
基于适应性循环理论的区域生态风险 时空演变评估——以长江三角洲城市群为例¹

李嘉艺, 孙璁, 郑曦

北京林业大学园林学院, 北京 100083

【摘要】在城市扩张和气候变化背景下, 三角洲社会与生态系统正遭受多方面风险威胁, 适应性视角下的区域生态风险评估有助于理解复杂系统与风险影响之间的相互作用, 为长江三角洲城市群适应性规划策略提供空间定量参考。本研究以长江三角洲城市群社会-生态系统为研究对象, 耦合适应性循环与区域生态风险评估理论, 构建“潜力-连通度-韧性”适应性生态风险评估框架, 从整体和动态的角度评估区域在当前与未来适应性生态风险的时空分布与各城市所处的适应性循环阶段。结果表明, 适应性生态风险由沿海区-城市群-生态区域呈现由较高到高再到低的趋势, 大城市外围现已出现较高风险。至 2030 年, 风险整体呈上升趋势, 高风险向中小城市和生态区域蔓延。从适应性循环阶段来看, 杭州、宁波等 14 个城市处于生态风险较低的重塑阶段。常州、南通等 8 个城市处于风险升高的开发阶段。上海、南京、无锡和苏州处于城市发展成熟风险开始降低的保护阶段。本研究通过评估长三角城市群适应性生态风险, 得到高风险区分布与各个城市的适应性风险趋势, 为长三角城市群动态变化下的适应性规划策略制定提供了科学的指导, 以实现区域的可持续发展。

【关键词】适应性循环; 区域生态风险评估; 长江三角洲城市群; 社会-生态系统; 气候变化; 城市扩张

生态风险指生态系统及其组成部分暴露于多种风险源时发生不利的生态影响的可能性^[1]。随着全球环境变化和城市发展, 人类-自然耦合系统的研究得到高度关注, 生态学研究中将二者融合越发受到学者关注, 生态风险的研究范围逐渐从单一生态系统扩展到区域尺度, 区域生态风险评估理论开始发展。广义的区域生态风险, 包括区域空间格局呈现的生态风险、区域特定社会-生态过程产生的生态风险等多种形式^[2], 是以社会-生态系统为风险受体的评估框架。社会-生态系统的相关理论模型作为复杂系统整体性的评估方法现已成为区域生态风险评价研究的重点与最佳选择^[3]。

社会-生态系统是人与自然紧密联系的复杂适应系统, 受自身和外界干扰与驱动的影响^[4]。在社会-生态系统中, 从复杂系统动力学角度研究系统对外界干扰的适应性是可持续研究的一个重要趋势^[5]。适应性由缓慢发展和快速变化之间的动态作用所决定^[6], 适应性理论作为一种动态方法, 可以分析系统如何应对风险。其中, Gunderson L.H. 和 Holling C.S. 构建的适应性循环是一种启发式模型。该理论指出系统具有潜力、连通度和韧性 3 种特征属性, 并将依次经过具有不同特征的开发(exploitation, r)、保护(conservation, K)、释放(release, Ω)和重组(reorganization, a)4 个阶段构成适应性循环。理论中的 3 种特征分别强调单元属性、空间结构与动态趋势, 与区域生态风险中不同景观要素和空间格局, 以及系统对风险的动态响应相契合, 因此该理论模型可以帮助构想社会-生态系统中生态风险的复杂特征与响应, 已成为环境和社会快速变化时期社会-生态系统分析和管理的工具。

¹收稿日期: 2020-07-19;

基金项目: 国家重点研发计划(2019YFD11004021)

通讯作者: Corresponding author. E-mail: zhengxi@bjfu.edu.cn

三角洲的自然演变特征使其生态系统具有脆弱性,而丰富的资源又吸引着人类聚居,其生态、社会和经济的各个组成部分相互关联、彼此影响,因此三角洲地区可以作为社会-生态系统进行分析^[7]。今天,三角洲已成为地球上人口最稠密的地区之一,快速城市化与气候变化给高度动态化的三角洲地区带来了高风险压力。IPCC(联合国政府间气候变化专门委员会)也将三角洲地区视为风险热点区域^[8]。因此,以社会-生态系统作为评估对象,以区域生态风险评估作为依据的适应性规划策略对三角洲可持续性发展至关重要。

从对三角洲地区的已有研究来看,评估框架主要包括脆弱性分析、风险评估及部分适应性概念的引入,如张立权运用生态系统管理方法(Ecosystem-based Management, EBM)对长江口沿海生态系统质量进行评估^[9]、于瑜运用生态系统模型模拟长江中下游区域生态系统对极端降水的脆弱性^[10]、叶长盛根据土地利用变化对珠江三角洲进行生态风险分析^[11]、吴玲娟构建海平面上升灾害风险指数模型评估黄河三角洲生态风险^[12]、Michael Hagenlocher 耦合脆弱性和风险评估框架对三角洲社会-生态系统的多重风险源进行脆弱性和风险评估^[13]、熊亮针对城市化进程提出基于景观的三角洲区域适应性城市转型方法^[14]等。现有三角洲地区的风险研究多是对静态状态的评估,指标选择集中在土地利用和景观格局,欠缺对系统应对风险所具有的动态响应的分析研究,无法完整表征社会-生态系统的复杂特征,无法明确系统在动态过程中的时空演变趋势,缺少对于不同风险状态区域后续适应性策略的提出,三角洲这一社会-生态耦合区域的风险与响应尚未得到充分理解。

长三角城市群已经跻身国际六大世界级城市群,是中国经济版图中的重心区域,在经济社会快速发展的同时,也面临着城市化进程与气候变化等自然灾害带来的潜在风险。过度开发导致区域内基本农田和绿色生态空间急剧减少,生态环境日益恶化,严重影响到区域国土空间的整体可持续发展。长三角城市群作为人与自然紧密联系的社会-生态系统,必须在多尺度的复合研究中理解,其风险研究更应关注动态变化中的可持续性。因此,为研究和分析社会-生态系统与风险效应之间的复杂相互作用,研究将耦合适应性循环理论和区域生态风险评估理论,构建“潜力-连通度-韧性”适应性生态风险评估框架。通过城市扩张模拟以及未来气候情景的引入,探究区域适应性生态风险的时空演变趋势,以对区域国土空间适应性规划策略提供依据,进而推进长三角城市群绿色转型,形成青山常在、绿水常流、空气常新的生态型城市群^[15]。

1 研究区域与数据来源

1.1 研究区域概况

长江三角洲(以下简称长三角)位于我国东部沿海,以上海、南京、苏州、杭州、合肥等 26 个城市组成城市群(图 1),面积为 22.5 万 km²。区域平均海拔 50m 左右,丘陵、山地集中在西南,东部为平原,其间河川纵横,湖荡棋布,农田占据 64.7%的土地,素有“鱼米之乡”的美誉。区域属于亚热带季风气候区,年均温 14~18℃,年降水量 1000~1400mm,集中在春、夏两季。截至 2018 年底,长三角区域总人口 2.25 亿人,地区生产总值 21.15 万亿元,分别约占全国的 17.0%和 25.0%。依据 2016 年 5 月国务院批准《长江三角洲城市群发展规划》,确定长三角城市群发展规划期为 2016~2020 年,远期展望到 2030 年,成,本文以此作为模拟与分析的时间依据。

1.2 数据来源及预处理

本研究所用数据包括气候数据、空间栅格数据和土地利用数据三大类,结合 ArcGIS、IDRISI、Fragstats 等软件,通过数据分析、模拟和叠加得到多指标空间数据用作分析处理。气候数据来自 WorldClim 数据库(<http://www.worldclim.org/>)提供的全球气候空间栅格数据,分别选取 2018 年与 2030 年的数据作为当前与未来气候数据,其中未来气候选取 GCMs-ACCESS1-0 全球气候模型的 RCP8.5 碳排放浓度情景。海平面上升数据来自洪水地图网站(<http://flood.firetree.net/>);空间栅格数据包括来自地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>)的 GDEMDEM30m 分辨率数字高程数据、MODL11M 中国 1km 分辨率地表温度月合成产品和 MODEV11M 中国 250m 分辨率 EVI 月合成产品,以及由中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>)提供的 2013 年 DMSP/OLS 夜间灯光影像栅格数据和 2015 年人口空间分布公里网格数据;土地利用数据来自欧洲航空局(<http://maps.eli>

e. ucl. ac. be/CCI/) 提供的 1km 分辨率全球土地覆盖数据，重分类为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地。

所有指标均通过 ArcGIS 重采样为 1kmx1km 的数据精度，并统一投影至 GCS_WGS_1984 地理坐标系。2030 年土地利用数据以 2010 年和 2015 年土地覆盖数据为基础，运用 IDRISI 软件的 CA-Markov 模型预测得出。相关景观指数依据土地覆盖数据运用 Fragstats 软件计算得出。

2 研究方法

2.1 长三角城市群适应性生态风险三维评估框架

适应性循环理论是基于生态系统演替的传统观点并对其加以补充和延伸的理论模型^[6]，它提供了一种整体和动态的方法来理解系统与风险效应之间的复杂相互作用^[16]。Holling C. S. 将缓慢重组和快速释放 2 个动态过程补充进传统生态演替过程，并引入了韧性的概念，指出系统在“潜力-连通度-韧性”三重属性的交互作用驱动下经历开发（r）、保护（K）、释放（O）和重组（a）4 个阶段并进行周期性循环，构成适应性循环^[17]（图 2）。其中潜力是指系统自身的特质，连通度反映系统组分间的交互作用，韧性表示系统受干扰后恢复稳态的能力，反映了时间维度上单元的动态过程^{[16][18]}。

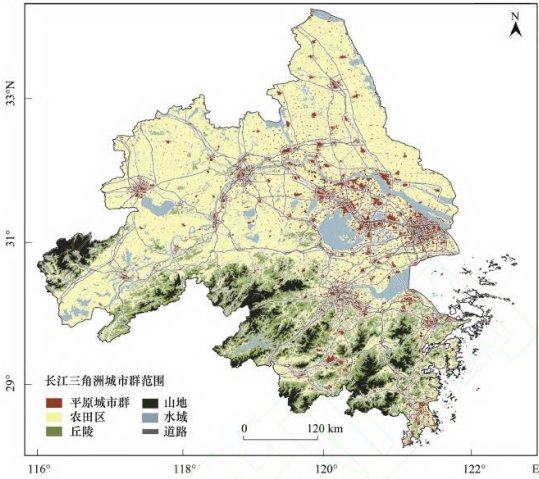


图 1 长三角城市群区位图

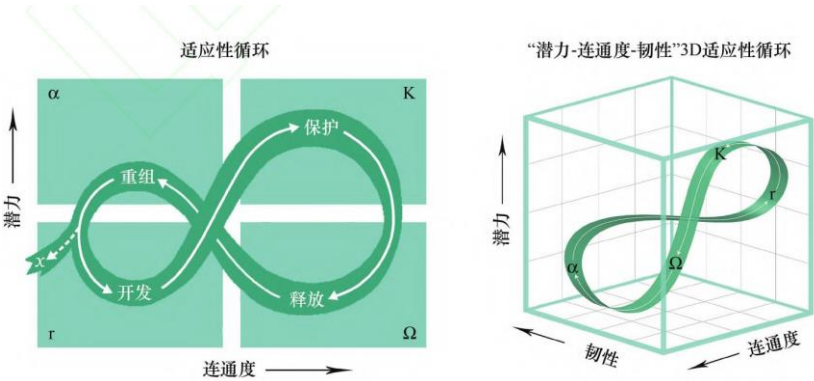


图 2 适应性循环^[13]“潜力-连通度-韧性”3D 适应性循环

适应性循环描述了系统与风险之间的相互反馈，但是欠缺对多风险源的定量评估与空间落位。而区域生态风险评估框架为

对风险源“暴露”与“干扰”效应叠加的静态评估，没有考虑风险效应和系统适应性之间的动态过程。因此,本研究将适应性循环与区域生态风险评估框架进行耦合，构建适应性生态风险评估框架。主要分为三个方面内容（图 3）：一是构建“潜力-连通度-韧性”3 个特征维度的评价指标体系；二是对长三角城市群当前和未来的适应性生态风险时空演变进行评估与空间落位，进一步识别各城市所处的适应性循环阶段，将风险预测扩展到对风险阶段的识别；三是针对各阶段的风险特征提出适应性规划策略。

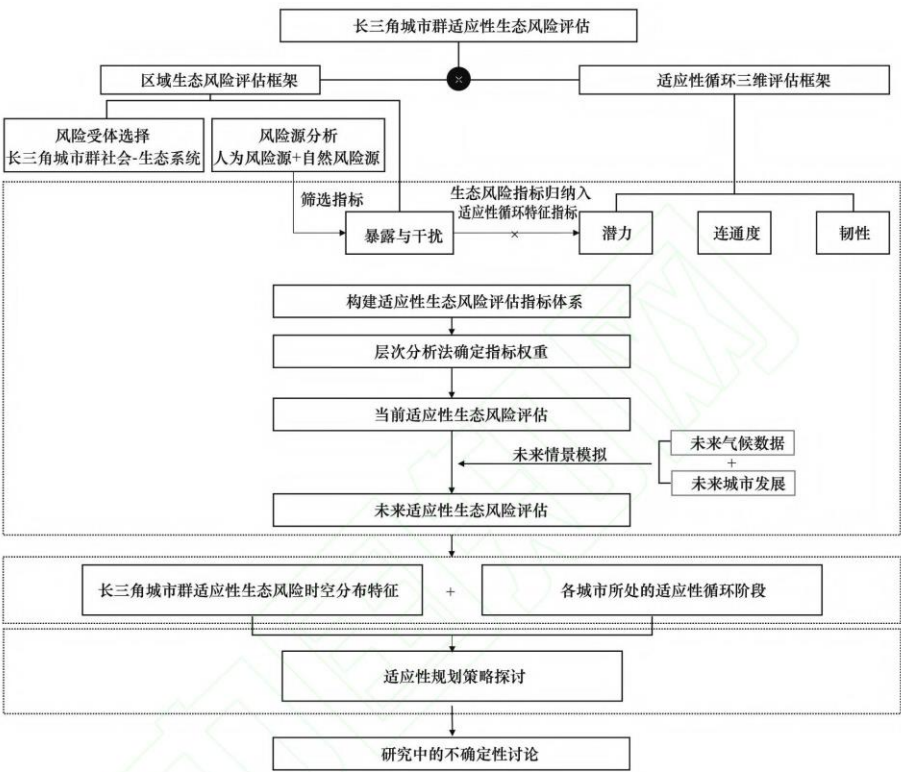


图 3 研究框架

在该研究框架的视角下,适应性循环中的开发（r）、保护（K）、释放（Ω）和重组（a）4 个阶段分别对应了城市发展的 4 个不同时期。开发（r）阶段对应城市迅速发展时期，城市建设和人群集聚导致生态韧性持续降低；保护（K）阶段为城市发展成熟期，生态风险达到最高阈值；高风险导致系统极易崩溃并进入释放（Ω）阶段，即城市发展过载时期；随后系统进入重组（a）阶段，生态功能逐步恢复，这一阶段对应城市发展初期，新的适应性循环也由此阶段开始。潜力-连通度-韧性三重属性对应不同生态风险特征，潜力表示系统不同属性的空间要素所面临的潜在生态风险；连通度表示系统要素间不同空间结构所面临的风险^[19]；韧性定义为系统发展的动态过程中经受干扰并可维持其功能的能力同时，区域生态风险具有暴露和干扰效应，暴露表示系统自身属性，干扰表示人为干扰和气候等外部环境条件。

2.2 指标体系构建

对于研究区来说，一方面,长三角城市群的快速发展对区域的生态环境带来一定的干扰;另一方面，沿海地区面临着气候变化带来的海平面上升、暴雨、洪涝等一系列自然灾害风险。针对这些问题，以“潜力-连通度-韧性”3 个特征属性作为风险准则层，基于风险源所具有的暴露效应和干扰效应，进行指标的筛选。

2.2.1 潜力风险指标

潜力风险表示系统自身空间异质单元属性对区域生态风险源的影响和响应,其值增加表示系统面临的潜在风险增加。

潜力风险中的暴露效应体现在系统自身属性,包括地形地貌、城市建设程度和植被特征,因此选取坡度、土地利用类型、人类足迹指数和增强植被指数。坡度用于表征现状地形的潜在水土流失生态风险,以 20 和 25 作为风险阈值进行归一化计算^[20];土地利用类型代表不同程度开发建设的土地所具有的生态风险潜力,人类足迹干扰指数通过各类土地的污染风险强度反映人类活动对水质的干扰^[21],由 WaterWorld 生态引擎(<http://www1.policysupport.org/cgi-bin/ecoengine/>)基于当前土地覆盖数据模拟得出;增强植被指数改善了植被覆盖率对于高饱和植被覆盖区描述的精准度^[22],通过植被特征反映生态系统的健康程度。干扰效应体现在自然灾害和城市建设两方面威胁,选取自然灾害相关的降雨侵蚀力、极端降水和海平面上升趋势,以及与城市建设相关的地表温度和夜间灯光强度。运用年平均降雨侵蚀力的计算模型计算土壤侵蚀的潜在风险^{[23][24]},极端降水以世界气象组织提出的极端气候指数日降雨量 25mm 作为最高风险阈值进行归一化计算,依据 IPCC 预测的全球平均海平面上升趋势选取海平面上升 1m 的淹没范围;地表温度反映了城市热岛与高温风险,夜间灯光指数用于体现社会经济发展与高强度人类活动对生态系统的干扰程度^[25]。

2.2.2 连通度风险指标

连通度风险表示系统单元间空间结构对区域生态风险源的影响。指标评估了不同景观结构对生态风险的响应程度,其值的增加代表系统景观斑块破碎且通达性差,系统的连通度风险增加。

连通度风险中的暴露效应体现在系统的景观格局,包括景观丰富度和景观连通度。其中 Shannon 多样性指数反映景观类型丰富程度,其值越高则景观类型越丰富,相邻景观单元间相互作用越强,系统风险越小^[26],采用 fragstats4.2 的移动窗口工具以 2km 移动半径计算该指数并得到空间落位^[27]。景观连通度是景观单元空间连续性的测度^[28],基于最小阻力模型运用 ArcGIS 成本距离分析工具进行计算与空间落位,其值越高则生态空间整体性越强,风险越低。干扰效应为城市建设与人类活动对系统景观结构的干扰,包括距建设用地距离、距工业用地距离、路网密度、人口密度和港口密度。其中距建设用地和工业用地距离分别体现了城市扩张和工业生产对周边生态用地的干扰;路网密度代表建设程度对生态用地连通性的干扰,通过景观破碎化加剧区域生态风险^[29];人口密度体现了人类活动强度对栖息地质量的干扰^[30];港口建设已成为海洋和滨海生境的主要干扰源,港口密度的提高加大了沿海生境的生态风险^[31]。

2.2.3 韧性风险指标

韧性风险表示系统动态过程对区域生态风险源的影响和响应,即景观单元所受干扰的持续性以及从干扰中恢复的水平。系统韧性同时受到自身生态演替与外界社会环境干扰的共同影响,如土地开发的持续性、生态修复的趋向等^[18]。目前关于系统韧性的评估多集中在经济与生态层面,指标数量庞大,本研究着眼于对区域适应性生态风险的综合评估,选取指标集中于评估社会经济与自然环境变化趋势导致系统应对生态风险适应能力的变化,因此通过表征生态系统演变的增强植被指数趋势与综合体现城市建设程度的夜间灯光强度指数趋势两个指标来评估韧性特征风险,其值的增加代表系统生态韧性的风险增加。

韧性风险中的暴露效应体现在系统自身生态特征的变化趋势,选取增强植被指数反映植被覆盖特征的变化,可视为生态系统自身在风险环境中的演替过程^[18],以在区域生态环境演变层面衡量区域的韧性。依据 2005 年至 2015 年的最大 EVI 数据做趋势分析,指数增长表示植被处于恢复状态,区域生态风险降低。干扰效应体现在外界社会环境的变化趋势,研究区处于快速开发建设阶段,人类活动是最主要的干扰过程,因此选取 2000 年至 2015 年夜间灯光强度变化趋势来进行风险评估,夜间灯光强度指数主要用于城镇扩展研究,其变化趋势可以反映城市扩张与城市化水平的变化趋势,指数增长表示城市化水平增强且人类活动密集,即人类干扰加剧,区域生态风险增加。

基于以上 3 个方面，筛选建立包含 18 个指标的潜力-连通度-韧性适应性生态风险评价指标体系，并基于层次分析法确定各指标权重(表 1)。

表 1 长三角城市群潜力-连通度-韧性适应性生态风险评价指标体系				
准则层(权重)	风险层	指标权重	内涵	归一化
Criteria (weights)	Risk sources	Indicators (weights)	Connotation of indicators	Normalization
潜力风险(0.493) Potential Risk	暴露	坡度(0.077)	滑坡等地质灾害风险	正向
		土地利用类型(0.153)	人类活动的干扰	正向
		增强植被指数(0.216)	植被绿色程度	反向
		人类足迹干扰指数(0.108)	人类活动对水质的干扰	正向
	干扰	降雨侵蚀力(0.063)	水土流失风险	正向
		极端降雨(0.145)	洪涝灾害风险	正向
		海平面上升(0.073)	淹没风险	正向
		地表温度(0.055)	城市热岛与高温风险	正向
		夜间灯光强度(0.110)	城市发展和人类活动的干扰程度	正向
		Shannon 多样性指 (0.360)	景观类型丰富度	反向
连通度风险(0.311) Connectedness risk	暴露	景观连通度(0.267)	生态空间连通程度	反向
		距建设用地距离(0.080)	城市扩张的干扰	反向
	干扰	距工业用地距离(0.061)	工业污染的干扰	反向
		路网密度(0.122)	城市建设对生态连通性的干扰	正向
		人口密度(0.040)	人口聚集对栖息地质量的干扰	正向
		港口密度(0.070)	海岸建设对滨海及海洋生境的干扰	正向
		植被盖度变化趋势(0.668)	生态系统的抗干扰恢复能力趋势	反向
韧性风险(0.196) Resilience Risk	暴露	夜间灯光强度变化趋势 (0.332)	社会经济发展对生态系统的 干扰趋势	正向

2.3 适应性生态风险指数构建与阶段识别

研究区的数据多基于基础栅格数据进行二次计算，依据耦合框架构建适应性生态风险指数，并依据系统的 3 类特征风险值进行各个城市所处适应性循环阶段的识别，以提出相应的规划策略。

2.3.1 归一化处理

为统一衡量标准，在后续指标计算及空间落位中，均通过归一化处理将各指标数据转变为针对区域生态风险的相对值(公式 1), 便于后续计算。

正向指标: $I_p = \frac{I_i - I_{min}}{I_{max} - I_{min}}$; 逆向指标: $I_s = \frac{I_{max} - I_i}{I_{max} - I_{min}}$ 。

其中 I_p 为正向指标的归一化值， I_s 为逆向指标的归一化值； I_{min} 为指标的国际/国内通用最小阈值； I_{max} 为指标的国际/国内通用最大阈值，归一化指标值的范围为 0~1。

2.3.2 适应性生态风险指数构建

对归一化后的各项指标 (I_i) 进行权重 (W_i) 赋值, 按照适应性循环的“潜力-连通度-韧性”3 个特征属性划分为潜力风险值 (Potential risk, R_p)、连通度风险值 (Connectedness risk, R_c) 和韧性风险值 (Resilience risk, R_r), 每类包含区域生态风险的暴露与干扰指标, 通过指标叠加得出 3 类风险值 (R_i) (公式 2), 进一步加权叠加得到适应性生态风险指数 (Adaptive ecological risk index, $AERI_{SES}$) (公式 3)。

$$\text{风险值: } R_i = \sum_{i=1}^n (w_i \times I_i) ;$$

$$\text{适应性生态风险指数: } AERI_{SES} = w_p \times R_p + w_c \times R_c + w_r \times R_r$$

其中 R_i 表示三类风险值, $AERI_{SES}$ 为适应性生态风险指数, I_i 为归一化风险指标, w_i 表示各指标与准则层相应的权重。

2.3.3 适应性循环阶段识别

依据潜力、连通度和韧性 3 类特征风险数据, 运用 ArcGIS 区域分析的分区统计工具, 以城市为单元将空间风险数据的分区平均值进行空间落位和统计分析。建立 3 类特征维度的三维坐标轴, 将各个城市以 3 类风险值作为坐标值进行落位, 以得到各个城市所对应的适应性循环不同阶段。

3 结果与讨论

3.1 适应性生态风险指标空间分布格局

对各指标的风险值进行计算得出 18 个指标的空间分布格局 (图 4)。

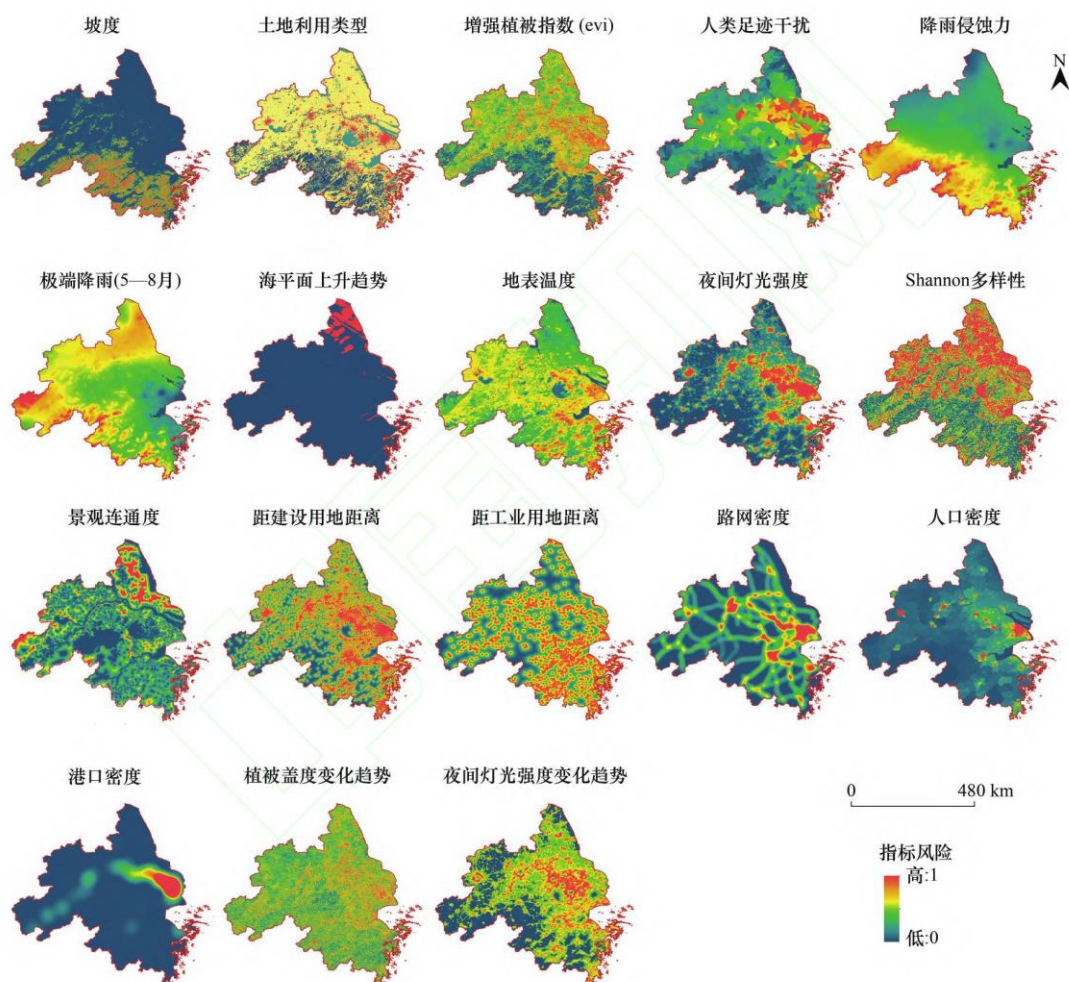


图 4 长三角城市群适应性生态风险评估指标空间分布格局

大部分风险指标呈现由城市建成区向生态区域逐渐降低的趋势，包括土地利用类型、增强植被指数、人类足迹干扰指数、地表温度、夜间灯光强度、景观连通度、距建设用地距离、距工业用地距离、路网密度和人口密度，这些指标与城市发展密切相关。长三角城市群大规模的建设活动带来了城市热岛、水污染、大气污染和土壤污染等生态威胁，同时扩张建设侵占生态用地，割裂生态斑块，导致系统对风险的适应能力退化，加剧了风险强度。

坡度、降雨侵蚀力、极端降雨、海平面上升趋势和 Shannon 多样性指数的高风险值分别集中在山区、沿海区域和平原农田区。山区的复杂地形和湿季的极端降雨加剧了滑坡、泥石流等自然灾害的风险，同时气候变化为沿海区域带来海平面上升的威胁；平原区的土地覆被以农田为主，其景观类型单一，抵抗风险能力较低，生态风险高于自然生态系统^[16]。这些指标的空间分布异质性体现了长三角城市群社会-生态系统所面临的风险源具有多样性和复杂性。

植被盖度变化和夜间灯光强度变化的高风险区集中在城市外围，城区内部风险较低。反映出多数城市现已采取一定生态措施，建设重点转向城郊区域与中小城市，从而增加了城市外围区域的生态风险。

3.2 适应性生态风险指数时空分布特征

对当前和未来的风险指标进行加权叠加，得出长三角城市群“潜力-连通度-韧性”特征风险值空间分布以及暴露、干扰和

适应性生态风险的时空演变（图 5）。

整体呈现东北高西南低的风险分布趋势，高风险区域多集中在城市群和沿海区，西部、南部的丘陵农田与山地、林地等生态空间的生态风险较低。

潜力和连通度反映了系统的属性与空间结构，它们的风险与人为干扰指标相关性强风险分布呈现由城市区向生态区域降低的趋势。韧性体现系统的动态过程，反映了近十年来长三角城市群的发展历程对区域生态风险的响应，结果显示大城市内部的风险较低，而高风险区集中在城市外围郊区和中小城市群，这表明城市自身具有一定的生态韧性，且大城市已由开发建设转为重视生态环境，目前已采取相应的生态策略提升城市内部应对生态风险的适应能力。由此可以看出，社会-生态系统的生态风险和系统响应具有复杂性和动态性，传统生态风险评估针对系统自身属性和风险源干扰的结论是具有局限性的，它忽略了系统自身的适应能力以及相关规划政策的影响。暴露与干扰的风险分布趋势相似，但暴露的高风险区集中在城市用地，而干扰的高风险区已扩展到城市外围区域，且在未来会继续扩大并向西南山区蔓延，未来暴露风险会在平原农田区出现上升趋势。

综合以上指标得出适应性生态风险的空间分布，风险最高的区域集中在大城市群和东部沿海区域，城市郊区也有较高的风险，丘陵山地区域的风险值最低。未来风险分布可以看出，高风险区域开始向中小城市群转移，沿海区域依旧具有较高风险，西南山区由于气候变化带来的极端气候影响也开始出现较高的风险趋势。

这些结果证明，长三角城市群目前采取的生态规划措施，如绿色城镇化理念、绿色产业、生态型城市建设等，有助于降低城市生态风险。对于生态区域，规划一体化、多层次、功能复合的区域生态网络，有助于提高区域的生态适应能力。

3.3 城市适应性生态风险循环阶段及适应性

策略探讨

研究计算了长三角城市群各个城市的 3 个特征风险平均值并进行空间落位（图 6）和统计分析（图 7）。依据城市规模来看，超大和特大城市上海和南京在 3 个特征维度都具有高风险；大中城市的风险特征分异性明显，如无锡、常州、苏州等城市都具有至少 2 个特征维度的较高风险值，杭州、宁波、绍兴等城市风险值均较低，分析此结果可能与城市内生态空间的分布相关，如苏州位于太湖平原，城市建设比例大，而杭州西南有大面积山地，生态空间具有较高比例；小城市普遍呈现低风险特征。

结合适应性循环模型，依据“潜力-连通度-韧性”三维坐标系和各城市 3 个特征风险值进行适应性生态风险阶段落位（图 8）。

上海、苏州、无锡和南京处于保护（K）阶段，是各生态风险最高的城市，韧性风险由最高阈值开始进入下降阶段，表明这些城市已进入城市发展的成熟稳定阶段，尽管城市高度建设带来较高的风险和干扰，但已开始向重视生态发展转型。合肥、南通、常州等 8 个大城市处于开发（r）阶段，潜力、连通度和韧性的风险值呈现从低到高的增长趋势，此阶段是城市建设用地加速扩张的时期。其余 14 个城市，包括中小城市和杭州、宁波等大城市处于重组（a）阶段，此阶段各风险值较低，其中，中小城市正处于初步开发建设时期，而杭州、宁波等城市由于生态条件和地理位置优越，因此也具有较低的生态风险。长江三角洲城市群正处于快速发展阶段，尚未有城市进入释放（Ω）阶段。

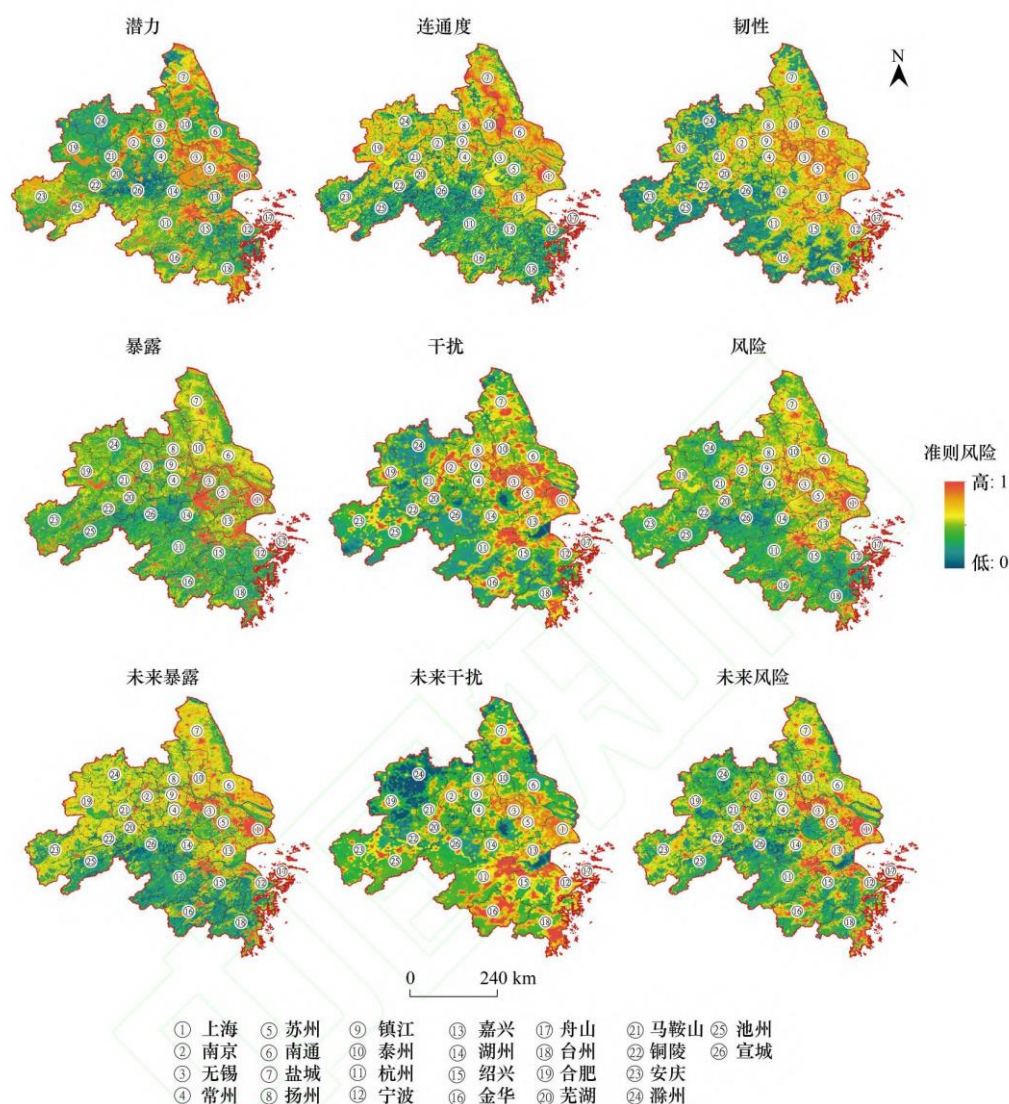


图 5 长三角城市群适应性生态风险空间分布格局

基于各城市所处的适应性循环阶段和相应的风险特征与演变趋势，可以提出相应的规划策略。开发（r）阶段的城市正处于建设时期，城市处于可干预的快速变化过程，应在总体规划中纳入生态理念，在开发建设时注重生态斑块的保护，通过城市森林和外围农田生态空间限制建设用地的无限扩张，以减少潜在的生态风险，维持系统的连通度和韧性^[33]。保护（K）阶段的城市建设已经饱和，无法显著降低潜力的风险，因此要从优化景观格局入手，在城市内部增加小型生态斑块和生态廊道，完善绿色基础设施体系规划，以改善生态连通度和韧性。重组（a）阶段的城市要注重对现状自然生态系统的保护，开发建设不应破坏现存的生态屏障，可以通过设立生态红线以控制和减少人类活动造成的加剧干扰的风险，以保持自然生态系统的恢复能力。

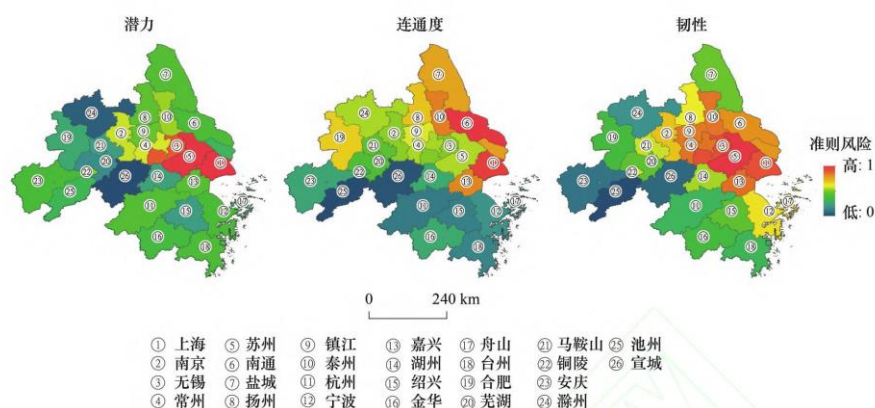


图6 长三角城市群各城市适应性生态风险特征值空间分布



图7 长三角城市群各城市适应性生态风险特征值统计图

4 结论

社会-生态系统是一个复杂的巨系统，目前选取的指标体系集中在 3 个风险特征，避免了庞杂指标的叠加，但仍具有一定的局限性，后续可以继续研究如何将政策导向纳入评估体系。本文采用层次分析法进行权重赋值，具有一定主观性。由于未来数据限制，研究采用高排放量的未来气候情景和一切照旧的城市扩张情景，但欠缺对于政策限制城市扩张、生态保护以及城市自适应机制的考虑，后续可以通过情景偏好设置进行多情景评估分析。

适应性循环理论目前较少有定量分析和空间落位的研究，而区域生态风险评估框架多集中在空间维度较少纳入时间概念，因此将两者耦合是一个挑战。本研究将适应性循环的 3 个特征归纳为表征风险的景观单元属性特征、景观空间结构特征和时间变化趋势特征，进而与区域生态风险指标形成对应关系以进行空间量化分析。并进一步将区域生态风险预测扩展到风险阶段的识别，以对复杂而动态变化的社会-生态系统进行更为全面的风险评估研究。本研究框架为区域生态风险评估提供了多维分析的角度，可以支持城市空间及区域国土空间的分析评估与规划指导。但由于该框架依据系统自身属性、空间结构以及动态过程的空间异质性进行风险评估，因此对于小尺度空间的评估可能会由于空间特征较单一而存在一定局限。

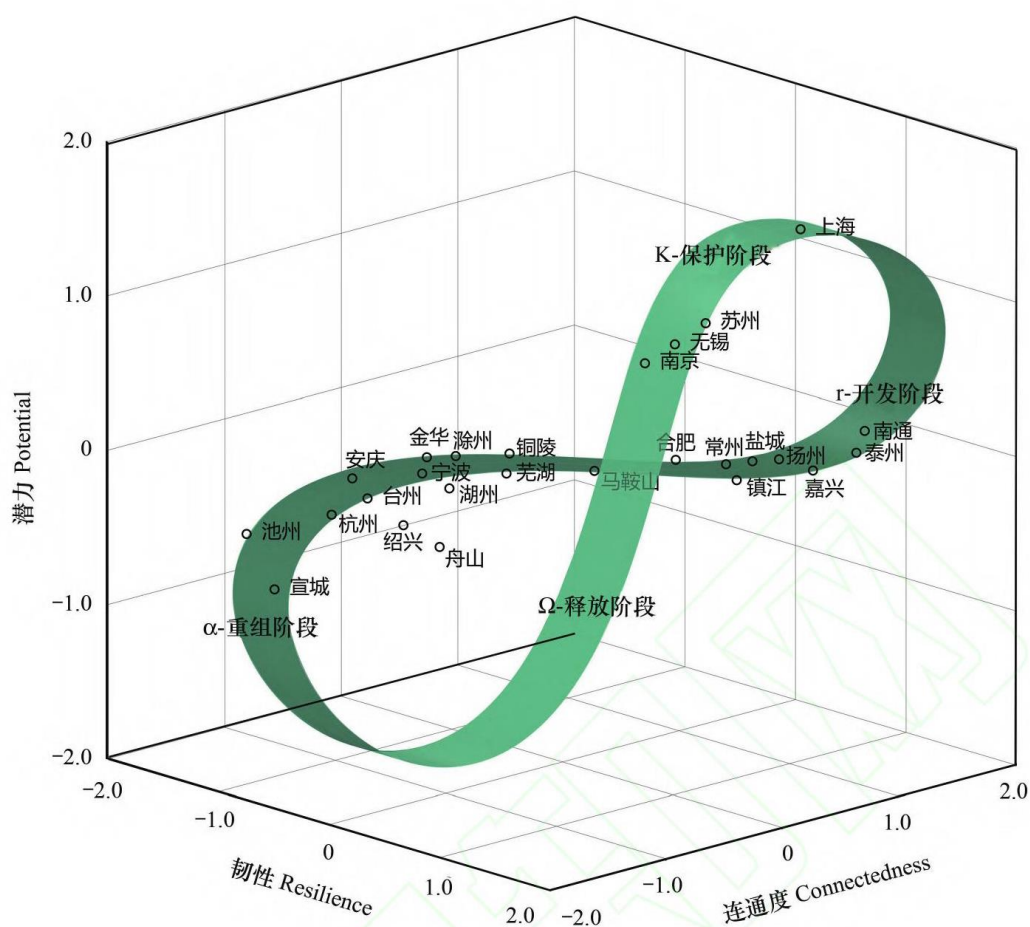


图 8 长三角城市群各城市适应性生态风险循环阶段

在气候变化和城市扩张的背景下，三角洲生态风险具有复杂性和动态性，耦合适应性循环理论的区域生态风险评估对于长三角城市群社会-生态系统的生态适应性规划具有重要意义。对于长三角城市群而言，各个城市均具有较高的生态风险，至 2030 年整体风险仍呈上升趋势且开始向生态空间扩展。对于风险阶段的识别有助于认识各个城市的生态风险动态发展过程，可以为规划策略提供更为科学合理的依据，进而推进长三角城市群绿色转型，形成可持续发展的生态型城市群。

参考文献(References):

- [1]李素珍, 闫振飞, 付卫强, 杨颖芳, 冯承莲. 生态风险评估技术框架及其在环境管理中的应用. 环境工程, 2019, 37(3): 186-191.
- [2]彭建, 党威雄, 刘绿序, 宗敏丽, 胡晓旭. 景观生态风险评价研究进展与展望. 地理学报, 2015, 70(4): 664-677.
- [3]王美娥, 陈卫平, 彭驰. 城市生态风险评价研究进展. 应用生态学报, 2014, 25(3): 911-918.
- [4]Cumming G S, Bames G, Perz S, Schmink M, Sieving K E, Southworth J, Binford M, Holt R D, Stickler C, Holt T. An exploratory framework for the empirical measurement of resilience. Ecosystems, 2005, 8(8): 975-987.

-
- [5]孙晶, 王俊, 杨新军. 社会-生态系统恢复力研究综述. 生态学报, 2007, 27(12):5371-5381.
- [6] Armitage D, Bene C, Charles A T, Johnson D, Allison E H. The interplay of well-being and resilience in applying a social-ecological perspective. *Ecology and Society*, 2012, 17(4):15.
- [7] Brondizio E S, Vogt N D, Mansur A V, Anthony E J, Costa S, Hetrick S. A conceptual framework for analyzing deltas as coupled social-ecological systems: an example from the Amazon River Delta. *Sustainability Science*, 2016, 11(4):591-609.
- [8] IPCC. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge: Cambridge University Press, 2014.
- [9]Yuan L, Ge Z M, Fan X Z, Zhang L Q. Ecosystem-based coastal zone management: a comprehensive assessment of coastal ecosystems in the Yangtze Estuary coastal zone. *Ocean & Coastal Management*, 2014, 95:63-71.
- [10]於瑚, 李克让, 陶波. 长江中下游区域生态系统对极端降水的脆弱性评估研究. *自然资源学报*, 2012, 27(1): 82-89.
- [11]叶长盛, 冯艳芬. 基于土地利用变化的珠江三角洲生态风险评价. *农业工程学报*, 2013, 29(19):224-232.
- [12]吴玲娟, 钟山, 徐江玲. 黄河三角洲海平面上升风险评估及其对策研究. *海洋开发与管理*, 2014, (11): 41-47.
- [13]Hagenlocher M, Renaud F G, Haas S, Sebesvari Z. Vulnerability and risk of deltaic social-ecological systems exposed to multiple hazards. *Science of the Total Environment*, 2018, 631-632: 71-80.
- [14]斯特芬·奈豪斯, 熊亮, 丹尼艾勒·坎纳特拉. 三角洲适应性转型——基于景观的区域设计方法. *风景园林*, 2019, 26(9): 8-22.
- [15]国家发展改革委, 住房城乡建设部. 长江三角洲城市群发展规划. (2016-06). <https://www.ndrc.gov.cn/>.
- [16]Luo F H, Liu Y X, Peng J, Wu J S. Assessing urban landscape ecological risk through an adaptive cycle framework. *Landscape and Urban Planning*, 2018, 180: 125-134.
- [17] Price M F. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*: Edited by Lance H. Gunderson and C. S. Holling. Island Press, 2002. xxiv+507 pages. ISBN 1-55963-857-5 (paper), \$35. *Biological Conservation*, 2003, 114(2):308-309.
- [18]刘象序, 王仰麟, 彭建, 张甜, 魏海. 基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价. *地理学报*, 2015, 70(7):1052-1067.
- [19]Sundstrom S M, Allen C R. The adaptive cycle: more than a metaphor. *Ecological Complexity*, 2019, 39: 100767.
- [20]Liu Y X, Peng J, Zhang T, Zhao M Y. Assessing landscape eco-risk associated with hilly construction land

exploitation in the southwest of China: trade-off and adaptation. *Ecological Indicators*, 2016, 62: 289–297.

[21] Mulligan, Mark. WaterWorld: A self-parameterising, physically based model for application in data-poor but problem-rich environments globally. *Hydrology Research*, 2013, 44(5): 748.

[22] Gurung R B, Breidt F J, Dutin A, Ogle S M. Predicting Enhanced Vegetation Index (EVI) curves for ecosystem modeling applications. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113(10): 2186–2193.

[23] 章文波, 付金生. 不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力. *资源科学*, 2003, 25(1): 35–41.

[24] 杨轩. 降雨侵蚀力计算方法研究进展. *安徽农业科学*, 2019, 47(16): 5–8.

[25] Ma T, Zhou C H, Pei T, Haynie S, Fan J F. Quantitative estimation of urbanization dynamics using time series of DMSP/OLS nighttime light data: a comparative case study from China's cities. *Remote Sensing of Environment*, 2012, 124: 99–107.

[26] 仇江啸, 王效科, 逮非, 欧阳志云, 郑华. 城市景观破碎化格局与城市化及社会经济发展水平的关系——以北京城区为例. *生态学报*, 2012, 32(9): 2659–2669.

[27] 李栋科, 丁圣彦, 梁国付, 赵清贺, 汤茜, 孔令华. 基于移动窗口法的豫西山地丘陵地区景观异质性分析. *生态学报*, 2014, 34(12): 3414–3424.

[28] 陈利顶, 傅伯杰. 景观连接度的生态学意义及其意义. *生态学杂志*, 1996, 15(4): 37–42, 73–73.

[29] Mo W B, Wang Y, Zhang Y X, Zhuang D F. Impacts of road network expansion on landscape ecological risk in a megacity, China: a case study of Beijing. *Science of the Total Environment*, 2017, 574: 1000–1011.

[30] Zhai T L, Wang J, Fang Y, Qin Y, Huang L Y, Chen Y. Assessing ecological risks caused by human activities in rapid urbanization coastal areas: towards an integrated approach to determining key areas of terrestrial-oceanic ecosystems preservation and restoration. *Science of the Total Environment*, 2020, 708: 135153.

[31] Chatzinikolaou E, Mandalakis M, Damianidis P, Dailianis T, Gambineri S, Rossano C, Scapini F, Carucci A, Arvanitidis C. Spatio-temporal benthic biodiversity patterns and pollution pressure in three Mediterranean touristic ports. *Science of the Total Environment*, 2018, 624: 648–660.

[32] 郭兵, 姜琳, 罗巍, 杨光, 戈大专. 极端气候胁迫下西南喀斯特山区生态系统脆弱性遥感评价. *生态学报*, 2017, 37(21): 7219–7231.

[33] Su Y X, Chen X Z, Liao J S, Zhang H G, Wang C J, Ye Y Y, Wang Y. Modeling the optimal ecological security pattern for guiding the urban constructed land expansions. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2016, 19: 35–46.