



生态与农村环境学报
Journal of Ecology and Rural Environment
ISSN 1673-4831, CN 32-1766/X

《生态与农村环境学报》网络首发论文

题目：近 30 年来黄泛区生态系统服务权衡/协同动态变化及其生态分区
作者：黄霄宇，王新宇，李欢欢，王进欣
DOI：10.19741/j.issn.1673-4831.2025.0221
收稿日期：2025-03-31
网络首发日期：2025-06-20
引用格式：黄霄宇，王新宇，李欢欢，王进欣. 近 30 年来黄泛区生态系统服务权衡/协同动态变化及其生态分区[J/OL]. 生态与农村环境学报.
<https://doi.org/10.19741/j.issn.1673-4831.2025.0221>



网络首发：在编辑部工作流程中，稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶段。录用定稿指内容已经确定，且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期刊特定版式（包括网络呈现版式）排版后的稿件，可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出版年、卷、期、页码均已确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定；学术研究成果具有创新性、科学性和先进性，符合编辑部对刊文的录用要求，不存在学术不端行为及其他侵权行为；稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、出版的技术标准，正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。为确保录用定稿网络首发的严肃性，录用定稿一经发布，不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容，只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

出版确认：纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊（光盘版）》电子杂志社有限公司签约，在《中国学术期刊（网络版）》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版，以单篇或整期出版形式，在印刷出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊（网络版）》是国家新闻出版广电总局批准的网络连续型出版物（ISSN 2096-4188，CN 11-6037/Z），所以签约期刊的网络版上网络首发论文视为正式出版。

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2025.0221

近 30 年来黄泛区生态系统服务权衡/协同动态变化及其生态分区

黄霄宇, 王新宇, 李欢欢, 王进欣 (江苏师范大学地理测绘与城乡规划学院, 江苏 徐州 221116)

摘要: 明确生态系统服务权衡/协同动态及其形成机制, 是实施差异化生态分区管理, 推动区域可持续发展的关键。本文基于 1 km 和县域两个尺度, 采用相关性分析与地理探测器方法, 系统分析了黄泛区 1990—2020 年的生态系统服务权衡/协同的演变特征及其关键驱动因子; 并结合自组织映射法, 依据生态系统服务簇的现状与长期变化趋势, 划分跨尺度生态分区。结果表明: 固碳服务和土壤保持服务的空间格局基本稳定, 粮食生产服务和产水服务变化显著; 固碳服务整体呈下降趋势, 粮食生产服务快速上升, 产水与土壤保持服务则波动增长。自 2000 年起, 多数生态系统服务对为协同关系, 仅涉及土壤保持服务的少数对为权衡关系; 1990—2000 年, 粮食生产—固碳服务对和产水—固碳服务对在两尺度下均发生权衡向协同的转变, 1 km 尺度下转为协同的区域占比达 23% 和 19%, 县域尺度下的转变县域占比为 19% 和 14%; 2000—2010 年, 产水—土壤保持服务对在两尺度下均通过 13% 的协同优化, 实现了权衡向协同的转变。1990—2020 年间, 除 1 km 尺度下的粮食生产—土壤保持服务对和县域尺度下的产水—固碳服务对、固碳—土壤保持服务对外, 其余均表现出协同增强的优化趋势。双因子交互分析显示, 任意两因子之间的交互作用均强于单因子, 自然因子与城市化驱动的因子 (景观组成、景观格局、社会经济因子) 交互的解释力更强; 土地利用类型占比在县域尺度下的解释力优于 1 km 尺度。基于生态系统服务簇的现状特征和长期变化趋势, 最终在两尺度下划定出 9 种生态功能区, 并结合不同尺度下的关键驱动因子从不同管理优先级的角度提出差异化的生态管理建议。研究结果可为黄泛区不同尺度下生态系统服务的协同优化与长期分区管理提供科学参考。

关键词: 生态系统服务; 权衡; 协同; 生态分区; 尺度效应

中图分类号: X171.1; X24 **文献标志码:** A

Spatio-temporal Dynamics of Ecosystem Service Trade-offs/Synergies and Ecological Zoning in the Yellow River Floodplain over a 30-year Period. HUANG Xiao-yu, WANG Xin-yu, LI Huan-huan, WANG Jin-xin^①

(School of Geography, Geomatics and Planning, Jiangsu Normal University, Xuzhou 221116, P. R. China)

Abstract: Understanding the dynamic trade-offs and synergies among ecosystem services (ESs) and their underlying drivers is essential for implementing differentiated ecological zoning and promoting regional sustainability. This study analyzed the spatio-temporal evolution and driving mechanisms of ES relationships in the Yellow River Floodplain from 1990 to 2020 at both the 1 km and county scales. We employed correlation analysis and the geographical detector method to quantify ES interactions, and used a self-organizing feature map (SOFM) to delineate cross-scale ecological zones based on the status and long-term trajectories of ecosystem service bundles (ESBs). The results show: (1) Carbon sequestration (CS) and soil conservation (SC) services maintained relatively stable spatial patterns over the study period, while food production (FP) and water yield (WY) services exhibited significant spatial variability. CS generally declined, FP increased sharply after 2000, and both WY and SC showed fluctuating upward trends. (2) Since 2000, most ES pairs shifted toward synergies, with trade-offs mainly involving SC. From 1990 to 2000, trade-offs between FP-CS and WY-CS transitioned to synergies across both scales, with synergistic regions accounting for 23% and 19% at the 1 km scale, and 19% and 14% at the county scale, respectively. Between 2000 and 2010, 13% of the regions experienced synergy enhancement for the WY-SC pair. (3) From 1990 to 2020, five of six ES pairs at the 1 km scale and four of six at the county scale showed a trend of synergy strengthening, except for FP-SC at the 1 km scale and WY-CS and CS-SC at the county scale. (4) Interaction detection revealed that two-factor interactions exerted stronger effects on ES patterns than single drivers, with natural factors interacting with urbanization-related factors (e.g., landscape composition, socioeconomic attributes) exhibiting particularly strong explanatory power. Land-use composition had greater explanatory strength at the county scale. (5) Based on ESB patterns and trends, nine ecological functional zones were identified across scales.

收稿日期: 2025-03-31

基金项目: 国家自然科学基金项目 (31870455)

① 通信作者 E-mail: yujianw7125@163.com

Tailored management priorities were proposed for each zone according to the dominant driving factors at the corresponding scale. This research provides a robust multi-scale zoning framework that supports the coordinated optimization of ESs and offers practical guidance for long-term spatial planning and differentiated ecological management in floodplain systems.

Key words: ecosystem services; trade-offs; synergies; ecological zoning; scale effect

生态系统服务 (Ecosystem services, ESs) 是人类直接或间接从生态系统中得到的惠益^[1-3]。2005年, 联合国发布的《千年生态系统评估报告》将 ESs 划分为供给、调节、支持和文化四类^[4]。作为连接生态系统与人类福祉的桥梁, ESs 已成为跨地理学、环境科学、生态学等学科研究重点和前沿。科学量化、评估 ESs, 通过 ESs 的管理、规划和修复改善 ESs 供应, 可实现区域生态保护和社会经济的可持续发展^[5]。

由于 ESs 之间的关系主要产生于 ESs 种类的多样性、空间异质性、利益相关者的选择性。因此, ESs 之间往往不是独立的, 而是具有高度非线性关系^[6]。ESs 之间的关系大致可分为权衡、协同和簇三种。其中, 协同是两种或多种 ESs 同时增强的情形。MA (Millennium Ecosystem Assessment) 将“权衡”定义为一种或多种 ESs 的增加, 会相应地引起其他服务的减少, 即为此消彼长的客观权衡规律^[7]。生态系统服务簇 (Ecosystem service bundles, ESBs) 是指在时空尺度上重复出现的 ESs 集合^[3]。已有研究采用生产可能性边界法^[8]、相关系数法^[9]、权衡协调度模型^[10]和贝叶斯信念网络^[11]等方法分析了区域 ES 权衡/协同。然后, 借助双变量空间自相关^[12]、冷热点分析^[13]或地理加权回归 (Geographically weighted regression, GWR)^[14]可视化 ES 权衡/协同的空间异质性, 为 ES 关系研究提供丰富的理论基础。然而, 单纯的进行 ES 关系分析并不能形成基于过程的生态管理对策。政策制定者在进行生态管理规划时需要探寻 ES 关系形成的内在机理, 厘清 ESs 和其关系对各种驱动因子的响应情况, 制定大范围、系统性的生态分区管理方针。目前, 基于 ESs 的区划多采用 K-means 聚类法^[15]、结构方程模型^[16]以及自组织映射网络 (Self-organizing feature map, SOFM)^[17]识别各类 ESBs, 以簇内各类 ESs 配置情况划分生态功能区并探寻各簇类的关键驱动因子。然而, 考虑到 ESBs 的时空异质性^[18], 还需从其长期变化趋势的角度划分生态功能区, 以统筹时空维度, 提升生态治理整体效能。

以往的研究大都局限于长时间序列的单一空间尺度或较大尺度下对 ES 权衡/协同的空间分布特征、规律进行描述。但考虑到不同空间尺度下的自然基底、驱动因子的差异, 导致 ESs 供应的时空分布具有明显的差异性^[19]。另外, 考虑到我国现行的国土空间规划政策, 有关 ESs 的决策制定也应具有尺度依赖性特点^[14, 18]。因此, 为了确保可持续生态分区管理对策的科学性和合理性, 亟需在跨尺度 ESs 供应分析的基础上, 开展长时间序的 ES 权衡/协同研究, 明确 ES 关系的时空演化特征、主导驱动机制, 并探索多尺度下可实施的生态功能区划方法。

黄泛区是中国典型的河流泛滥区, 上世纪三十年代末, 受到花园口决堤事件的影响其自然条件和社会经济状况受损严重。经过建国后近七十多年的改造, 该区农田生态虽已得到修复, 但在兼顾中国粮食安全和城市化进程方面, 粮食生产 (Food production, FP)、产水服务 (Water yield, WY)、固碳服务 (Carbon sequestration, CS) 和土壤保持服务 (Soil conservation, SC) 的供应能力会受彼此制约, 表现出复杂的相互作用。当前尚未有研究分析黄泛区 ES 权衡/协同的时空动态, 不利于该区域进行可持续的生态分区管理。基于此, 本文构建了 ES 权衡/协同的时空动态分析框架, 并根据不同时空尺度下的分簇结果确定生态分区, 旨在探讨: (1) 跨尺度 ES 权衡/协同时空动态特征和关键驱动因子; (2) 结合 ESBs 的现状特征和长期变化趋势的跨尺度生态分区方案。研究结果可为理解黄泛区不同尺度下 ES 关系的演化机制、明确生态功能区划依据提供科学支撑, 具有重要的理论意义与实践应用价值。

1 研究区域与数据来源

1.1 研究区域

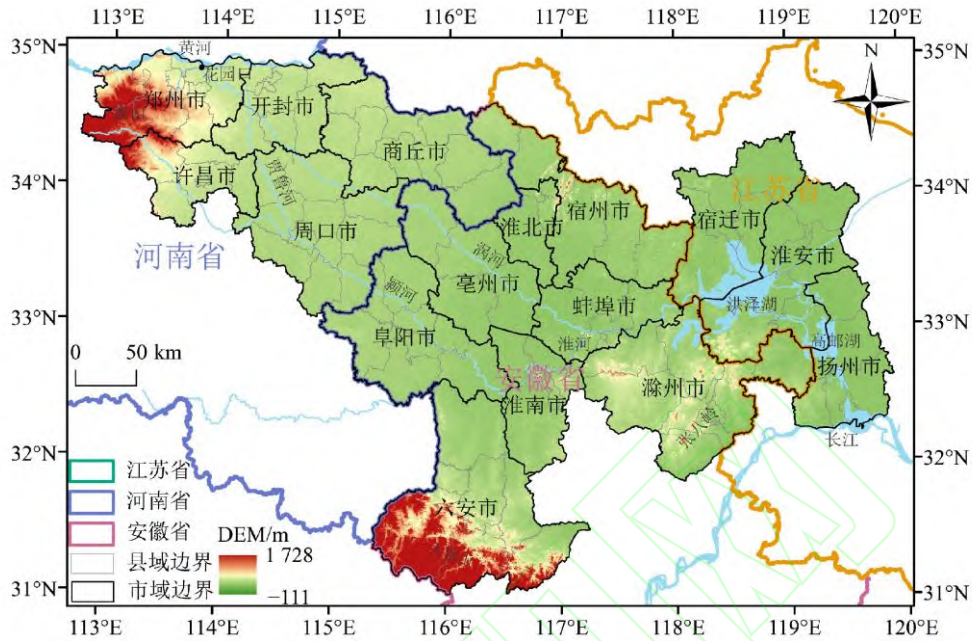


图 1 研究区概况图

Fig.1 Overview of the study area

1938 年 6 月河南省郑州市附近的花园口决堤，黄河水改道泛滥，一路沿贾鲁河入颍河注入淮河，另一路沿涡河注入淮河，淹没河南、安徽、江苏等三省 44 县，形成如今的黄泛区^[20]。本文依据花园口事件涉及的 44 个县所在的完整市级行政单元重新将黄泛区划分为三省 16 市 114 区县，面积约为 $1.38 \times 10^5 \text{ km}^2$ （图 1）。黄泛区北接黄河南临长江，淮河及其支流贯穿其中部。西部为嵩山、南部为大别山，东南部为张八岭，东部为洪泽湖、高邮湖。该区域属于地处暖温带半湿润气候区，年均降水量约为 800 mm，年际差异大；气温约为 14℃，光照充足。从土地利用类型看，研究区以耕地为主，面积占比约为 74%，近年来，受人口增长和城市化加速推进的影响，大量耕地及其他生态用地逐渐向建设用地转变。

1.2 数据来源

本文研究采用多源数据（表 1），所有数据均利用 ArcMap10.3 软件重采样至 1 km 网格大小并统一投影到 WGS_1984_UTM_Zone_50N。

表 1 数据来源描述

Table 1 Description of data sources

数据名称	数据来源
土地利用/土地覆盖 (LULC)	Yang 等 ^[21]
潜在蒸散量	国家地球系统科学数据中心 (https://www.geodata.cn)
根系限制层深度	(https://doi.org/10.1038/s41597-019-0345-6)
植物可用含水量	世界土壤信息 (https://www.isric.org)
数字高程模型 (DEM)	地理空间数据云 (https://www.gscloud.cn)
根深、土壤质地和有机碳含量	世界土壤数据库 (HWSD)
粮食产量	中国统计年鉴 (https://www.cnki.net)
碳库	参考相关文献
WY 生物物理表	粮食和农业组织 (FAO)
降水	资源环境科学数据平台 (https://www.resdc.cn)
归一化植被指数 (NDVI)	

2 研究方法

2.1 不同时空尺度下生态系统服务的量化

黄泛区作为中国的粮食主产区，主要提供 FP。但考虑到粮食生产和城市化进程中巨大的需水量、碳排放量，故 WY、CS 与 FP 之间存在复杂的相互作用。同时，河流泛滥带来的大量泥沙也威胁着该区的土壤肥力和稳定性，间接影响其它三种服务类型的耦合关系。因此，本文选择 FP、WY、CS 和 SC 这四种 ESs 作为黄泛区的关键 ESs。

本文主要采用 InVEST 模型和供应量化公式量化上述四种关键 ESs 供应（表 2）。另外，为了兼顾精细尺度下的机理分析和行政尺度下的政策实施，本研究选择在 1 km 和县域两个尺度下进行。

表 2 量化生态系统服务的主要方法和参考文献

Table 2 Methods and main references for evaluating ESs

生态系统服务	供应量化具体公式
粮食生产服务 (FP)	<p>根据 NDVI 占比将黄泛区各市粮食产量分配至耕地栅格，具体的公式如下：</p> $F_i = F_j \times \frac{N_i}{N_j}$ <p>式中：F_i 为第 i 个像元的粮食产量；F_j 为黄泛区第 j 市主要农作物产品（小麦、玉米、豆类、块茎和油料作物）和主要畜产品（猪牛羊肉、家禽和蛋奶）的总产量（公斤）；N_i 为单位像元内耕地的 NDVI 值；N_j 为第 j 市所有耕地的 NDVI 值之和</p>
产水服务 (WY)	<p>根据水热平衡原理，将实际蒸散量和降水量之差视为每个栅格的 WY，具体公式如下：</p> $Y_{ij} = \left(1 - \frac{A_{ij}}{P_i}\right) P_i \text{ 其中 } \left(\frac{A_{ij}}{P_i} = \frac{1 + w_i \frac{PET}{P_i}}{1 + w_i \frac{PET}{P_i} + \left(\frac{PET}{P_i}\right)^{-1}}\right)$ <p>式中：Y_{ij} 为土地利用类型 j 中第 i 个像元的年产水量；P_i 为第 i 个像元的年降水量；A_{ij} 为土地利用类型 j 中第 i 个像元的年实际蒸散量^[22]；w_i 为第 i 个像元的自然气候-土壤系数^[23]；PET 为年潜在蒸散量，由黄泛区 1 km 逐月潜在蒸散发计算得来</p>
固碳服务 (CS)	<p>根据不同土地利用类型中 C_{above}、C_{below}、C_{dead} 和 C_{soil} 的平均碳密度乘以各地类的面积确定各碳库碳储量，其碳储量之和为 C_{tot}，具体的公式如下：</p> $C_{tot} = C_{above} + C_{below} + C_{soil} + C_{dead}$ <p>式中：C_{tot} 为总碳储量；C_{above} 为地上碳储量；C_{below} 为地下碳储量；C_{dead} 为凋亡碳储量；C_{soil} 为土壤碳储量。参照相关研究修正黄泛区各碳库碳密度^[14]。按照耕地、林地、灌木、草地、水域、裸地和不透水面的顺序，C_{above} 分别为 4.5, 5.1, 2.0, 2.7, 0.6, 0.1, 0.1 ($t \text{ hm}^{-2}$)；C_{below} 分别为 0.9, 1.0, 0.5, 0.5, 79, 0, 0 ($t \text{ hm}^{-2}$)；C_{dead} 分别为 0.6, 4.0, 2.5, 0.2, 0, 0, 0 ($t \text{ hm}^{-2}$)；C_{soil} 分别为 71, 4.2, 2.6, 43, 81.1, 53.3, 60 ($t \text{ hm}^{-2}$)</p>
土壤保持服务 (SC)	<p>根据实际土壤侵蚀量和潜在土壤流失量确定土壤保持服务量，具体的公式如下：</p> $S_i = R_i - U_i = R \times K \times L - R \times K \times L \times C \times P$ <p>式中：S_i 为第 i 个像元的土壤保持量；R_i 为第 i 个像元的潜在土壤流失量；U_i 为第 i 个像元的实际土壤侵蚀量；R 为降雨侵蚀力因子；K 为土壤可侵蚀性因子；L 为地形起伏度因子，本文将黄泛区 DEM 作为输入数据；C 和 P 分别为植被覆盖和作物管理因子和水土保持措施因子，各因子的计算方法详见参考文献^[24-26]</p>

2.2 跨时空尺度下的生态系统服务关系分析

2.2.1 Pearson 相关性分析方法

相关性分析方法普遍被用于定量分析 ES 权衡与协同关系的强度和方向上^[27]。首先建立网格大小为 1 km 的渔网，将 ESs 的栅格数据赋值至点，进行相关性分析。在两个尺度下，使用 Pearson 相关性分析方法定量分析四个时期中 6 个 ES 对之间的权衡与协同关系。Pearson 相关性分析方法在 R 语言中用“corrplot”包实现。

2.2.2 双变量空间自相关分析

为了弥补传统的相关性分析无法明确 ES 关系之间空间异质性的不足，采用 GeoDa 软件进行双变量空间自相关分析将 ES 关系的时空分布可视化。通过双变量局部空间关联指数（LISA）

聚类图来表达 ESs 间的局部相关性。在 LISA 图中可将 HH (High-High)、LL (Low-Low)、HL (High-Low)、LH (Low-High) 四种集聚方式定义为四种不同程度的权衡和协同类型, 即 HH—强协同、HL—弱协同、LH—弱权衡、LL—强权衡。

2.3 不同时空尺度下社会生态驱动因子的探查

通过地理探测器模型检验因子分布与 ESs 及其关系分布的空间一致性, 并依此判断何种影响因子对其驱动力最大。使用模型中的单因子探测和双因子交互探测, 探查 4 个 ESs 和 6 个服务对在不同时空尺度下的社会生态驱动因子。首先, 通过文献计量分析, 筛选出 14 个频次较高的驱动因子^[14, 28]。其次, 通过 R 语言中的“GD”包实现基于最优参数的地理探测。

在地理探测器模型中, 将 ESs、ES 权衡/协同作为因变量 Y (共 10 个), 14 个驱动因子作为分类变量 X, 量化各驱动因子对地理数据空间分异的解释程度。通过双因子交互探测来识别不同因子叠加作用下是否会增强或减弱对因变量 Y 的解释力, 具体公式如下:

$$q = 1 - \frac{1}{N\sigma^2} \sum_1^h N_h \sigma_h^2 \quad (1)$$

式(1)中, q 表明一种社会生态因子解释了 $q \times 100\%$ ESs 和 ES 对的空间异质性; h 代表社会生态因子的层; N 和 N_h 分别表示全区的单元数和层 h ; σ_h^2 和 σ^2 表示层 h 和全区 Y 值的方差。

表 3 跨时空尺度下生态系统服务及服务对的社会生态驱动因子分类

Table 3 Classification of socio-ecological drivers of ESs and service pairs across spatio-temporal scales

类型	指标	缩写
生物物理指标	高程	dem
	温度	tem
	降水	pre
	NDVI	ndvi
景观构成	耕地占比	crp
	林地占比	frt
	草地占比	grs
	水域占比	wat
	建设用地占比	imp
景观格局	蔓延度指数	con
	香农多样性指数	shdi
	景观形状指数	lsi
社会经济因子	GDP	gdp
	人口密度	pop

2.4 生态系统服务簇识别

采用 R 语言中的“Kohonen”包执行自组织映射法 (SOFM) 对不同 ESs 进行分簇研究, 对高维数据进行降维和聚类分析^[29, 30]。通过分簇研究, 将相似的 ESs 聚为一类, 揭示它们之间的相似性和差异性并揭示不同 ESs 在空间上的分布规律, 辨别不同区域 ESs 的特点和重要性。

3 结果分析

3.1 生态系统服务的时空分布特征

1990—2020 年间, 黄泛区 ESs 呈现明显的空间异质性, 其中 CS 和 SC 的空间格局基本稳定, FP 和 WY 的空间分布差异较大 (图 2)。FP 的高值区主要位于耕地为主的黄泛平原, 尽管耕地面积占比由 81.59% 降至 73.81%, 但高值区范围明显扩张, 单位面积 FP 显著提升。WY 高值区集中在淮河以南、大别山以北。CS 与 SC 分布格局相似, 但高低值区相反, 黄泛区南部的大别山区为 SC 高值区和 CS 低值区。

ESs 的年际变化在两个尺度上均相似，但不同类型差异显著。CS 均值虽呈下降趋势，但总体稳定在 $7.48 \times 10^3 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ 。FP 均值大幅上升，两尺度下均由 $303 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ 增至 $550 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ 。WY 和 SC 均值先降后升，WY 从 2010 年的 561 mm 增至 727 mm ；SC 自 2000 年起转为上升， 1 km 尺度下由 $6.58 \times 10^3 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ 增至 $1.08 \times 10^4 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ ，县域尺度下则由 $6.61 \times 10^3 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ 升至相同水平。

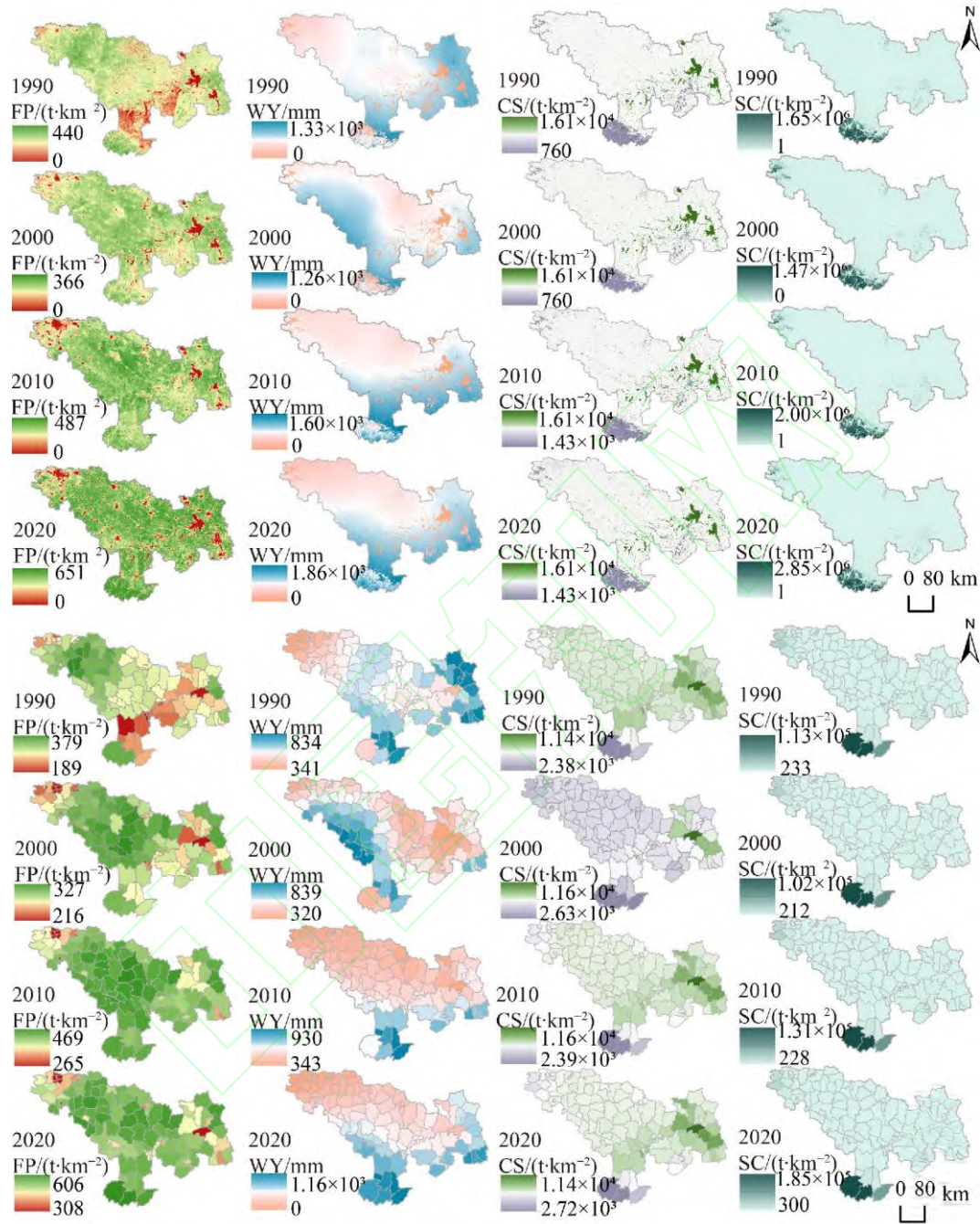


图 2 生态系统服务的时空分布特征

Fig2 The spatio-temporal distribution characteristics of ESs

3.2 生态系统服务的权衡/协同的时空动态

3.2.1 两个尺度下生态系统子服务的关系

Pearson 相关性分析结果显示（表 4），所有年份下的 ES 关系都有尺度相似性。自 2000 年起，两个尺度下四期的 ES 对大多为协同关系，仅少数涉及 SC 的 ES 对为权衡关系。1990—2000 年，FP-CS、WY-CS 在两个尺度下均发生权衡到协同的关键方向转变；WY-SC 也于 2000—2010 年发生相同转变。从协同/权衡强度来看，最强权衡为 1990 年县域尺度下的 CS-SC 对，最强协同为 2000 年 1 km 尺度下的 WY-CS 对。分阶段看，FP-WY、FP-CS、WY-CS、WY-SC 在三个时期

(1990—2000年、2000—2010年、2010—2020年)均在两个尺度下的沿协同作用方向变化。其中, FP-WY、FP-CS 表现为先升、后降再上升的波动变化趋势; WY-CS 在 1990—2000 年上升, 之后连续下降。WY-SC 则先降后升。整体来看, 1990—2020 年间, 在 1 km 尺度下, 除 FP-SC 和 CS-SC 外, 其余 ES 对均呈上升趋势; 县域尺度下, 仅 WY-CS 为下降, 其余均上升。

表 4 生态系统服务之间的相关性

Table 4 The correlation between ecosystem services

尺度	年份	FP-WY	FP-CS	WY-CS	FP-SC	WY-SC	CS-SC
1 km	1990	0.236**	-0.416**	-0.265**	0.141**	-0.033**	-0.357**
	2000	0.394**	0.354**	0.748**	0.024**	-0.095**	-0.371**
	2010	0.203**	0.218**	0.447**	0.010**	0.132**	-0.356**
	2020	0.298**	0.313**	0.338**	0.075**	0.185**	-0.356**
县域	1990	-0.029	-0.356**	0.024	0.078	-0.028	-0.733**
	2000	0.488**	0.439**	0.560**	-0.037	-0.183	-0.702**
	2010	0.257**	0.198*	-0.036	0.013	0.219*	-0.703**
	2020	0.340**	0.280**	-0.149	0.154	0.282**	-0.687**

*表示在 0.05 水平上显著, **表示在 0.01 水平上显著

3.2.2 生态系统服务权衡/协同的时空分布

黄泛区 ESs 间局部空间自相关均通过 95% 的显著性检验, 权衡与协同关系具有较强的空间异质性(图 3)。同一时空尺度内存在明显局地差异。例如 2000 年 1 km 尺度下, FP-WY、FP-CS、WY-CS 的空间协同关系显著, CS-SC 则以空间权衡为主。具体来看, FP-WY 的强协同(19%)主要集中在西部平原及洪泽湖、高邮湖附近; FP-CS 的强协同(19%)在非山地区广泛分布; WY-CS 的强协同(16%)集中于涡河与淮河交界处以南; 而 CS-SC 的强权衡(27%)则主要分布在淮河以北。1990—2000 年为空间权衡与协同变化最显著时期, 两个尺度下 FP-WY、FP-CS、WY-CS 发生了明显优化(协同面积/协同县域个数占比增加); 而 WY-SC 则表现出明显退化(权衡面积/权衡县域个数占比增加)。进一步分析显示, 1990—2000 年间, 1 km 尺度下 FP-CS 和 WY-CS 分别有 23% 和 19% 的区域转为协同, 县域尺度下分别有 19% 和 14% 的县域实现协同优化; 2000—2010 年, WY-SC 在 1 km 和县域尺度下均有 13% 转向协同, 与上文 WY-SC 在此阶段实现权衡向协同的转化一致。从 1990—2020 年整体趋势来看, 1 km 尺度下除 FP-SC 退化外, 其余 5 对 ES 关系均优化; 县级尺度下除 WY-CS、CS-SC 外, 其余 4 对 ES 对均呈协同增强趋势, 进一步验证了 ES 关系在不同时空尺度下的动态性和差异性。

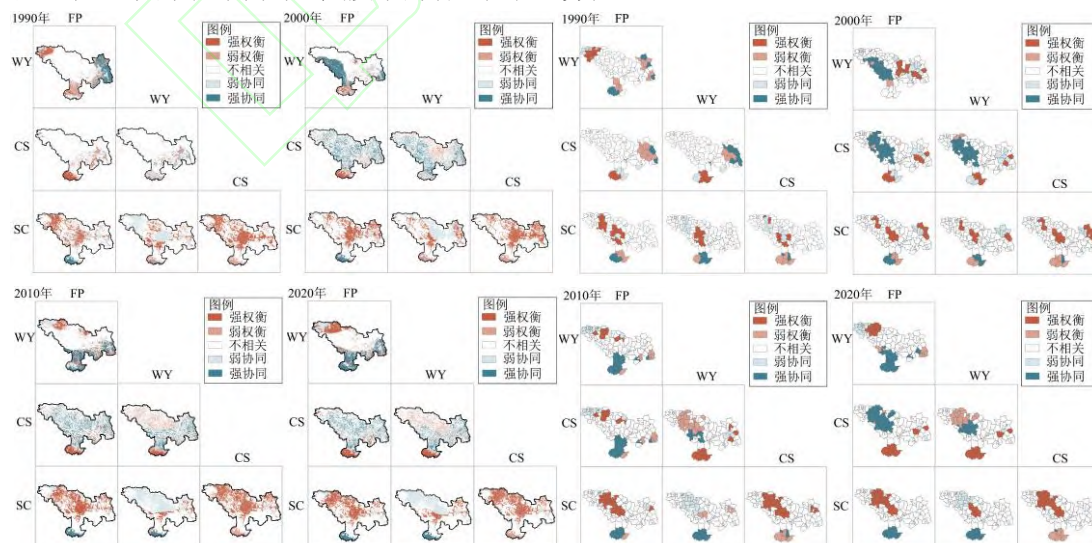


图 3 生态系统服务权衡/协同的时空分布
Fig.3 The spatio-temporal distribution of ES trade-offs/synergies

3.2.3 生态系统服务权衡/协同时空动态变化的驱动因素

单因子探测的结果表明（表 5、6），自然因子的解释力普遍大于社会经济因子，且部分因子在不同尺度下对某种 ES 或 ES 对具有长期稳定的主导作用。例如，NDVI 对 FP 和年平均降水量对 FP-WY 在两个尺度下始终占主导地位。但也存在主导因子随时间变化的情形，如县级尺度下的 CS 在不同阶段由年均降水量、耕地面积占比、森林面积占比交替驱动。

双因子交互作用进一步提升了解释力。解释力最高的三个主导交互因子均通过 95%的置信区间检验（表 5、6）。与单因子不同，综合自然因子和由城市化驱动的因素（景观组成、景观格局、社会经济因子），能更加充分的解释各类 ES 及其权衡/协同的变化。例如，2020 年的县域尺度下，年均降水量与 NDVI 交互作用对 FP-CS 的解释力最高（0.582），其次为景观形状指数与年均降水量（0.569）和人口密度与年均降水量（0.563）。总体上，任何两个因子之间的交互作用都大于其单独作用。

耦合两种因子探测方式发现，单因子作用中解释力最强的因子在双因子交互探测中更容易与其他因子产生较强的交互解释力。例如，在两种尺度下对 ESs 及其关系稳定影响的因子，其与其他因子的交互探测的解释力均为相应因变量的前三名。此外，不同时空尺度对因子解释力有显著影响，县域尺度下土地利用各类型占比对 ESs 及其协同关系的解释力明显强于 1 km 尺度，进一步验证了多尺度分析 ES 关系的必要性。

表 5 1 km 尺度下对不同生态系统服务和其关系的单因子、双因子交互探测结果

Table 5 Single factor and dual factor interaction detection results of ESs and their relationships at a 1 km scale

ESs/ES 关系	主导单因子				主导交互因子 1			
	90	00	10	20	90	00	10	20
FP	ndvi: 0.892	ndvi: 0.647	ndvi: 0.651	ndvi: 0.667	ndvi&tem: 0.899	ndvi&dem: 0.664	ndvi&gdp: 0.664	ndvi&lsi: 0.677
WY	ndvi: 0.183	pre: 0.438	pre: 0.519	pre: 0.56	ndvi&pre: 0.361	pre&ndvi: 0.496	pre&tem: 0.549	pre&ndvi: 0.611
CS	dem: 0.279	ndvi: 0.279	ndvi: 0.081	ndvi: 0.222	dem&ndvi: 0.496	ndvi&pop: 0.354	ndvi&pop: 0.193	ndvi&pop: 0.317
SC	dem: 0.564	dem: 0.546	dem: 0.507	pre: 0.543	dem&pre: 0.612	dem&pre: 0.662	dem&pre: 0.683	pre&dem: 0.676
FP-WY	pre: 0.284	pre: 0.156	pre: 0.082	pre: 0.297	pre&ndvi: 0.335	pre&ndvi: 0.204	pre&dem: 0.131	pre&dem: 0.388
FP-CS	pre: 0.564	pre: 0.340	pre: 0.310	pre: 0.368	pre&ndvi: 0.663	pre&ndvi: 0.396	pre&wat: 0.324	pre&dem: 0.430
WY-CS	pre: 0.319	pre: 0.144	pre: 0.210	pre: 0.274	pre&ndvi: 0.460	pre&shdi: 0.187	pre&pop: 0.215	pre&dem: 0.310
FP-SC	tem: 0.072	dem: 0.193	pre: 0.101	pre: 0.154	tem&pre: 0.194	dem&pre: 0.264	dem&tem: 0.124	pre&dem: 0.231
WY-SC	dem: 0.071	dem: 0.139	pre: 0.088	pre: 0.073	tem&pre: 0.181	dem&pre: 0.222	pre&tem: 0.116	pre&dem: 0.145
CS-SC	pre: 0.109	dem: 0.160	pre: 0.096	pre: 0.148	pre&dem: 0.232	dem&pre: 0.274	pre&tem: 0.119	pre&dem: 0.198

表 6 县域尺度下对不同生态系统服务和其关系的单因子、双因子交互探测结果

Table 6 Single factor and dual factor interaction detection results of ESs and their relationships at a county scale

ESs/ES 关系	主导单因子				主导交互因子 1			
	90	00	10	20	90	00	10	20
FP	ndvi: 0.922	ndvi: 0.859	ndvi: 0.906	ndvi: 0.902	ndvi&pop: 0.944	ndvi&shdi: 0.8824	ndvi&frt: 0.923	ndvi&crp: 0.930
WY	pre: 0.667	pre: 0.641	pre: 0.712	pre: 0.819	pre&crp: 0.833	pre&wat: 0.813	pre&wat: 0.804	pre&wat: 0.878
CS	pre: 0.517	crp: 0.666	pre: 0.526	frt: 0.492	frt&wat: 0.765	crp&imp: 0.830	crp&pop: 0.854	crp&imp: 0.767
SC	pre: 0.883	frt: 0.820	frt: 0.898	frt: 0.864	pre&dem: 0.927	dem&gdp: 0.893	frt&gdp: 0.971	dem&pre: 0.934
FP-WY	pre: 0.504	pre: 0.195	pre: 0.384	pre: 0.549	pre&shdi: 0.609	pre&tem: 0.418	pre&ndvi: 0.505	pre&ndvi: 0.685
FP-CS	pre: 0.385	Imp: 0.343	pre: 0.401	pre: 0.539	pre&tem: 0.532	shdi&pop: 0.459	pre&tem: 0.495	pre&ndvi: 0.582

WY-CS	imp: 0.616	imp: 0.391	shdi: 0.297	pre: 0.326	imp&ndvi: 0.741	pre&pop: 0.496	shdi&dem: 0.479	pre&dem: 0.575
FP-SC	crp: 0.139	shdi: 0.139	crp: 0.176	dem: 0.219	crp&con: 0.313	shdi&pre: 0.350	ndvi&wat: 0.339	dem&tem: 0.425
WY-SC	crp: 0.183	pre: 0.176	crp: 0.150	wat: 0.150	wat&shdi: 0.297	pre&shdi: 0.389	con&gdp: 0.332	wat&pop: 0.393
CS-SC	crp: 0.224	shdi: 0.169	crp: 0.144	pre: 0.217	wat&pop: 0.344	shdi&pre: 0.398	crp&tem: 0.324	dem&shdi: 0.397

3.3 基于生态系统服务簇时空动态的生态功能分区

黄泛区 1 km 和县域两个尺度下识别出不同类型的 ESBs: 1 km 尺度包括固碳服务簇、水土保持簇、生态脆弱簇和关键协同簇 4 类 (图 4); 县域尺度下包括关键协同簇、水土保持簇和固碳服务簇 3 类 (图 5)。

1990—2020 年间, 两个尺度均表现出 ESBs 的显著转化, 尤以 2010—2020 年最为集中, 关键转化类型为固碳服务簇向关键协同簇转变。以周口市为例, 1 km 尺度下 2010 年该区域 98.12% 为固碳服务簇, 2020 年则大规模演变为关键协同簇 (95.37%), 表明生态系统多功能性大幅提升。机制分析表明, 2010 年该地 ES 簇主要受 NDVI 与人口密度的交互影响, 反映出城市绿化和生态修复提升了碳固存能力。然而, 彼时周口仍面临农田沙化、蓄水不足等问题。为此, 地方政府通过兴建水利工程、实施“河长制”、开展生态修复、优化种植结构、退耕还林还草、推进灌溉现代化等措施, 有效提升了区域水源调节与粮食生产能力。2020 年, 该地 ES 簇转化机制转为年降水量与 DEM 交互主导, 表明水文与地形成为关键驱动因子。该转变体现出政策干预与自然条件的联合作用, 也反映了历史事件对 ES 簇演变的深远影响。此外, 两尺度下 ESBs 类型和空间分布数量存在差异, 且随研究尺度扩大, ESBs 呈现出更明显的空间聚集特征。例如, 1990 年县域尺度下未出现关键协同簇, 且县域尺度识别出的 ESBs 类型少于 1 km 尺度。

基于 1990—2020 年服务簇整体变化趋势和 2020 年服务簇现状, 结合服务簇重要性和变化紧迫性, 在两个尺度下共划分出 9 类生态功能区 (见表 7、图 6)。其中, 固碳—长期稳定区由 CS 主导, 分布于城市不透水面 (1 km 尺度) 及郑州市惠济区 (花园口决口处) 周围共 20 个县区 (县域尺度); 水土保持—动态平衡区由 WY 和 SC 主导, 位于六安市南部及大别山区林地; 关键协同—优化提升区由 FP、CS 和 WY 协同主导, 自 1990 年起迅速扩展, 广泛分布于耕地密集区。其他如生态脆弱—加速退化区主要出现在 1 km 尺度下的河湖及高海拔区域, 服务供给薄弱, 缺乏改善趋势。

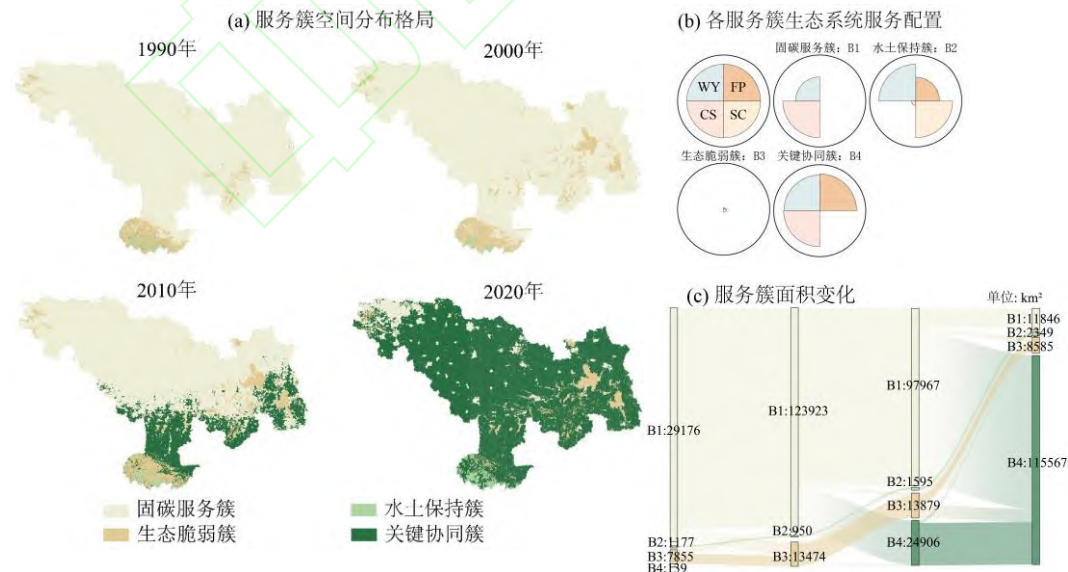


图 4 1 km 尺度下生态系统服务簇的时空分布情况
Fig4 The spatio-temporal distribution of ESBs at a 1 km scale

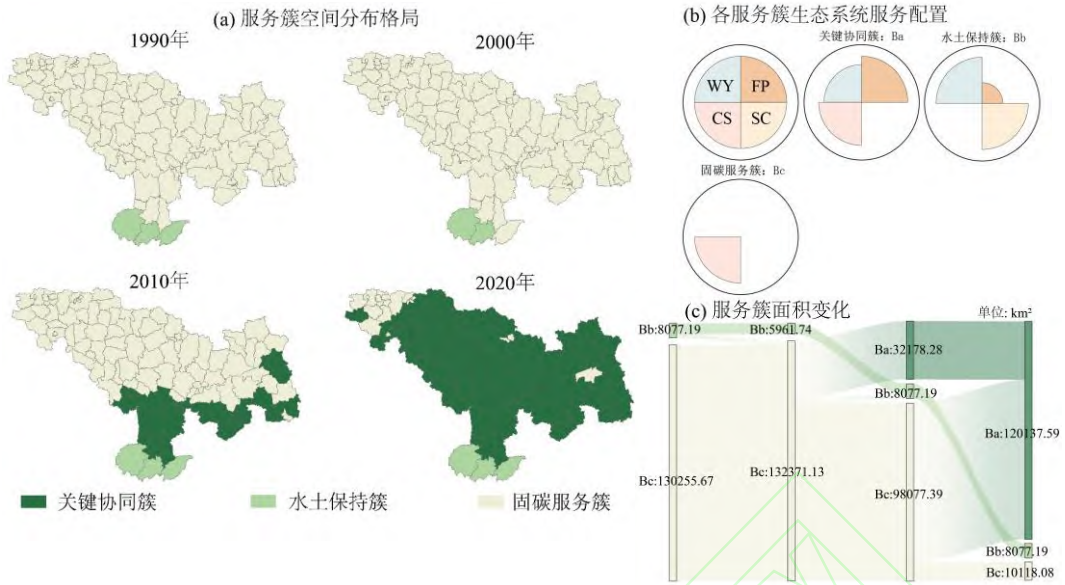


图 5 县域尺度下生态系统服务簇的时空分布情况
Fig5 The spatio-temporal distribution of ESBs at a county scale

表 7 生态功能分区原则
Table 7 Principles of ecological zoning

划分原则		管理优先级
1990—2020 年服务簇整体变化趋势	2020 年服务簇现状	
衰退型	关键协同簇	1
	水土保持簇	2
	固碳服务簇	3
稳定型	生态脆弱簇	4
	关键协同簇	5
	水土保持簇	6
	固碳服务簇	7
改善型	生态脆弱簇	8
	关键协同簇	9
	水土保持簇	10
	固碳服务簇	11
	生态脆弱簇	12

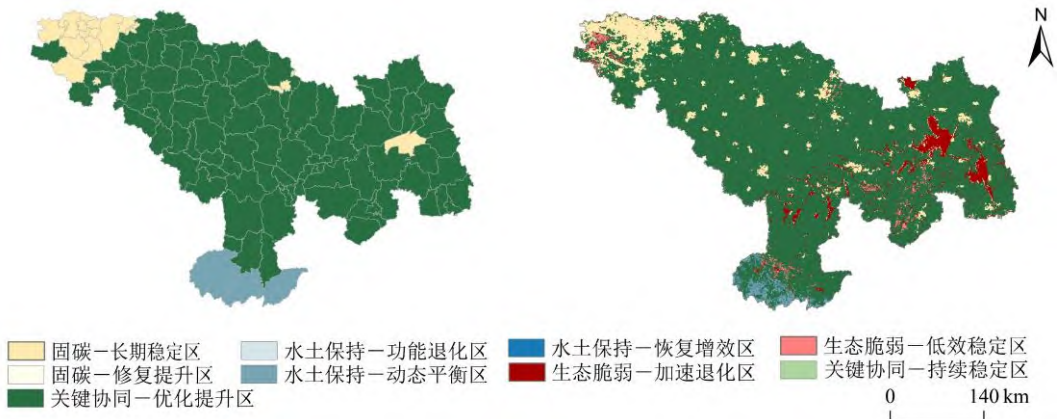


图 6 不同尺度下的生态功能分区

4 讨论

4.1 生态系统服务权衡/协同的尺度效应

近年来, 众多研究聚焦于长时间序列背景下尺度变换对 ES 权衡/协同的影响, 发现其方向、强度与空间分布范围可能随尺度变化而发生显著变化^[14; 31-35]。首先, 本文发现 6 个 ES 对中有 4 对在两尺度下均沿协同方向变化, 说明 ES 权衡/协同在尺度变化下具有较强的鲁棒性, 与 Xu 等^[35]、Yang^[32]、Yuan^[34]的研究一致。这可能归因于不同空间尺度下部分驱动要素(土地利用方式、驱动因子、供给空间分布)的一致性。黄泛区 30 年来以耕地为主的土地利用格局、两尺度下 ESs 供应的年际变化趋势相似, 以及年均降雨量对多个 ES 对的主导作用, 均促使这些关系在尺度变化下保持协同。其次, ES 权衡/协同的强度随尺度变化呈现复杂动态。已有研究指出, 权衡/协同强度可能随着尺度增大而增强^[14; 31; 32]。但 Shen 等^[33]在京津冀地研究中发现, 不同 ES 对的强度变化方向不一, 归因于 ES 对景观要素(土地利用、地形、土壤条件等)的可达性以及这些景观要素的尺度变异性。本文的结果也显示, 不同 ES 对的强度变化不一致(表 4)。例如, CS-SC 权衡强度随尺度扩大而增强, 可能是由于县域范围内涵盖更多样的生态系统和土地利用类型, 加剧了协调二者关系的难度。最后, 与小尺度相比, 较大尺度下 ES 权衡/协同空间聚合程度变小(图 3), 与 Xu 等^[35]在宁夏的研究相似。这可从两方面解释: 一是县域尺度掩盖了更精细的网格尺度中观察到的部分地方异质性, 如城市化进程中建设用地扩张对 ESs 的局部影响易被平均化; 二是较大尺度下, 政策干预与地理环境的整体性等因素更易在县域层面显现。因此, 对 1 km 尺度下的精细分析不能直接外推至县域尺度。为提升对局地特征的识别和 ES 关系的解释力, 未来研究应结合多尺度数据, 引入更高分辨率的土地利用信息, 制定兼顾精细性与整体性的跨尺度生态系统管理策略。

4.2 生态系统服务权衡/协同时空动态的影响因素

本文主要通过 ESs 时空分布特征及关键驱动因子的组合演变, 探讨 ES 权衡/协同时空动态的内在机理。首先, ESs 的分布差异显著影响其相互关系。黄泛区 ESs 整体呈现明显的空间异质性, 1990—2000 年间, 在 NDVI 主导下淮河南部的单位面积粮食产量显著提升, 而 CS 分布始终保持稳定, 从而推动了 FP-CS 关系由权衡向协同的转变。由此看来, 不同地区的生物物理特性通过影响 ESs 供应的空间格局, 进而影响其相互关系的时空演变^[36]。其次, 景观构成、景观格局及社会经济因子的纳入能促进 ES 权衡向协同的转化。研究发现, 1990—2000 年 FP-CS、WY-CS 及 2000—2010 年 WY-SC 权衡向协同方向的转变可归因于关键驱动因子组合的变化(表 4、5、6)。例如, 1990 年 WY-CS 在 1 km 尺度下主要受年均降水量和 NDVI (46.0%) 的交互影响, 而 2000 年的前三位主导交互因子分别为年均降水量与两个景观格局指数 (18.7%、18.6%)、年均降水量与人口密度 (18.2%)。这与 He 等^[37]和 Zheng 等^[38]的观点一致, 即通过优化农业管理、景观配置和多方参与, 可有效缓解 ES 权衡。值得注意的是, 尽管本研究已将 GDP 和人口密度作为基本社会经济因子纳入驱动机制分析, 但退耕还林、生态补偿等政策干预尚未作为空间显式变量引入, 可能导致部分社会经济因子的解释力被低估。最后, 驱动因子对 ES 权衡/协同空间分布的影响有规模效应。已有研究表明, 随着尺度扩大, 自然因子的影响逐渐减弱, 而社会经济因素与土地利用方式的影响增强^[39; 40]。本研究发现县域尺度下将土地利用类型占比作为主导因子, 对 ESs 或 ES 协同关系的解释力更强(表 6)。一方面, 自然因素在精细尺度下的空间异质性更显著、变异性更强^[40]。另一方面, 县域尺度下自然背景相对趋同, 而政策统一管理下土地利用方式的空间异质性更显著^[40; 41]。综上, 人类干预背景下, 不同驱动因子的交互在一定程度上有助于缓解 ES 权衡、实现协同增效。然而, 驱动因子本身具有规模效应, 且当前研究在社会经济因子的覆盖方面仍有不足, 未来需在多尺度框架下引入政策干预类变量, 提升对 ES 关系演变机制的解释力和管理建议的针对性。

4.3 差异化空间管理的启示

本文创新性地基于 ESBs 划分长期生态功能区的方法,兼具科学性与实用性。该方法融合多种 ES 关系及其时空变化,结合尺度差异,有助于识别生态状态并制定多层级管理策略。相比基于单一服务或行政边界的划分,更能体现生态过程整体性,适用于黄泛区等生态格局复杂区域。长期功能区的划分提供了稳定的空间决策单元,可提升政策的针对性和可持续性。不同功能区在生态特征、驱动机制和服务变化上差异明显,需因地制宜制定相应管理策略,具体如下:

水土保持—功能退化区(优先级为 2)零星分布于 1 km 尺度下大别山区的林地和耕地上,受降水与坡度的交互影响,水土流失风险较高。应优先恢复天然植被,避免依赖低效的人工林或灌草系统;沿等高线构建 10–30 米宽的乔灌草三层缓冲带;坡度超过 25°的耕地应划定生态红线并实施退耕还林。生态脆弱—加速退化区(优先级为 4)仅现于 1 km 尺度下,城市化进程导致淮河流域大量水体转为耕地和建设用地,人口高度集中,生态缓冲功能显著削弱,生态系统持续退化。建议以“水—碳—粮”服务流路径为基础划定补偿标准,统筹推进“工程修复—污染控制—生态补偿—遥感监测与预警”策略,逆转退化趋势。

关键协同—持续稳定区(优先级为 5)分布于 1 km 尺度下大别山区的耕地和不透水面上,年降水量与坡度、NDVI 交互解释力强。建议在保持当前稳定状态的基础上,防范极端降水引发的服务协同弱化,增强区域韧性。水土保持—动态平衡区(优先级为 6)在县域尺度上受人类活动挤压,水域占比下降威胁水土保持功能的长期稳定。应划定水域保护红线,严控六安市南部 3 县人口密集区持续侵占现有河道和湿地;通过退耕还湿提升水域占比;1 km 尺度下,可沿等高线构建 10–30 米宽的乔灌草三层缓冲带,减缓径流速度;通过土壤裸露识别提高林地覆盖率;还可在雨季进行网格级林地封禁,以维持微观层面的水土保持动态平衡。固碳—长期稳定区(优先级为 7)县域可通过城镇污水处理系统优化、节水型产业结构转型、屋顶绿化等措施,协同推进减污、节水、降碳、水土保持等多目标治理;1 km 尺度应聚焦生境修复,提升植被覆盖,并建设微型集水设施维持 CS 的长期稳定。生态脆弱—低效稳定区(优先级为 8)仅现于 1 km 尺度。建议划定生态红线,优先增强生态恢复力,逐步引导其先向水土保持功能区过渡,防止进一步退化。

关键协同—优化提升区(优先级为 9)县域尺度下,耕地可发展节水灌溉与碳汇农业;林地优先实施涵养水源、提升碳汇的生态优化措施;1 km 尺度可通过斑块级植被优化,提高 FP 和 CS 供应,减缓水土流失对 WY 的负面影响。水土保持—恢复增效区(优先级为 10)仅现于 1 km 尺度下。在高降水区应因坡设策优化水土保持;合理排水防止积水引发坡面侵蚀。固碳—修复提升区(优先级为 11)零散分布于 1 km 尺度下的固碳—长期稳定区内部。可通过提升农田碳汇能力,在受水分胁迫的地区种植耐旱固碳树种等方式,同时协调 CS 与 FP、WY 的关系,推动向更高价值簇类转化。

5 结论

本研究从空间演化与驱动机制两个方面,分析了黄泛区 ES 权衡/协同关系的动态变化特征。首先,近 30 年来黄泛区 ESs 及其关系呈现明显的空间异质性,不同尺度下相同 ES 与 ES 关系的年际变化相似,粮食生产—固碳、产水—固碳和产水—土壤保持 3 个服务对发生了从权衡到协同的关键方向转变。其次,区域内双因子交互作用对 ESs 及其关系的影响均大于单个因子,尤其是自然因子与城市化驱动的因子交互具有更强解释力。借助 ESBs 的现状特征和长期变化趋势在两尺度下共划分出 9 种生态功能区,并结合不同尺度下的关键驱动因子从不同管理优先级的角度提出差异化的生态管理建议。研究结果可为黄泛区不同尺度下 ESs 功能的协同优化及长期生态分区管理提供科学参考。

参考文献:

- [1] DAILY G C. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems[M]. Washington DC: Island Press, 1997: 392.
- [2] COSTANZA R, DE GROOT R, BRAAT L, *et al.* Twenty Years of Ecosystem Services: How Far Have We Come and How Far Do We Still Need to Go?[J]. *Ecosystem Services*, 2017, 28: 1-16.
- [3] RAUDSEPP-HEARNE C, PETERSON G D, BENNETT E M. Ecosystem Service Bundles for Analyzing Tradeoffs in Diverse

- Landscapes[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2010, 107(11): 5242-5247.
- [4] Millennium Ecosystem Assessment (MEA). Ecosystem and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis[M]. Washington DC: Island Press, 2005: 5.
 - [5] OUYANG Z Y, SONG C S, ZHENG H, *et al.* Using Gross Ecosystem Product (GEP) to Value Nature in Decision Making[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2020, 117(25): 13593-14601.
 - [6] 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.
 - [7] RODRÍGUEZ J P, BEARD J R T D, BENNETT E M, *et al.* Trade-Offs across Space, Time, and Ecosystem Services[J]. Ecology society, 2006, 11(1): 28.
 - [8] JIANG W, GAO G Y, WU X, *et al.* Assessing Temporal Trade-Offs of Ecosystem Services by Production Possibility Frontiers[J]. Remote Sensing, 2023, 15(3): 749.
 - [9] LI B, CHEN N, WANG Y, *et al.* Spatio-Temporal Quantification of the Trade-Offs and Synergies among Ecosystem Services Based on Grid-Cells: A Case Study of Guanzhong Basin, Nw China[J]. Ecological Indicators, 2018, 94: 246-253.
 - [10] GONG J, LIU D Q, ZHANG J X, *et al.* Tradeoffs/Synergies of Multiple Ecosystem Services Based on Land Use Simulation in a Mountain-Basin Area, Western China[J]. Ecological Indicators, 2019, 99: 283-293.
 - [11] LANDUYT D, BROEKX S, GOETHALS P L M. Bayesian Belief Networks to Analyse Trade-Offs among Ecosystem Services at the Regional Scale[J]. Ecological Indicators, 2016, 71: 327-335.
 - [12] LI S C, ZHAO Y L, XIAO W, *et al.* Identifying Ecosystem Service Bundles and the Spatiotemporal Characteristics of Trade-Offs and Synergies in Coal Mining Areas with a High Groundwater Table[J]. Science of The Total Environment, 2022, 807(3): 151036.
 - [13] LIU J M, PEI X T, ZHU W Y, *et al.* Scenario Modeling of Ecosystem Service Trade-Offs and Bundles in a Semi-Arid Valley Basin[J]. Science of The Total Environment, 2023, 896: 166413.
 - [14] XIA H, YUAN S, PRISHCHEPOV A V. Spatial-Temporal Heterogeneity of Ecosystem Service Interactions and Their Social-Ecological Drivers: Implications for Spatial Planning and Management[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2023, 189: 106767.
 - [15] LIN S W, WU R D, YANG F L, *et al.* Spatial Trade-Offs and Synergies among Ecosystem Services within a Global Biodiversity Hotspot[J]. Ecological Indicators, 2018, 84: 371-381.
 - [16] HE L J, ZHENG B F, WAN W, *et al.* Trade-Off and Synergy of Ecosystem Services in the Yangtze River Economic Belt and Its Driving Factors[J]. Environmental Science, 2023, 45(06): 1-12.
 - [17] CROUZAT E, MOUCHET M, TURKELBOOM F, *et al.* Assessing Bundles of Ecosystem Services from Regional to Landscape Scale: Insights from the French Alps[J]. Journal of Applied Ecology, 2015, 52(5): 1145-1155.
 - [18] LIU Q, QIAO J, LI M, *et al.* Spatiotemporal Heterogeneity of Ecosystem Service Interactions and Their Drivers at Different Spatial Scales in the Yellow River Basin[J]. Science of The Total Environment, 2024, 908.
 - [19] PENG J, HU X X, ZHAO M Y, *et al.* Research Progress on Ecosystem Service Trade-Offs: From Cognition to Decision-Making[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(06): 960-973.
 - [20] 肖倩倩. 花园口黄河决堤对黄泛区生态环境的影响[J].中国历史地理论丛, 2023, 38(4): 24-35, 65. [XIAO Qian-qian. The Impact of Huayuankou Yellow River Breach on the Ecological Environment of the Yellow River Floodplain Area[J]. Journal of Chinese Historical Geography, 2023, 38(04): 24-35, 65.]
 - [21] YANG J, HUANG X. The 30 M Annual Land Cover and Its Dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data Discussions, 2021, 13(8): 3907-3925.
 - [22] 周文佐, 刘高焕, 潘剑君. 土壤有效含水量的经验估算研究——以东北黑土为例[J].干旱区资源与环境, 2003 (04): 88-95. [ZHOU Wen-zuo, LIU Gao-huan, PAN Jian-jun. Soil Available Water Capacity and its Empirical and Statistical Models—with a Special Reference to Black Soils in Northeast China[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2003, (04): 88-95.]
 - [23] ZHANG L, DAWES W R, WALKER G R. Response of Mean Annual Evapotranspiration to Vegetation Changes at Catchment Scale[J]. Water Resources Research, 2001, 31(3): 701-708.
 - [24] SHARPLEY A N, WILLIAMS J R. Epic-Erosion/Productivity Impact Calculator: Model Documentation.[J]. Technical Bulletin United States Department of Agriculture, 1990, 329(1255): 421-428.
 - [25] 章文波, 付金生. 不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力[J]. 资源科学, 2003 (01): 35-41. [Zhang Wen-bo, FU Jin-sheng. Rainfall Erosivity Estimation under Different Rainfall Amount[J]. Resources Science, 2003, (01): 35-41.]
 - [26] 潘美慧, 伍永秋, 任斐鹏, 等. 基于 usle 的东江流域土壤侵蚀量估算 [J]. 自然资源学报, 2010, 25(12): 2154-2164. [PAN Mei-hui, WU Yong-qiu, REN Fei-peng, *et al.* Estimating Soil Erosion in the Dongjiang River Basin Based on USLE[J]. Journal of Natural Resources, 2010, 25(12): 2154-2164.]
 - [27] KARIMI J D, CORSTANJE R, HARRIS J A. Bundling Ecosystem Services at a High Resolution in the UK: Trade-Offs and Synergies in Urban Landscapes[J]. Landscape Ecology, 2021, 36(6): 1817-1835.
 - [28] QIAO J, DENG L, LIU H, *et al.* Spatiotemporal Heterogeneity in Ecosystem Service Trade-Offs and Their Drivers in the Huang-Huai-Hai Plain, China[J]. Landscape Ecology, 2024, 39(3): 1-19.
 - [29] KOHONEN T. The Self-Organizing Map[J]. Proceedings of the IEEE, 1990, 78(9): 1464-1480.
 - [30] QI J, LIU H, LIU X, *et al.* Spatiotemporal Evolution Analysis of Time-Series Land Use Change Using Self-Organizing Map to Examine the Zoning and Scale Effects[J]. Environment Urban Systems, 2019, 76: 11-23.
 - [31] ZHANG X, HAN R, YANG S, *et al.* Identification of Bundles and Driving Factors of Ecosystem Services at Multiple Scales in the Eastern China Region[J]. Ecological Indicators, 2023, 158: 111378.
 - [32] YANG M, GAO X, ZHAO X, *et al.* Scale Effect and Spatially Explicit Drivers of Interactions between Ecosystem Services—a Case Study from the Loess Plateau[J]. Science of the Total Environment, 2021, 785: 147389.
 - [33] SHEN J S, LI S C, LIU L B, *et al.* Uncovering the Relationships between Ecosystem Services and Social- Ecological Drivers at Different Spatial Scales in the Beijing-Tianjin- Hebei Region[J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 290: 125193.
 - [34] YUAN Z, LIANG Y, ZHAO H, *et al.* Trade-Offs and Synergies between Ecosystem Services on the Tibetan Plateau[J]. 2024, 158: 111384.
 - [35] XU S, LIU Y, WANG X, *et al.* Scale Effect on Spatial Patterns of Ecosystem Services and Associations among Them in Semi-Arid

- Area: A Case Study in Ningxia Hui Autonomous Region, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 598: 297-306.
- [36] YANG L, LIU Y, LIU Y, *et al.* Spatial-Temporal Dynamics and Drivers of Ecosystem Service Interactions Along the Yellow River Area in Shaanxi Province[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2025, 496: 145095.
- [37] HE L J, XIE Z Y, WU H Q, *et al.* Exploring the Interrelations and Driving Factors among Typical Ecosystem Services in the Yangtze River Economic Belt, China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 351: 119794.
- [38] ZHENG H, WANG L, WU T. Coordinating Ecosystem Service Trade-Offs to Achieve Win-Win Outcomes: A Review of the Approaches[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, 82: 103-112.
- [39] ZHANG X, HAN R, YANG S, *et al.* Identification of Bundles and Driving Factors of Ecosystem Services at Multiple Scales in the Eastern China Region[J]. *Ecological Indicators*, 2024, 158: 111378.
- [40] SPAKE R, LASSEUR R, CROUZAT E, *et al.* Unpacking Ecosystem Service Bundles: Towards Predictive Mapping of Synergies and Trade-Offs between Ecosystem Services[J]. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 2017, 47: 37-50.
- [41] ANDERSSON E, MCPHEARSON T, KREMER P, *et al.* Scale and Context Dependence of Ecosystem Service Providing Units[J]. *Ecosystem Services*, 2014: 157-164.

作者简介: 黄霄宇 (2001 年—), 女, 江苏省徐州市人, 硕士研究生, 研究方向为生态系统服务。E-mail: huangxy2626@163.com