

# 黄河下游城市群生态系统健康时空演变特征

谷瑞丽<sup>1,2,3</sup>, 多玲花<sup>1,2,3</sup>, 邹自力<sup>2</sup>, 黎德华<sup>2</sup>

(1.东华理工大学 江西省软科学研究培育基地资源与环境战略研究中心, 江西 南昌 330013; 2.东华理工大学 测绘工程学院, 江西 南昌 330013; 3.自然资源部 环鄱阳湖区域矿山环境监测与治理重点实验室, 江西 南昌 330013)

**摘要:** [目的] 研究城市土地扩张对黄河下游城市群生态系统健康的影响, 并构建科学的生态系统健康评价模型以识别生态系统健康状态时空演变特征, 为制定有效生态保护策略提供前提条件。[方法] 以黄河下游城市群为研究区, 构建 VORS 评价模型, 以格网为研究单元对 2000、2010 和 2020 年黄河下游城市群生态系统健康水平进行动态评价。[结果] ① 2000—2020 年, 生态系统健康指数平均值从 2000 年的 0.325 下降到 2020 年的 0.320, 标准差从 2000 年的 0.106 上升到 2020 年的 0.112。这表明研究区生态系统健康水平总体上呈现略微降低的趋势, 生态系统健康等级高的地区更加健康, 而等级低的地区生态系统不断恶化。② 研究区生态系统健康水平空间异质性显著, 各等级空间分布集中, 从研究区中部延伸到东北部的大部分区域, 生态系统健康程度表现为较差, 占比高达约 74%, 整体生态系统健康水平脆弱。③ 2000、2010 和 2020 年全局莫兰指数分别为 0.512、0.522 和 0.543。这表明研究区生态系统健康分布在整体上具有正向的空间集聚效应, 空间依赖性显著。[结论] 黄河下游城市群生态系统健康水平整体上有所降低, 生态系统健康状况不容乐观, 生态环境保护与建设亟待加强, 未来应着重于提高生态系统服务水平。

**关键词:** 生态系统健康; 活力; 组织力; 恢复力; 生态系统服务; 黄河下游城市群

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1000-288X(2022)06-0285-08

**中图分类号:** X171.1

**文献参数:** 谷瑞丽, 多玲花, 邹自力, 等. 黄河下游城市群生态系统健康时空演变特征[J]. 水土保持通报, 2022, 42(6): 285-292. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.20221114.001; Gu Ruili, Duo Linghua, Zou Zili, et al. Spatial and temporal evolutionary characteristics of ecosystem health at urban agglomeration in lower Yellow River basin [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(6): 285-292.

## Spatial and Temporal Evolutionary Characteristics of Ecosystem Health at Urban Agglomeration in Lower Yellow River Basin

Gu Ruili<sup>1,2,3</sup>, Duo Linghua<sup>1,2,3</sup>, Zou Zili<sup>2</sup>, Li Dehua<sup>2</sup>

(1. Resource and Environmental Strategy Research Center of Jiangxi Soft Science Research and

Cultivation Base, East China University of Technology, Nanchang, Jiangxi 330013, China; 2. Faculty of

Geomatics, East China University of Technology Nanchang, Jiangxi 330013, China; 3. Key Laboratory of Mine Environmental Monitoring and Improving Around Poyang Lake, Ministry of Natural Resources, Nanchang, Jiangxi 330013, China)

**Abstract:** [Objective] Effects of urban land expansion on the ecosystem health of urban agglomeration in the lower Yellow River basin were studied. A scientific ecosystem health evaluation model was constructed to identify the spatial and temporal evolution characteristics of the ecosystem health status, in order to provide the prerequisite for formulating effective ecological protection strategies. [Methods] The VORS model was developed with urban agglomeration in the lower Yellow River basin as the study region, and the grid was used as the study unit to dynamically assess the ecosystem health of the urban agglomeration in 2000, 2010 and 2020. [Results] ① From 2000 to 2020, the mean ecosystem health index decreased from 0.325 in 2000 to 0.320 in 2020, and the standard deviation increased from 0.106 in 2000 to 0.112 in 2020, the health level of the ecosystem in the study area generally showed a slightly decreasing trend. Areas with high levels of

收稿日期: 2022-07-15

修回日期: 2022-10-05

**资助项目:** 东华理工大学资源与环境经济研究中心项目“基于土地利用景观格局的生态网络构建及优化策略研究”(22SJDGL01); 2021 年江西省社科基金“十四五”地区项目(21DQ44); 江西生态文明建设制度研究中心项目(JXST2103); 江西省教育厅科学技术研究项目(GJJ200770)

**第一作者:** 谷瑞丽(1997—), 女(汉族), 河南省驻马店市人, 硕士研究生, 研究方向为生态系统与生态环境评价。Email: grl9706@163.com。

**通讯作者:** 多玲花(1987—), 女(汉族), 河南省濮阳市人, 讲师, 主要从事土地整治与生态修复方面的研究。Email: duolinghua555@126.com。

ecosystem health were healthier, while those with low levels were deteriorating. ② The spatial heterogeneity of the ecosystem health level in the study area was significant, and the spatial distribution of all levels was concentrated. In most areas extending from the middle of the study area to the northeast, the ecosystem health level was poor, accounting for up to about 74%, and the overall ecosystem health level was fragile. ③ The Moran's  $I$  was 0.512, 0.522 and 0.543 in 2000, 2010 and 2020, respectively. The overall distribution of ecosystem health in the study area had a positive spatial agglomeration effect, with significant spatial dependence. [Conclusion] The overall level of ecosystem health in the urban agglomeration of lower Yellow River basin has decreased, the ecosystem health is not optimistic, ecological environmental protection and construction need to be strengthened, and in the future, people should focus on improving the level of ecosystem services.

**Keywords:** ecosystem health; vigor; organization; resilience; ecosystem services; urban agglomeration in the lower Yellow River basin

生态系统健康(ecosystem health)指一个生态系统所具有的稳定性和可持续性,即在时间上具有维持其组织结构、自我调节和对胁迫的恢复能力<sup>[1]</sup>。伴随着城市化进程的加快,人类活动影响加剧了生态系统的变化,从而对生态系统构成严重威胁,暴露出诸如大气污染、水土流失、城市热岛、景观结构遭到破坏、生境质量受到威胁等生态环境问题<sup>[2]</sup>。《黄河流域生态保护和高质量发展规划纲要》提出,沿黄河省区要毫不动摇地走生态优先、绿色发展为导向的现代化道路,加快构建人与自然和谐共生的现代绿水青山体系。黄河流域生态保护和高质量发展关乎中华民族伟大复兴,推动黄河流域生态建设,对促进黄河流域重要经济带的发展具有极其重要的战略意义,因此对黄河下游城市群的生态系统健康水平进行评估,有助于黄河流域生态保护和经济社会可持续发展目标的实现。鉴于黄河流域高质量发展中存在的困境及其重要地位,黄河流域的生态系统健康问题已经成为专家学者们关注的热点。牛明香等<sup>[3]</sup>以黄河河口区为研究区域,河口及与之相毗邻的陆域、海域作为整体生态系统,根据压力—状态—响应(pressure-state-response,PSR)模型建立评价体系,结合综合指数法对河口区生态系统健康水平进行测度。徐辉等<sup>[4]</sup>围绕结构、功能、过程、发展 4 个层面构建生态系统健康评价指标体系,以模糊物元模型为基础,从时空维度评价 2010—2018 年生态系统健康水平。刘珏珏等<sup>[5]</sup>选择关中 5 个城市为研究区,基于自然、社会和经济因素选择 20 项指标建立生态系统健康评价框架,运用模糊综合评价法评价关中 5 市生态系统健康,为城市生态环境保护和经济发展提供理论和现实依据。目前,黄河流域生态系统健康研究主要有 3 点不足:①以 PSR 模型指标体系为例,现有的生态系统健康评价指标体系适用空间尺度较窄,社会响应指

标具有滞后性,量化结果容易受到主观影响<sup>[6]</sup>。②评价指标体系纷繁复杂,既有自然指标,也有社会和经济等指标,一定程度上脱离了生态系统健康评价的“生态”主旨<sup>[7]</sup>。③在研究尺度上,黄河流域已有的生态系统健康评估研究是以行政区为研究单元的,不能精细反映研究区内部生态系统健康水平的差异<sup>[8]</sup>。随着人类生活质量的改善,人们逐渐重视生态系统为人类福祉带来的直接或间接的利益,学者们将生态系统服务作为一个重要指标放进生态系统健康评价体系之中,提出更能反映自然生态环境对人居环境影响的 VORS(vigor-organization-resilience-services)生态系统健康评价模型<sup>[9-11]</sup>。

黄河流域下游地区由于开发强度高,人与自然关系日益紧张,在当前快速城镇化背景下,人类活动导致下游地区生态系统脆弱性升高、稳定性较差,生态环境受到威胁。因此,本研究以黄河下游城市群为研究对象,针对黄河下游城市群特点,从生态系统健康内涵出发,以 VORS 模型建立评价指标,从网格尺度探讨黄河下游城市群生态系统健康水平及其时空分布特征,以期城市群高质量发展提供有效参考。

## 1 研究区域与研究方法

### 1.1 研究区概况

迄今为止,黄河流域发展形成了 7 大城市群,构成“3+4”空间格局,即 3 个区域级城市群和 4 个地区性城市群<sup>[12]</sup>。山东半岛城市群和中原城市群,这两大区域级城市群位于华北平原,同属于黄河下游城市群<sup>[13]</sup>。总人口 2 亿,占黄河流域人口总数的 47%,地区生产总值为 13.46 万亿元,占流域生产总值的 56%<sup>[14]</sup>。两大城市群在空间位置上紧密相邻,经济相互依存,产业分工上相辅相成。参照已有研究成果对黄河下游地区的划分,选取中原城市群的核心区域,即河南省所辖地级市和山东半岛城市群作为研究

对象<sup>[15]</sup>。山东半岛城市群和中原城市群覆盖了黄河下游大部分区域,在一定程度上能够体现出整个黄河下游的概况。

1.2 数据来源

2000,2010 和 2020 年土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心(<http://www.resdc.cn>),2000 年和 2010 年数据生产制作主要使用 Landsat-TM/ETM 遥感影像数据,2020 年主要使用 Landsat 8 遥感影像数据,通过人机交互目视解译生成,空间分辨率为 1 km×1 km,数据精度在 88%以上<sup>[16]</sup>,满足研究需要。NDVI(normalized difference vegetation index)采用 NASA 官网 MODIS(moderate resolution imaging spectroradiometer)产品(MOD13Q1),通过 MRT 转换工具将 hdf 格式转换为 tiff 格式,空间分辨率为 250 m,时间分辨率为 16 d。社会经济数据来自 2000,2010 和 2020 年《全国农产品成本收益资料汇编》《河南省统计年鉴》《山东省统计年鉴》。为了避免按照行政区划指标均匀分布问题,研究尺度不再采用行政区划尺度,而是采用网格尺度,本研究所设定的网格尺度是 10 km×10 km。

1.3 研究方法

1.3.1 生态系统健康评估框架构建 评估黄河下游城市群生态系统健康水平,对制定合理有效的生态系统健康保护政策具有十分重要的意义。本研究采用 VORS 模型(图 1),选择不同指标分别测度生态系统活力、生态系统组织力、生态系统恢复力和生态系统服务价值,以此对黄河下游城市群生态系统健康进行动态评估。

本研究构建的 VORS 模型是 VOR 模型的扩展,将生态系统服务作为一个重要指标纳进生态系统健康评价体系之中,更好地将生态系统与人类社会联系起来,以借助不同指标衡量生态系统在功能、结构、过程和服务等方面的健康状况<sup>[11]</sup>。本研究主要从“目标层—因子层—指标层”构建 VORS 模型,目标层是指生态系统健康评估,可以揭示研究区生态系统健康水平,活力、组织力、恢复力和服务构成了因子层,因子层下的特定指标,即植被覆盖指数、景观格局指数(景观连通性、景观异质性)、生境质量和生态系统服务价值构成了指标层,指标的变化趋势可以揭示生态系统健康的过程,为政府精确有效地制定政策提供依据。本文通过构建 VORS 模型,定量化分析生态系统健康水平的时序演变、空间特征以及空间关联性,从而揭示黄河下游城市群生态系统健康水平的发展态势与空间规律。

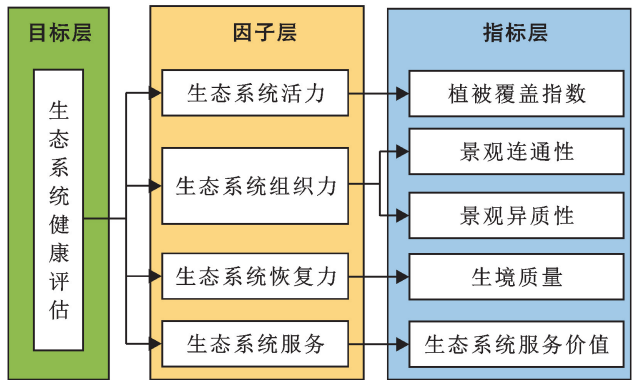


图 1 生态系统健康评价体系框架

(1) 生态系统活力(ecosystem vigor)通常通过植被覆盖度或植被净初级生产力(net primary productivity, NPP)来反映生态系统的代谢和初级生产力<sup>[17]</sup>。本研究参考生态环境状况评价技术规范(HJ192-2015),以植被覆盖指数来表征生态系统活力。植被覆盖指数(vegetation coverage index)是评价区域植被覆盖的程度,利用评价区域单位面积归一化植被指数(NDVI)表示,具体公式为<sup>[18]</sup>:

$$\text{植被覆盖指数} = \text{NDVI}_{\text{区域均值}} = A_{\text{veg}} \times \left( \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{n} \right) \quad (1)$$

式中: $P_i$ 表示 5—9 月像元 NDVI 月最大值的均值,NDVI 采用 NASA 官网 MOD13 数据,空间分辨率为 250 m; $n$ 代表区域像元数; $A_{\text{veg}}$ 代表植被覆盖指数的归一化系数,参考值为 0.012 1。

(2) 生态系统组织力(ecosystem organization)被用来反映生态系统各要素之间的相互作用,通常用以表达生态系统稳定性,本研究选择景观异质性和景观连通性来定量,并赋予不同权重计算组织力<sup>[19-20]</sup>。景观连通性主要由整体景观连通和生境连通性共同决定,分别使用蔓延度(CONTAG)和斑块凝聚度指数(COHESION)对其进行量化。景观异质性具体使用香农多样性指数(SHDI)来表征。参考以往研究<sup>[11]</sup>,整体景观的异质性和连通性的权重赋值为 0.35,生态系统组织力(O)计算公式为:

$$O = 0.35 \times \text{SHDI} + 0.35 \times \text{CONTAG} + 0.30 \times \text{COHESION} \quad (2)$$

(3) 生态系统恢复力(ecosystem resilience)也被称为生态系统弹力,主要是指系统在遭受到干扰或威胁后恢复到原状的能力。本研究采用国际上广泛使用的 InVEST 模型生境质量模块来表征<sup>[21]</sup>。生境质量所涉及到的参数主要参考以往的研究<sup>[22-24]</sup>,并在此基础上结合黄河下游城市群区域特征进行修正。生境退化度和生境质量的计算公式为<sup>[25]</sup>:



$$D_{xj} = \sum_{r=1}^r \sum_{y=1}^y \left( \frac{W_r}{\sum_{n=1}^n W_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad (3)$$

式中:  $D_{xj}$  表示生境退化程度;  $W_r$  代表生态威胁因子的权重;  $r_y$  表示威胁因子强度;  $i_{rxy}$  代表威胁因子  $r$  的最大影响距离;  $\beta_x$  代表生境抗干扰水平;  $S_{jr}$  表示生境对威胁因子的敏感度。

$$Q_{xj} = H_{xj} \left[ 1 - \left( \frac{D_{xj}^2}{D_{xj}^2 + k^2} \right) \right] \quad (4)$$

式中:  $Q_{xj}$  为土地利用类型  $j$  上栅格  $x$  的生境质量;  $H_{xj}$  为土地利用类型  $j$  中  $x$  的生境适宜性;  $k$  为半饱和常数。生境质量值越大其恢复力越好。

(4) 生态系统服务(ecosystem services)是指人类从生态系统获得支持服务、供给服务、文化服务、调节服务等对人类生活有贡献的相关服务或产品<sup>[26]</sup>。本研究采用当量因子法,依据 Costanza 建立的生态系统服务评价模型,参考谢高地<sup>[27]</sup>改进后的生态系统服务系数来修正研究区生态系统服务系数,1 个生态服务价值当量因子的经济价值为单位面积粮食产量的 1/7<sup>[28]</sup>。本研究基于 2000,2010 和 2020 年主要粮食作物的产量、播种面积和平均价格计算得到黄河下游城市群单位生态系统服务的经济价值为 1 449.07 元/hm<sup>2</sup>,研究区的生态系统服务价值计算公式<sup>[29-30]</sup>:

$$ESV = \sum_{i=1}^n A_i \cdot VC_i \quad (5)$$

$$VC_i = \sum_{j=1}^k EC_j \cdot E_a \quad (6)$$

式中:  $ESV$  代表生态系统服务价值;  $j$  代表生态系统服务类型;  $A_i$  代表第  $i$  类土地利用类型的面积(hm<sup>2</sup>);  $VC_i$  代表第  $i$  类土地利用类型单位面积生态系统服务价值[元/(hm<sup>2</sup> · a)];  $EC_j$  代表某类土地利用类型第  $j$  项生态系统服务价值当量;  $k$  代表生态系统服务类型数量;  $E_a$  代表 1 单位生态系统服务的经济价值[元/(hm<sup>2</sup> · a)]。

1.3.2 生态系统健康指数测度 由于各项评价指标的量纲各不相同,其实际数量也存在很大不同,所以本研究必须先将各指标标准化才能对生态系统健康进行评价。本研究所使用的方法是极值归一化法。计算公式为:

$$P_i = [X_i - \min(X_i)] / [\max(X_i) - \min(X_i)] \quad (7)$$

式中:  $X_i$  是第  $i$  年指标的实际值;  $\min(X_i)$  是最小值;  $\max(X_i)$  是最大值;  $P_i$  是标准值。

参考袁毛宁<sup>[11]</sup>对广州市生态系统健康的研成果,基于 VORS 框架建立评价模型:

$$EHI = \sqrt[4]{V \cdot O \cdot R \cdot S} \quad (8)$$

式中:  $EHI$  是生态系统健康指数;  $V, O, R, S$  分别为活力、组织力、恢复力与生态系统服务。

1.3.3 空间自相关 空间自相关是用来度量附近观测值之间是否存在空间关联性。本研究采用全局莫兰指数(Moran's  $I$ )分析整个研究区空间关联性。计算公式为<sup>[31]</sup>:

$$\text{Moran's } I = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{S^2 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij}} \quad (9)$$

式中:  $n$  是空间上研究单元总数;  $x_i, x_j$  分别表示区域  $i$  和  $j$  的生态系统健康值;  $W_{ij}$  表示区域  $i, j$  的空间权重矩阵;  $S^2$  为所有要素权重的集合;  $\bar{x}$  表示平均生态系统健康值。

为了进一步分析研究区生态系统健康空间分布格局特征,运用 Getis-Ord  $G_i^*$  指数测度局域关联特征,识别具有统计显著性的冷点区和热点区。计算公式为<sup>[32]</sup>:

$$G_i^*(d) = \sum_{i=1}^n W_{ij}(d) x_i / \sum_{i=1}^n x_i \quad (10)$$

式中:  $G_i^*(d)$  为局部空间自相关值;  $x_i$  为研究单元  $i$  的观测值;  $W_{ij}(d)$  为空间权重矩阵。

## 2 结果与分析

### 2.1 生态系统健康评价指标分析

根据黄河下游城市群生态系统健康评价模型,对 2000,2010 和 2020 年活力、组织力、恢复力和生态系统服务 4 个因子分析(如图 2—5 所示),展示了生态系统健康 4 个评价指标标准化后的空间格局。2000,2010 和 2020 年黄河下游城市群生态系统活力的平均值分别为 0.598,0.687 和 0.664,生态系统活力先上升后下降,总体上呈明显上升的趋势。生态系统活力高值区主要分布在中原城市群西部,低值则分布在山东半岛城市群北部沿海区域。由于植被覆盖指数受气温、年降水量、太阳辐射等多种因素综合影响,纬度更低的中原城市群的生态系统活力普遍高于山东半岛城市群。

2000,2010 和 2020 年黄河下游城市群生态系统组织力的平均值分别为 0.601,0.512 和 0.514,生态系统组织力在 2010 年前呈快速下降趋势,2010 年后相对稳定。研究期内黄河下游城市群生态系统组织力的变化趋势是先下降后保持稳定,总体上呈明显下降的趋势,其中以研究区西部地区变化较为明显。生态系统组织力的高值主要分布在山东半岛城市群地区,而低值则集中在中原城市群,总体上呈现出东部高,西部低的分布格局。



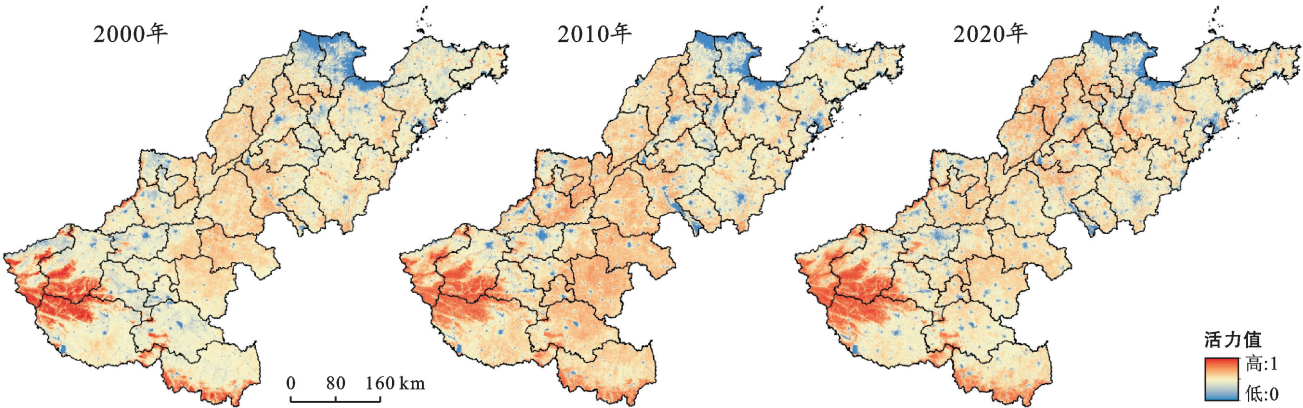


图 2 黄河下游城市群生态系统活力时空分布

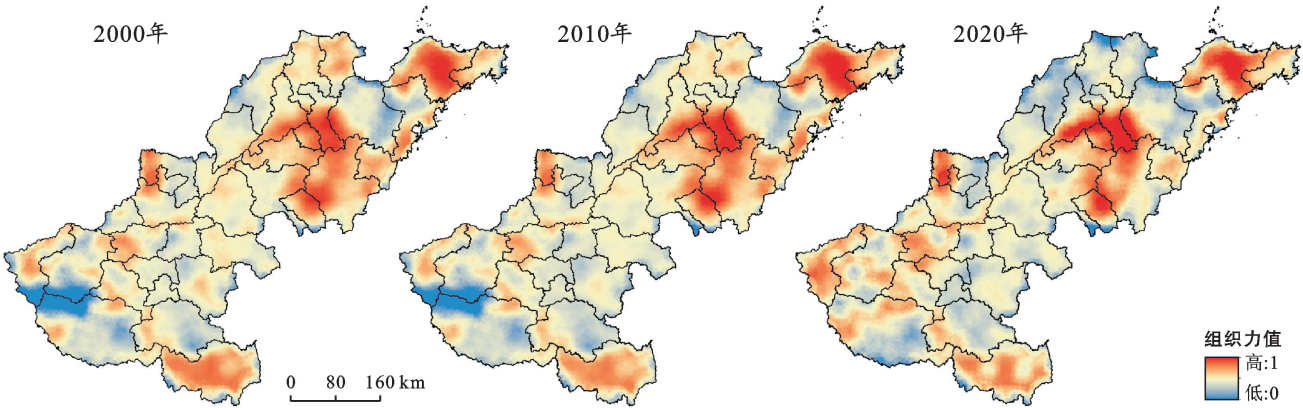


图 3 黄河下游城市群生态系统组织力时空分布

2000,2010 和 2020 年黄河下游城市群生态系统恢复力的平均值分别为 0.429,0.425 和 0.416,生态系统恢复力呈现下降的趋势。中原城市群西部地区生态系统恢复力的下降趋势尤为明显。中原城市群生

态系统恢复力普遍高于山东半岛城市群,总体呈现出西部区域生态系统恢复力高,中部区域生态系统恢复力低,东部区域生态系统恢复力处于中等水平的分布特征。

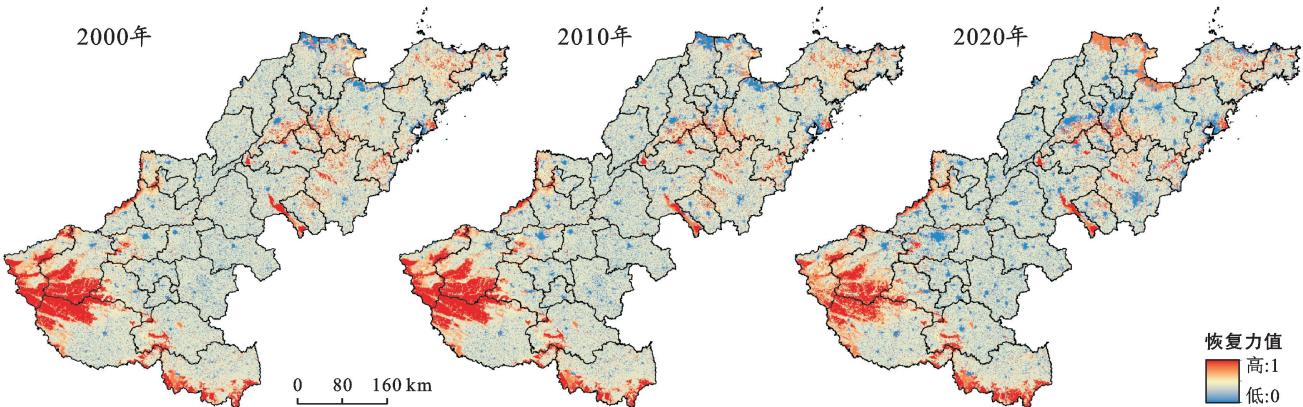


图 4 黄河下游城市群生态系统恢复力时空分布

2000,2010 和 2020 年黄河下游城市群生态系统服务的平均值分别为 0.207,0.213 和 0.125,生态系统服务呈现明显下降的趋势。近 10 a 间呈现明显下降的趋势,主要是由耕地、草地以及林地大面积流失所

导致的。生态系统服务的高值区集中在中原城市群西部和山东半岛城市群南部,而山东半岛城市群西部和中原城市群东部区域则属于生态系统服务价值低值区。

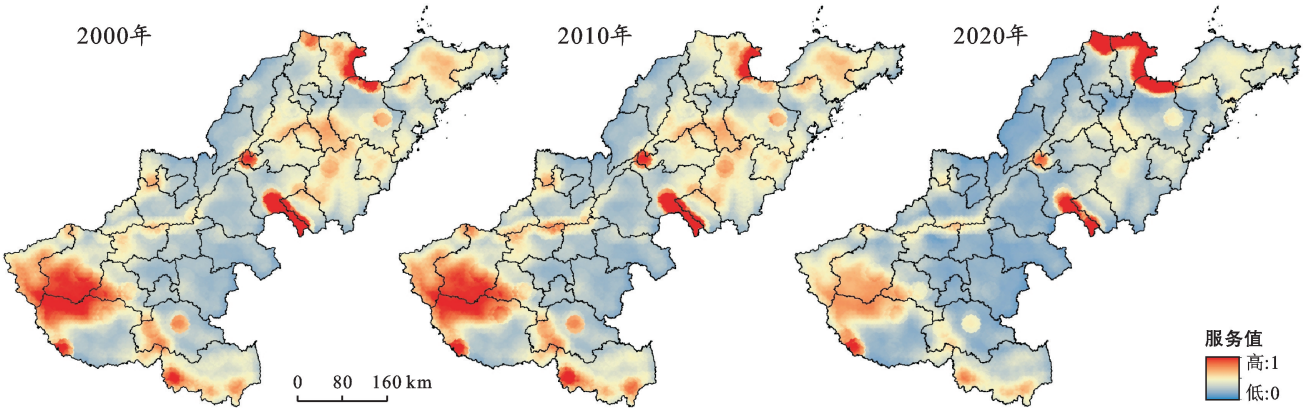


图 5 黄河下游城市群生态系统服务时空分布

2.2 生态系统健康时空格局及动态变化

综合考虑活力、组织力、恢复力、服务 4 个因子,得到黄河下游城市群生态系统健康时空分布图(图 6)。根据以往的研究<sup>[33]</sup>,将生态系统健康指数划分为 5 个等级,其等级分为差(0~0.2)、较差(0.2~0.4)、一般(0.4~0.6)、较好(0.6~0.8)、良好(0.8~1)。研究区内生态系统健康等级为较差的占主导地位,部分地区的生态系统健康等级为一般,少数地区的生态系统健康等级为差,本研究不存在生态系统健康等级为较好和良好的地区,表明该地区的生态系统健康是脆弱的。平均值代表了研究区生态系统健康的一般分布水平,标准差揭示了数据的离散程度,标准差越大表示数据越趋于离散。2000,2010 和 2020 年黄河下游城市群生态系统健康发生了不同程度的变化,生态系统健康指数平均值从 2000 年的 0.325 下降到 2020 年的 0.320,总体上呈现略微降低的趋势,标准差从 2000 年的 0.106 上升到 2020 年的 0.112,表明生态系统健康水平分布更加离散,即黄河

下游城市群生态系统健康等级为一般的地区得到进一步保护,等级为差的地区进一步恶化,整体生态系统健康状况退化。从空间分布来看,2000,2010 和 2020 年黄河下游城市群生态系统健康水平具有显著的空间异质性,各等级空间分布集中,整体生态系统健康水平脆弱。从研究区中部延伸到东北部的大部分区域,生态系统健康等级为较差且占绝大多数,占比高达约 74%。由于该区域是耕地集中分布区,容易受到人类活动的严重干扰,故随着城镇化进程加快,建设用地增加导致生境斑块破碎化、连通性差并进一步导致该区域生态系统健康状况恶化。生态系统健康等级为一般则主要分布在中原城市群的西南部以及山东半岛城市群中部北部小部分地区。该区域林草地面积广布,景观多样性较为丰富,人类活动干扰比较少,同时结构相对完整,生态系统良好。总而言之,随着城市群的快速扩张以及人类活动对生态系统的干扰,生态问题越发突出,生态系统健康水平也随之下降。

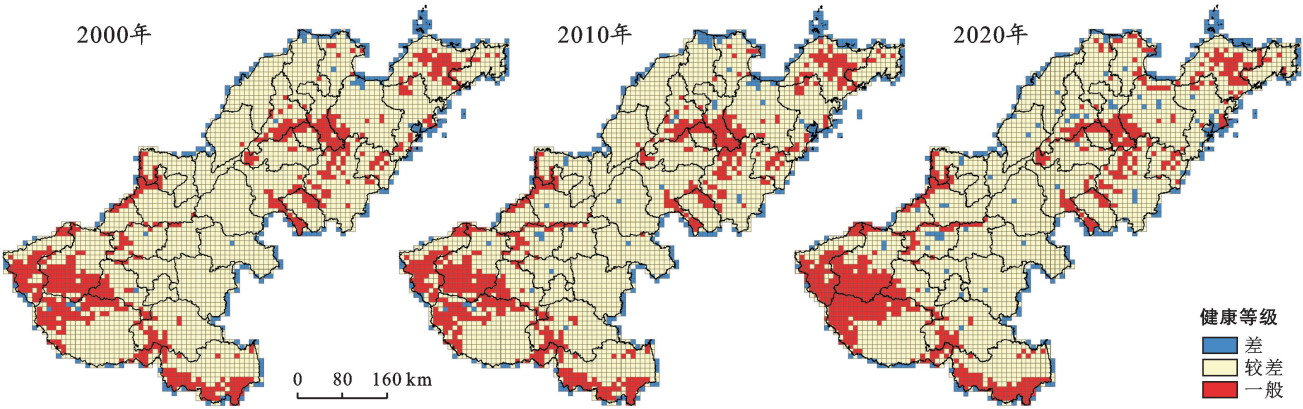


图 6 黄河下游城市群生态系统健康时空分布

2.3 生态系统健康空间集聚特征

为了进一步探究生态系统健康空间集聚分布情况,绘制了生态系统健康热点和冷点分布图(图 7)。

2000—2020 年黄河下游城市群生态系统健康全局莫兰指数分别为 0.512,0.522,0.543。由此可见,20 a 间生态系统健康水平空间依赖性显著,生态系统健康分



布在整体上具有正向的空间集聚特征,即生态系统健康指数高的区域空间集聚,而生态系统健康指数低的区域相互临近。生态系统健康热点区主要分布在中原城市群西南部以及山东半岛城市群中部及东北部,

该区具有较高的植被覆盖度、生境质量及抗干扰能力,因此出现高值聚集。研究期间生态系统健康冷点区面积所占比例上升,热点区面积则略微下降,生态系统健康状况不容乐观。

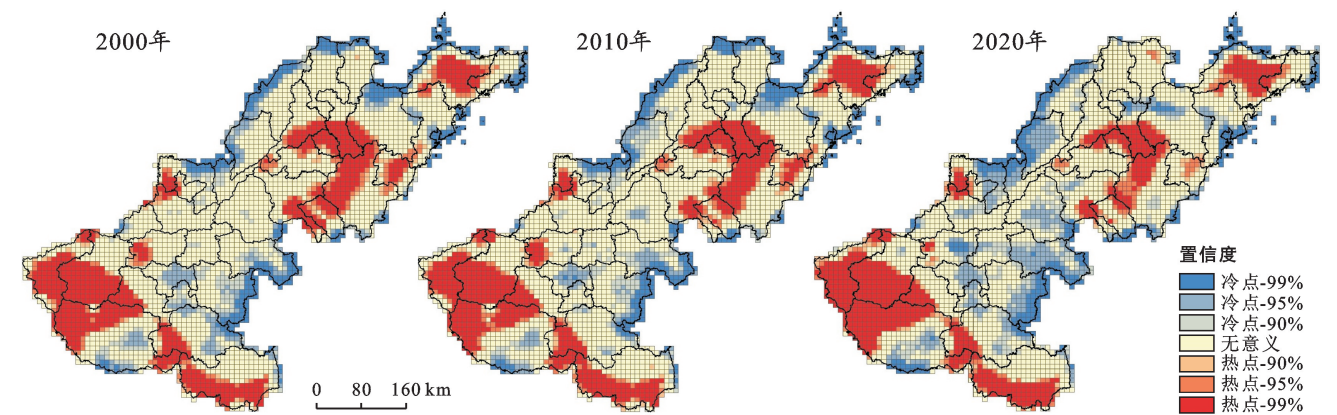


图 7 黄河下游城市群生态系统健康热点和冷点分布

### 3 讨论

2000—2020 年,生态系统健康状况总体上呈现略微降低的趋势。一方面,黄河下游城市群耕地和林地面积持续减少,同时受到气候变化和人类干扰的影响,生态状况极其脆弱,生态系统健康面临巨大压力,另一方面,随着城市化进程的加快,人口规模的增长,建设用地规模快速扩张,对生态系统的干扰逐渐增强,从而导致生态系统健康水平下降<sup>[33]</sup>。在空间分布上,研究区中部延伸到东北部的大部分区域,生态系统健康水平较差,该区域是耕地集中分布区,容易受到人类活动的严重干扰,随着城镇化进程加快,建设用地增加导致生境斑块破碎化、连通性差并进一步导致该区域生态系统健康状况恶化<sup>[34]</sup>。因此,黄河下游地区开发建设要加强生态环境保护,禁止盲目扩大建设用地,实现人与自然的和谐相处,有效保护和修复生态环境,推动黄河下游城市群健康可持续发展。

本研究也存在一些局限之处,如评价指标体系的量化过于依赖于土地利用数据,造成结果相对单一,不能很好地反映社会经济等因素对生态系统健康的影响,在一定程度上影响了生态系统健康的评价结果,下一步可以在基于土地利用相关指标的基础上,增加社会经济、生态文化健康等指标。另外由于研究尺度较大,数据分辨率可能会对研究结果产生一定程度的偏差,为了更加精准的测算生态系统健康水平状况,要使用更加精确地土地利用数据。综上所述,未来可以通过提高土地利用分辨率和丰富评价指标体系两方面增强评价结果的科学性。

### 4 结论

(1) 2000—2020 年,研究区内生态系统活力、组织力、恢复力和生态系统服务均发生了不同程度的变化。生态系统活力从 2000 年的 0.598 上升到 2020 年的 0.664,总体上呈明显上升的趋势;2000,2010 和 2020 年生态系统组织力分别为 0.601,0.512 和 0.514,总体上呈明显下降的趋势,但 2010 年后相对稳定;生态系统恢复力从 2000 年的 0.429 下降到 2020 年的 0.416,生态系统服务从 2000 年的 0.207 下降到 2020 年的 0.125,基本维持在较低水平,在一定程度上降低了生态系统健康水平。

(2) 2000—2020 年,生态系统健康指数平均值从 2000 年的 0.325 下降到 2020 年的 0.320,标准差从 2000 年的 0.106 上升到 2020 年的 0.112,黄河下游城市群生态系统健康水平总体上呈现略微降低的趋势,黄河下游城市群生态系统健康等级为一般的地区得到进一步保护,等级为差的地区进一步恶化。黄河下游城市群生态系统健康水平具有空间异质性,各等级空间分布集中,生态系统健康程度表现为较差的占主导地位,所占比例高达约 74%,分布在研究区中部延伸到东北部的大部分区域,整体生态系统健康水平脆弱。

(3) 2000—2020 年,黄河下游城市群生态系统健康空间依赖性显著,2000,2010 和 2020 年全局莫兰指数分别为 0.512,0.522 和 0.543,生态系统健康分布在整体上具有正向的空间集聚效应。生态系统健康热点区主要分布在中原城市群西部及南部以及山东半岛城市群中部及东北部。



## [参考文献]

- [1] Rapport D J, Costanza R, McMichael A J. Assessing ecosystem health [J]. Trends in Ecology & Evolution, 1998, 13(10): 397-402.
- [2] 宁立新, 梁晓瑶, 程昌秀. 京津冀地区生态系统健康评估及时空变化[J]. 生态科学, 2021, 40(6): 1-12.
- [3] 牛明香, 王俊, 徐宾铎. 基于 PSR 的黄河河口区生态系统健康评价[J]. 生态学报, 2017, 37(3): 943-952.
- [4] 徐辉, 丁祖栋, 武玲玲. 黄河下游沿黄城市生态系统健康评价[J]. 人民黄河, 2022, 44(2): 12-15, 20.
- [5] 刘玘玘, 汪妮, 解建仓, 等. 基于熵权法的城市生态系统健康模糊评价[J]. 武汉大学学报(工学版), 2014, 47(6): 755-759.
- [6] 惠婷婷. 生态系统健康评价研究进展[J]. 环境保护与循环经济, 2020, 40(2): 52-54.
- [7] 彭建, 王仰麟, 吴健生, 等. 区域生态系统健康评价: 研究方法进展[J]. 生态学报, 2007, 27(11): 4877-4885.
- [8] 周钰, 王亮, 李西灿, 等. 基于生态足迹的格网化生态承载力评价: 以衡水市为例[J]. 测绘通报, 2020(6): 93-98.
- [9] 陈万旭, 赵雪莲, 钟明星, 等. 长江中游城市群生态系统健康时空演变特征分析[J]. 生态学报, 2022, 42(1): 138-149.
- [10] 刘焱序, 彭建, 汪安, 等. 生态系统健康研究进展[J]. 生态学报, 2015, 35(18): 5920-5930.
- [11] 袁毛宁, 刘焱序, 王曼, 等. 基于“活力—组织力—恢复力—贡献力”框架的广州市生态系统健康评估[J]. 生态学杂志, 2019, 38(4): 1249-1257.
- [12] 方创琳. 黄河流域城市群形成发育的空间组织格局与高质量发展[J]. 经济地理, 2020, 40(6): 1-8.
- [13] 王家耀, 秦奋, 郭建忠. 建设黄河“智能大脑”服务流域生态保护和高质量发展[J]. 测绘通报, 2021(10): 1-8.
- [14] 刘建华, 王明照. 黄河下游城市群创新能力的空间演变及其影响因素[J]. 郑州大学学报(哲学社会科学版), 2020, 53(2): 55-60.
- [15] 张诗嘉, 杜书云, 刘晓英, 等. 黄河下游城市群土地利用生态效率时空差异及影响因素研究[J]. 资源开发与市场, 2022, 38(3): 280-289.
- [16] 司晓君, 崔佳. 中原城市群“三生”用地转型及其生态环境效应[J]. 水土保持通报, 2022, 42(2): 284-290.
- [17] Peng Jian, Liu Yanxu, Li Tianyi, et al. Regional ecosystem health response to rural land use change: A case study in Lijiang City, China [J]. Ecological Indicators, 2017, 72: 399-410.
- [18] 官照, 栗敏光. 青藏高原生态屏障区自然生态状况评价方法研究[J]. 测绘与空间地理信息, 2020, 43(11): 88-92, 95.
- [19] 李翠漫. 钦州湾海岸带景观格局时空演变及生态系统健康评价[D]. 广西南宁: 南宁师范大学, 2019.
- [20] 欧阳晓, 朱翔, 贺清云. 基于生态系统服务和生态系统健康的生态风险评价: 以长株潭城市群为例[J]. 生态学报, 2020, 40(16): 5478-5489.
- [21] 欧维新, 张伦嘉, 陶宇, 等. 基于土地利用变化的长三角生态系统健康时空动态研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2018, 28(5): 84-92.
- [22] 杨洁, 谢保鹏, 张德罡. 黄河流域生境质量时空演变及其影响因素[J]. 中国沙漠, 2021, 41(4): 12-22.
- [23] 王超, 常勇, 侯西勇, 等. 基于土地利用格局变化的胶东半岛生境质量时空演变特征研究[J]. 地球信息科学学报, 2021, 23(10): 1809-1822.
- [24] 贾艳艳, 王少杰, 刘福胜, 等. 黄河三角洲高效生态经济区土地利用变化及其与生境质量的相关性[J]. 水土保持通报, 2020, 40(6): 213-220, 227, 330.
- [25] Xu Wenbin, He Mengxuan, Meng Weiqing, et al. Temporal-spatial change of China's coastal ecosystems health and driving factors analysis [J]. Science of the Total Environment, 2022, 845: 157319.
- [26] 杨倩. 基于土地利用的江苏省市县生态系统健康评估研究[D]. 江苏南京: 南京大学, 2020.
- [27] 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.
- [28] 王颖慧, 丁建丽, 李晓航, 等. 伊犁河流域 LUCC 对生态系统服务价值的影响: 基于强度分析模型[J]. 生态学报, 2022, 42(8): 3108-3116.
- [29] 丁梦婷, 裴凤松, 胡引翠, 等. 基于 LUCC 的江苏省生态系统服务价值时空变化特征研究[J]. 生态学报, 2020, 40(19): 6801-6811.
- [30] 雷军成, 王莎, 汪金梅, 等. 土地利用变化对寻乌县生态系统服务价值的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(9): 3089-3099.
- [31] Ren Yating, Zhang Feng, Li Jiapeng, et al. Ecosystem health assessment based on AHP-DPSIR model and impacts of climate change and human disturbances: A case study of Liaohe River Basin in Jilin Province, China [J]. Ecological Indicators, 2022, 142: 109171.
- [32] 湛东升, 吴倩倩, 余建辉, 等. 中国资源型城市房价时空变化与影响因素分析[J]. 自然资源学报, 2020, 35(12): 2888-2900.
- [33] Yushanjiang Ayinuer, Zhang Fei, Tan Mou Leong. Spatial-temporal characteristics of ecosystem health in Central Asia [J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2021, 105: 102635.
- [34] 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[J]. 生态学报, 2022, 42(24):