.基于生态安全格局的环鄱阳湖城市群生态修复关键区域识别及修复策略[J]. *水土保持研究*, 2023,30(2):393-402.
- Zhang H L, Ye C S, Hu M S. Identification and restoration strategy of key areas of ecological restoration in urban agglomeration around Poyang Lake based on ecological security pattern[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2023,30(2):393-402.
- [26] 蔡雨池,李红,刘兆顺.基于海陆生态安全格局的生态修复关键区域识别:以辽西地区为例[J]. *水土保持研究*, 2025,32(1):285-293.
- Cai Y C, Li H, Liu Z S. Identification of key areas of ecological restoration based on ecological security pattern of sea-land: taking western Liaoning Province as an example[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2025,32(1):285-293.
- [27] Miao Z H, Pan L, Wang Q Z, et al. Research on urban ecological network under the threat of road networks: a case study of Wuhan[J]. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 2019,8(8):342.
- [28] Caldwell M R, Klip J M K. Mule deer migrations and highway underpass usage in California, USA [J]. *The Journal of Wildlife Management*, 2021,85(5):880-886.
- [29] 周颖,冯喆,林倩,等.生态安全格局中生态廊道宽度研究进展[J]. *应用生态学报*, 2025,36(3):918-926.
- Zhou Y, Feng Z, Lin Q, et al. Research progress on the width of ecological corridors in ecological security pattern[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2025, 36(3):918-926.
- [30] Yu H R, Xiao H W, Gu X C. Integrating species distribution and piecewise linear regression model to identify functional connectivity thresholds to delimit urban ecological corridors [J]. *Computers, Environment and Urban Systems*, 2024,113:102177.