DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2026.06.012 CSTR:32311.14.rswc.2026.06.012
刘德虎, 李佳静, 王琦, 等. 黄河三角洲湿地景观生态风险与水质响应的非线性关系及阈值识别[J]. 水土保持研究,2026,33(6):406-417.
Liu Dehu, Li Jiajing, Wang Qi, et al. Nonlinear relationships and threshold identification between landscape ecological risk and water quality response in wetlands of Yellow River Delta[J]. Research of Soil and Water Conservation,2026,33(6):406-417.

黄河三角洲湿地景观生态风险与水质响应的非线性关系及阈值识别

刘德虎[1], 李佳静[2,3], 王 琦[1], 刘俊梅[1], 张 鹏[1], 梁洪儒[1], 董 智[2,3], 李小倩[2,3]
(1.东营市水文中心 东营市黄河三角洲水文生态重点实验室, 山东 东营 257000;
2.山东农业大学 林学院 泰山森林生态系统定位研究站, 山东 泰安 271000;
3.山东省高等学校黄河流域水土保持与林草生态保育协同创新中心, 山东 东营 257000)

摘 要:[目的]探究黄河三角洲湿地景观格局演变及其对水环境质量的影响机制,识别景观生态风险与水环境响应之间的关键阈值,以期为该区域生态风险预警与精准管控提供科学依据。[方法]基于2015—2024年多源遥感数据,结合景观格局分析、移动窗口法和土地利用转移矩阵等方法,系统探究了在最佳分析尺度(粒度100 m,幅度1 km)下湿地景观的时空演变与生态风险特征,并采用随机森林回归与约束线分析揭示了景观结构对水质影响的非线性机制。[结果](1)研究区湿地景观呈现明显人工化趋势,人工湿地占比达61.83%~68.25%,其中水库坑塘为主要类型;湿地类型间转换活跃,水库坑塘与河流湿地相互转化规模最大(180.38 km^2),泥质沙滩动态度最高(8.17%);(2)景观生态风险以中、较低风险为主,自然湿地风险显著低于人工湿地,风险演变呈现"上升—下降—回升"的阶段性特征,变化率介于0~5.35%;(3)景观生态风险与水质响应存在关键阈值区间(0.055~0.062),低于该阈值时系统为维持水质稳定而产生的调节响应随风险升高而加速增强,超过后则转为恶化趋势。[结论]研究提出的最佳尺度景观风险评价框架及识别出的生态阈值,不仅深化了对滨海湿地"格局-过程-风险"耦合机制的理解,也可为黄河三角洲及类似区域的生态管控与修复提供理论与方法支撑。

关键词:尺度效应; 景观格局; 景观生态风险; 非线性响应; 生态阈值; 黄河三角洲
中图分类号:X171.1; X826 **文献标识码:**A **文章编号:**1005-3409(2026)06-0406-12

Nonlinear relationships and threshold identification between landscape ecological risk and water quality response in wetlands of Yellow River Delta

Liu Dehu[1], Li Jiajing[2,3], Wang Qi[1], Liu Junmei[1], Zhang Peng[1], Liang Hongru[1], Dong Zhi[2,3], Li Xiaoqian[2,3]
(1.*Key Laboratory of Hydrology and Ecology of the Yellow River Delta, Dongying Hydrology Center, Dongying, Shandong* 257000, *China*; 2.*Taishan Forest Ecosystem Research Station, College of Forestry, Shandong Agricultural University, Tai'an, Shandong* 271000, *China*; 3.*Collaborative Innovation Center for Soil and Water Conservation and Grassland Ecological Conservation in the Yellow River Basin of Shandong Higher Education Institutions, Dongying, Shandong* 257000, *China*)

Abstract: [**Objective**] This study aims to investigate the evolution of wetland landscape patterns in the Yellow River Delta and the mechanisms by which they affect water quality, and to identify the critical thresholds between landscape ecological risk and water quality response, thereby providing a scientific basis for ecological risk early warning and precise management in this region. [**Methods**] Based on multi-source remote sensing data from 2015 to 2024, this study systematically analyzed the spatiotemporal evolution and ecological risk characteristics of the wetland landscape at the optimal analysis scale (grain size: 100 m, extent: 1 km) by integrating landscape pattern analysis, the moving window method, and land use transition matrices. Random forest regression and constraint

收稿日期:2026-01-06 **修回日期:**2026-02-06 **接受日期:**2026-03-01
资助项目:东营市黄河三角洲水文生态重点实验室开放课题(DYSWSHJK2024030703);山东省自然科学基金青年资助项目(ZR2023QD156)
第一作者:刘德虎(1986—),男,山东兖州人,硕士,高级工程师,主要从事水文及水生态监测评价研究。E-mail:362757377@qq.com
通信作者:李小倩(1992—),女,山东德州人,博士,讲师,主要从事水土保持与生态修复研究。E-mail:lixiaoqian@sdau.edu.cn

line analysis were employed to reveal the nonlinear mechanisms by which landscape structure affects water quality. [**Results**] (1) The wetland landscape in the study area showed a pronounced trend of artificialization, with constructed wetlands accounting for 61.83%～68.25%, of which reservoirs and ponds were the dominant type. Transitions between wetland types were active, with the largest conversion area occurring between reservoirs/ponds and river wetlands (180.38 km^2), while muddy beaches exhibited the highest dynamic degree (8.17%). (2) Landscape ecological risk was primarily at medium and relatively low levels, with natural wetlands presenting significantly lower risk than constructed wetlands. The evolution of risk demonstrated a phased pattern of "increase-decrease-rebound" with change rates ranging from 0 to 5.35%. (3) A critical threshold range (0.055～0.062) was identified in the response of water quality to landscape ecological risk. Below this threshold, the regulatory response of the system to maintain water quality stability intensified at an accelerating rate as risk increased. Beyond it, however, the trend shifted toward deterioration. [**Conclusion**] The optimal-scale landscape risk assessment framework proposed in this study, along with the identified ecological thresholds, not only deepens the understanding of the coupled "pattern-process-risk" mechanism in coastal wetlands but also provides theoretical and methodological support for ecological management and restoration in the Yellow River Delta and similar regions.

Keywords: scale effects; landscape pattern; landscape ecological risk; nonlinear response; ecological threshold; Yellow River Delta

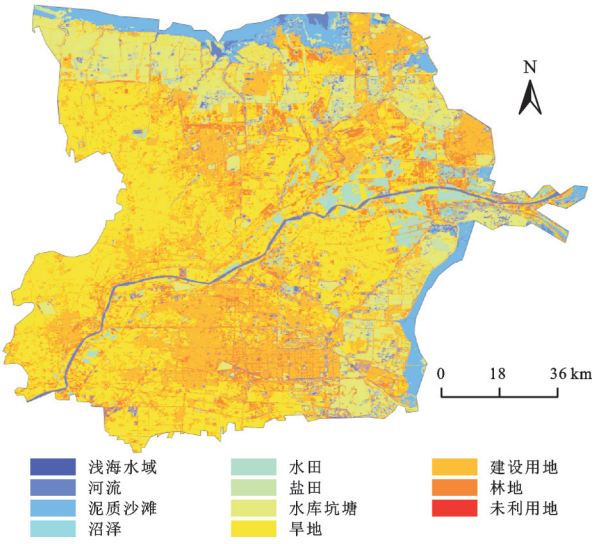
滨海湿地作为海陆交互作用的关键过渡带,在维持生物多样性、调节气候、净化水质和防护海岸等方面发挥着不可替代的生态功能[1]。黄河三角洲是中国暖温带最完整、最广阔的滨海湿地生态系统,不仅是东北亚内陆和环西太平洋鸟类迁徙的重要中转站,也是黄河流域生态保护和高质量发展战略的核心区[2]。近年来,在气候变化和人类活动的双重胁迫下,该区域正面临着湿地萎缩、生态退化、生物多样性下降等严峻挑战[3]。景观格局作为生态过程的空间载体,其变化会通过改变物质循环和能量流动路径,直接影响生态系统的结构与功能[4]。在黄河三角洲,黄河水沙通量变化、海平面上升等自然过程与围垦养殖、油气开发、城镇建设等人为活动的交织作用[5],使得湿地景观格局发生剧烈变化,进而引发了一系列生态环境问题[6]。尽管已有研究对区域湿地演变进行了探讨,但多集中于单一尺度的格局分析,缺乏对景观生态风险的多尺度特征及其与水环境质量之间的非线性与阈值响应机制的深入解析[7]。当前景观生态风险评价面临两个关键瓶颈:一是尺度选择的主观性可能影响评价结果的准确性[8],二是对风险-响应机制的认识多局限于线性假设,缺乏对关键阈值的定量识别。尤其是在黄河三角洲这类受高强度人为干预的滨海湿地,景观格局与水环境质量之间的复杂关系尚未被充分揭示,其潜在的非线性响应机制与生态阈值尚不明确,这严重影响了景观生态风险评价在精准环境管理中的应用价值。生态系统的关键过程普遍存在非线性与阈值效应,传统线性模型难以解析驱动因子超越临界点所引发的系统突变。近年来,随着非线性科学及机器学习方法的介入,陶洁怡等[9]在阈值识别研究中取得了初步进展,然而针对多因子复杂交互作用及其关键阈值的解析仍显不足。因此,构建非线性的阈值动态诊断框架,不仅可深化对景观-水质非线性响应本质的理论认知,更能为黄河三角洲滨海湿地的风险防范提供关键技术路径。针对上述问题,本研究基于多源遥感数据与地面监测资料,在确定景观格局最优分析尺度的基础上,综合运用景观生态学理论、空间分析技术和机器学习方法,旨在实现以下研究目标:(1) 揭示黄河三角洲湿地景观格局与生态风险的时空演变规律;(2) 解析景观生态风险对水质影响的非线性特征;(3) 识别关键驱动阈值,为区域生态风险预警和精准管控提供科学依据。研究结果对推进滨海湿地景观生态学理论发展、支撑黄河流域生态保护具有重要意义[10]。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

黄河三角洲(36°55′—38°16′N,117°31′—119°18′E)位于山东省东北部渤海沿岸,是黄河携带大量泥沙在入海口长期淤积形成的典型冲积平原。本研究范围涵盖现代黄河三角洲主体,包括东营区、河口区、利津县及垦利区等行政单元(图1)。该区属暖温带半湿润大陆性季风气候,雨热同期,年均降水530～630 mm且集中于夏季。作为咸淡水交汇区,土壤以盐碱土为主,植被结构以滨海盐生植被为优势类群,沼生与水生植被次之,阔叶林分布较为稀疏。水系结构受黄河主导,其支流构成区域主要水网;黄河水文过程以年际波动剧烈与年内分配不均为主要特

征，对湿地形成与演化具有控制性作用。2024年，区域常住人口为220.83万人，城镇化率达73.46%，生产总值为4 307.7亿元。快速城市扩张、油气开发、盐田与养殖池建设等不断改变景观格局，并通过面源污染等途径持续影响水环境。黄河三角洲湿地受黄河水沙变化、海平面上升、盐碱化、围垦养殖等多重胁迫，景观格局高度动态，水环境敏感性强，成为探究景观生态风险与水质非线性响应机制的关键研究区。



注：基于标准地图服务系统下载的审图号：GS（2024）0650号的标准地图制作，地图未作修改，下图同。

图1 研究区土地利用图

Fig. 1 Land use of study area

1.2 数据来源与处理

基于《湿地公约》分类体系并考虑黄河三角洲区域特性，将土地利用类型划分为自然湿地、人工湿地与非湿地三大类别（表1）。试验于2025年4月1日—12月1日采用2015年、2018年、2021年与2024年4个时相的Sentinel-2遥感影像（空间分辨率10 m），经过辐射定标，大气校正获取主要数据源[11]。在ENVI 5.3平台中采用面向对象分类方法执行多尺度分割生成同质对象，综合光谱、纹理与形状特征，通过最邻近分类法完成初步识别；随后结合野外调查样本，分别运用最大似然法与支持向量机方法进行监督分类，对比选取最优解译结果[12]；最后依托Google Earth高分辨率影像进行人工交互验证，修正错分区域，确保分类体系一致性。在ArcGIS Pro平台中进行分类后处理，通过聚类统计与筛除操作去除噪声斑块，采用多数滤波算法平滑图斑边界[13]。精度验证基于混淆矩阵计算总体精度与Kappa系数，各时期分类精度均高于85%，最终形成符合景观格局分析要求的土地利用数据集。

1.3 研究方法

1.3.1 最佳尺度分析

（1）最佳景观粒度。为平衡数据精度与计算效率，选取2024年黄河三角洲湿地数据作为基础底图。为全面反映黄河三角洲滨海湿地景观格局特征及结合相关研究，选取14个具有代表性的景观格局指数，包括：斑块密度、最大斑块指数、周长-面积分维数、景观均匀性、蔓延度指数、面积加权平均形状指数、平均形状指数、景观形状指数、斑块聚力指数、景观分裂度指数、斑块类型面积指数、香农多样性指数、有效网格大小、斑块破碎化指数[14]。设置30～300 m粒度分析范围，以30 m为间隔递增，系统评估各指数随粒度变化的响应特征。引入区域面积变化评价指数，量化尺度转换过程中的信息损失程度，计算公式如下：

表1 黄河三角洲滨海湿地景观分类标准

Table 1 Landscape classification criteria for coastal wetlands in Yellow River Delta

一级分类	二级分类	定义
自然湿地	河流	河流，潮沟水域
	泥质沙滩	以细小颗粒物为主要成分
	沼泽	指经常积水或渍水，一般生长湿地植物的土地
人工湿地	水库坑塘	水库、坑塘等水域水面
	水田	种植水稻、莲藕等水田
	盐田	晒盐场和盐田贮水池
非湿地	浅海水域	海面以下200 m内的区域
	旱地	靠天然降水种植旱生农作物的耕地
	建设用地	居民点、城镇建设用地
	林地	天然林地、人工林地
	未利用地	荒草地、盐碱地、沙地、裸岩

$$L_i = \frac{A_i - A_{bi}}{A_i} \times 100 \tag{1}$$

$$S_i = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} L_i^2}{n}} \tag{2}$$

式中：L_i为面积损失相对值；A_i为尺度转换后某土地类型面积（m^2）；A_{bi}为尺度转换前该土地类型面积（m^2）；S_i为区域土地面积变化指数；n为区域土地类型数量。通过分析景观指数粒度效应曲线的拐点区间，结合面积损失评估结果，确定最佳分析粒度[15]。

为研究景观格局方向分异特征，自研究区中心向8个方向设置宽度为5 km的样带，并利用ArcGIS Pro平台创建1 km×1 km的渔网，将研究区划分为1 598个采样单元，确保覆盖主体区域（图2）。综合分析表明，100 m为黄河三角洲滨海湿地景观格局分析的最佳粒度。

（2）最佳景观幅度。基于2024年湿地数据，采用多尺度空间分析方法，利用Fragstats 4.2软件的移动窗口功能进行景观格局量化分析[16]。设置300

m～3 km的10级幅度序列(间隔300 m),选取斑块密度、香农多样性指数、分离度指数和最大斑块指数4个核心指标。以研究区西北角为起点,采用像元级步长(1个像元)的移动窗口法进行全域计算,生成各景观指数栅格图。基于半变异函数确定适宜的分析幅度[17],其计算公式为:

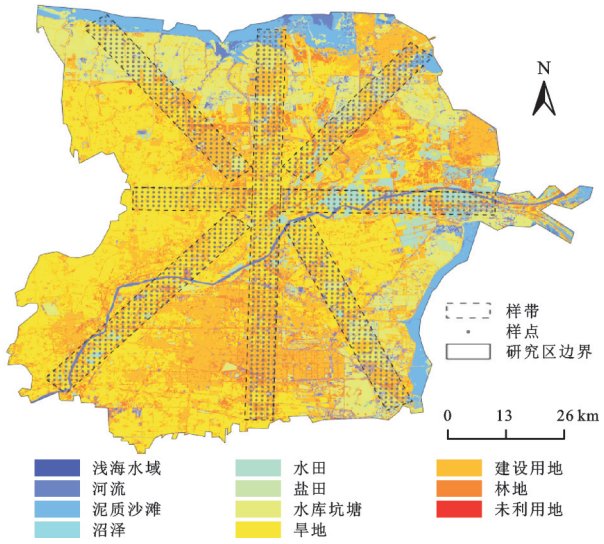


图2　黄河三角洲样带设置及采样点分布

Fig. 2　Location of transects and distribution of sampling points in Yellow River Delta

$$r(h)=\frac{1}{2N(h)}\sum_{i=1}^{N(h)}\left[z(x_i)-z(x_i+h)\right]^2 \quad (3)$$

式中:$\gamma(h)$为半变异函数;h为样本间距(m);$z(x_i)$和$z(x_i+h)$分别为x_i和(x_i+h)对应的景观指数;$N(h)$为间距h时样本对总数。当窗口半径达到1 km时,各指数块基比趋于稳定,故确定1 km为黄河三角洲滨海湿地景观分析的最适幅度。

1.3.2　*土地利用动态度*　为量化黄河三角洲滨海湿地景观的时空演变特征,从单一土地利用类型变化速率与综合土地利用动态两个维度构建评估体系。单一土地利用动态度反映特定地类面积的年际变化率;综合土地利用动态度基于全地类转换矩阵,表征区域土地利用系统的整体活跃程度及空间重组强度[18]。计算公式如下:

$$k_i=\frac{u_{bi}-u_{ai}}{u_{ai}}\times\frac{1}{T}\times 100\% \quad (4)$$

$$LC=\frac{\sum_{i=1}^{n}\Delta LU_{i-j}}{2\sum_{i=1}^{n}LU_i}\times\frac{1}{T}\times 100\% \quad (5)$$

式中:k_i为研究时段内土地利用类型i的土地利用动态度;u_{ai}为研究初期土地利用类型i的面积;u_{bi}为研究末期用地类型i的面积;T为研究时段长度(年);LC为研究区综合土地利用动态度;LU_i为土地利用类型i研究初期的面积;ΔLU_{i-j}为研究时段内用地类型i与用地类型j之间面积转换的绝对值($i\neq j$)。

1.3.3　*土地利用转移矩阵*　土地利用转移矩阵通过方阵形式定量描述土地利用类型间的相互转化关系,揭示变化的主导路径、规模与方向性[19]。矩阵表达式为:

$$\boldsymbol{S}_{ij}=\begin{bmatrix}S_{11} & S_{12} & \cdots & S_{1n}\\ S_{21} & S_{22} & \cdots & S_{2n}\\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots\\ S_{n1} & S_{n2} & \cdots & S_{nn}\end{bmatrix} \quad (6)$$

式中:$\boldsymbol{S}_{ij}$为$n\times n$的矩阵;S为面积;n为土地类型数;i和j分别为研究初期和末期的土地类型。

1.3.4　*景观生态风险模型构建*　基于上述研究成果,将100 m栅格像元和1 km网格尺度作为黄河三角洲景观格局特征分析的最佳尺度,并采用Fragstats 4.2软件计算不同时期反映景观生态风险状况的景观格局指数。基于1 km移动窗口计算景观风险指数,与水质监测点的1 km缓冲区匹配。基于景观生态学理论框架,构建了包含景观干扰度、景观脆弱度和景观损失度的生态风险评价模型[20],各指数计算公式及参数见表2。

表2　景观格局指数及解释

Table 2　Landscape pattern indices and their explanations

指数名称	计算公式		参数解释
景观破碎度指数	$C_i=n_i/A_i$	(7)	C_i为景观破碎度指数;A_i为景观类型i的面积;n_i为景观类型i斑块数量
景观分离度指数	$D_i=\frac{A}{2A_i}\sqrt{\frac{n_i}{A_i}}$	(8)	D_i为景观分离度指数;A_i为景观i的总面积;A为景观总面积;n_i为景观i的斑块数量
景观分维度指数	$F_i=\frac{2\ln(p_i/4)}{\ln A_i}$	(9)	F_i为景观分维度指数;p_i为景观类型i的周长;A_i为景观i的总面积
景观干扰度指数	$E_i=aC_i+bD_i+cF_i$	(10)	E_i为景观干扰度指数;a,b,c为相应各景观指数的权重,且三者之和为1,根据相关研究[21],结合研究区的实际情况,将a,b,c分别赋值为0.5,0.3,0.2
景观损失度指数	$R_i=E_i\times V_i$	(11)	R_i为景观损失度指数;E_i为景观干扰度指数;V_i为景观脆弱度指数,依据相关文献将6种类型分别进行赋值,之后进行归一化处理得到各类型的脆弱度权重值

景观生态风险指数计算如下：

$$\mathrm{ERI}_i=\sum_{i=1}^{n}\frac{A_{k_i}}{A_k}\times R_i \tag{12}$$

式中：ERI_i为风险网格i的景观生态风险指数；R_i为景观损失度指数；A_{ki}为第k个风险网格中景观类型i的面积；A_k为第k个风险网格的总面积；n为景观类型数量。将研究区4期的景观生态风险进行克里金插值，运用自然断点法对研究区进行风险等级统一划分，共划分为5个等级：低风险区、较低生态风险区、中生态风险值、较高生态风险值、高生态风险值[22]。

1.3.5 优化的热点分析 本研究采用优化的热点分析探测景观风险的空间聚集模式。该方法基于Getis-Ord G_i^*统计量，可自动优化空间分析尺度，并融合蒙特卡罗模拟和错误发现率修正以评估统计显著性，通过分析各单元与周边区域的关联程度识别热点与冷点区域[23]。计算公式如下：

$$G_i^*=\frac{\sum_{j=1}^{n}w_{ij}x_j-\bar{x}\sum_{j=1}^{n}w_{ij}}{S\sqrt{n\sum_{j=1}^{n}w_{ij}^2-\left(\sum_{j=1}^{n}w_{ij}\right)^2/(n-1)}} \tag{13}$$

式中：x_j为空间单元j的景观风险指数；w_{ij}为空间单元i和j之间的空间权重；$\bar{x}$和S分别为该指数的全局平均值与标准差；n为单元总数。空间权重基于最佳固定距离范围。输出结果中，$p<0.05$且$z>1.96$定义为热点（高值集群），$p<0.05$且$z<-1.96$为冷点（低值集群），其余为不显著区域。

1.3.6 水质指数 基于1 km网格尺度作为黄河三角洲景观格局特征分析最佳尺度的研究成果，以黄河三角洲流域内监测站点2015—2024年4个时期的水质监测数据为基础，在各站点建立半径为1 km的圆形缓冲区，作为最佳空间尺度的研究单元。采用水质综合污染指数法评估水环境质量，参照《地表水环境质量标准》（GB3838—2002）中Ⅰ—Ⅴ类水质标准限值[24]，按以下步骤进行计算：

（1）建立初始水质数据矩阵。

$$\boldsymbol{X}=\begin{bmatrix}x_{11}&x_{12}&\cdots&x_{1n}\\x_{21}&x_{22}&\cdots&x_{2n}\\\vdots&\vdots&&\vdots\\x_{m1}&x_{m2}&\cdots&x_{mn}\end{bmatrix} \tag{14}$$

式中：$\boldsymbol{X}$为初始水质数据矩阵；x_{ij}为第i个水样第j项水质指标的原始值；m为水样数量；n为指标数量。

（2）数据标准化处理。

$$y_{ij}=\frac{x_{ij}-\min(x_j)}{\max(x_j)-\min(x_j)} \tag{15}$$

式中：y_{ij}为x_{ij}的标准化值；$\max(x_j)$和$\min(x_j)$分别为初始水质数据矩阵中第j项指标的最大值和最小值。

（3）水质综合污染指数。

$$\mathrm{WQI}=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}y_{ij} \tag{16}$$

式中：n为水质指标个数；y_{ij}为第i个水质指标的标准化数值；WQI为水质综合污染指数[25]。

（4）水质年均变化率。

$$k_i=\frac{U_{bi}-U_{ai}}{U_{ai}}\times\frac{1}{T}\times 100\% \tag{17}$$

式中：k_i为水质综合污染指数年均变化率；U_{bi}为最终年份水质综合污染指数；U_{ai}为起始年份水质综合污染指数；T为研究时段长度。

1.3.7 数据处理与分析 采用弹性系数法量化景观生态风险对水质年均变化率影响的敏感程度[26]。弹性系数定义为ERI每增加1个单位所引起的K的变化率，通过对两者拟合函数求导获得。设函数关系为$K=f(\mathrm{ERI})$，则弹性系数计算公式为：

$$\mathrm{EC}=\frac{\mathrm{d}(K)}{\mathrm{d}(\mathrm{ERI})} \tag{18}$$

土地利用类型的转变对水质的影响分析采用随机森林模型[27]，利用R语言“randomForest”包计算，设置树数为500，节点最小规模为5。利用Origin 2024软件作图。

2 结果与分析

2.1 黄河三角洲湿地时空变化特征

2015—2024年黄河三角洲湿地以人工湿地为主导类型（图3），面积占比达61.83%～68.25%。其中，水库坑塘是人工湿地的主要构成部分，占人工湿地总面积的64.96%～78%，占湿地总面积的42.75%～49.80%（表3）。自然湿地占比为31.75%～38.17%，以河流湿地为主，占自然湿地面积的39.86%～58.86%，相当于湿地总面积的15.22%～19.52%。黄河三角洲湿地总面积在2015—2018年增加，增加了625.62 $\mathrm{km^2}$；2018—2024年减少，减少了957.5 $\mathrm{km^2}$。自然湿地年均综合动态度为-0.42%，2015—2018年面积激增376.08 $\mathrm{km^2}$，变化率达55.45%，2018—2021年面积减少313.26 $\mathrm{km^2}$，变化率为-29.71%；2021—2024年降幅减缓，面积为88.65 $\mathrm{km^2}$，变化率为-11.96%。人工湿地年均综合动态态度为-2.33%，其中2015—2018年面积增加249.53 $\mathrm{km^2}$，变化率为17.11%；2018年后进入收缩阶段，2018—2021年锐减280.83 $\mathrm{km^2}$，变化率为-16.45%。

人工湿地水库坑塘与自然湿地河流湿地之间的相互转化构成最主要的转换类型，转换总量约

180.38 km²,空间分布广泛且呈现转换活跃的特征,活跃区域主要集中在北部边缘,东部和南部,反映该区域水文连通与人类用水调节的共同作用。沼泽湿地表现出较高的动态性,主要受水库坑塘与河流湿地影响,相应转换面积分别为 1.65 km² 与 2.46 km²;在遭遇上游来水截流或地下水位下降等水文扰动时,沼泽易退化为泥质沙滩,此类转换面积达 4.32 km²,反映出自然湿地系统的生态脆弱性。次要转换类型包括水库坑塘和泥质沙滩、河流和泥质沙滩,集中分布于水体周边、河流沿岸及潮间带区域。泥质沙滩是单一土地动态度最高的类型,近 10 年间年均动态度达 8.17%,总体呈增长趋势,凸显其作为河口岸线自然演变活跃前沿的特征。盐田向水库坑塘的集中转化面积为 42.56 km²,主要分布于沿海与湖区周边,反映出盐业生产用水向养殖、蓄水等功能的结构性转变。

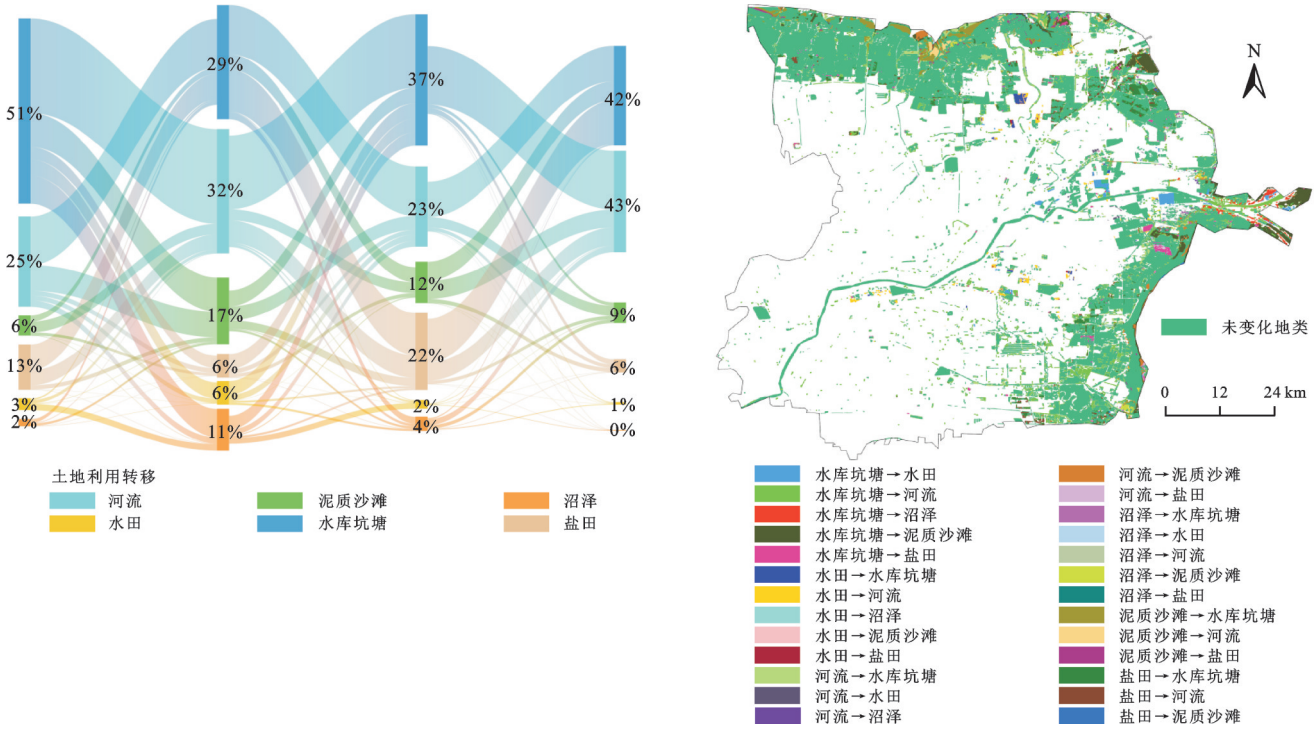


图 3　2015—2024 年黄河三角洲湿地土地利用转移桑基图及转变图

Fig. 3　Sankey diagram of land use transition and transformation in wetlands of Yellow River Delta (2015—2024)

表 3　黄河三角洲湿地土地利用转移矩阵

Table 3　Land use transition matrix of wetlands of Yellow River Delta　　km²

年份	土地利用类型	2024 年						
		河流	泥质沙滩	水库坑塘	水田	盐田	沼泽	总计
2015 年	河流	104.71	32.75	64.58	1.41	5.07	0.66	209.19
	泥质沙滩	21.85	176.84	39.10	0.00	5.95	0.00	243.74
	水库坑塘	115.80	49.65	625.82	13.69	13.05	6.16	824.17
	水田	5.63	0.05	7.84	71.26	0.29	0.57	85.63
	盐田	19.32	1.10	42.56	0.00	56.67	0.00	119.65
	沼泽	2.46	4.32	1.65	0.28	0.25	2.43	11.39
	总计	269.76	264.71	781.55	86.64	81.29	9.81	1493.77

2.2　黄河三角洲湿地景观生态风险时空变化分析

2015—2024 年黄河三角洲湿地景观生态风险以中风险与较低风险等级为主(图 4),面积占比分别为 64.04% 与 22.22%,低风险区占比 13.68%,而较高与高风险区占比极小(0.1%)。低风险区与较低风险区集中分布于研究区北部、东部及边缘地带;中风险区呈零散分布。自然湿地的景观生态风险总体低于人工湿地,其风险结构以低风险和较低风险为主,面积占比分别为 20.24% 和 61.62%,中风险区占比 18.08%。自然湿地受黄河水文过程的持续

补给和自然生态过程的维持，整体风险较低，其中河流湿地与泥质沙滩以低、较低风险为主，仅局部边缘受干扰区域出现中风险斑块，黄河主干道主要为低风险；沼泽湿地的较低与中风险区在东部局部聚集，未形成连续片区，低风险区呈零散斑块。人工湿地则因受人为集约化利用、水资源竞争及面源污染等影响，风险结构以较低风险与中风险为主，面积占比分别为65.40%和24.56%，低风险区仅占9.96%，且零星分布的较高风险斑块主要出现在水库坑塘等人工湿地区域。盐田与水田的低风险区呈局部聚集态势，较低风险区穿插于中、低风险区之间，中风险区零星散布。

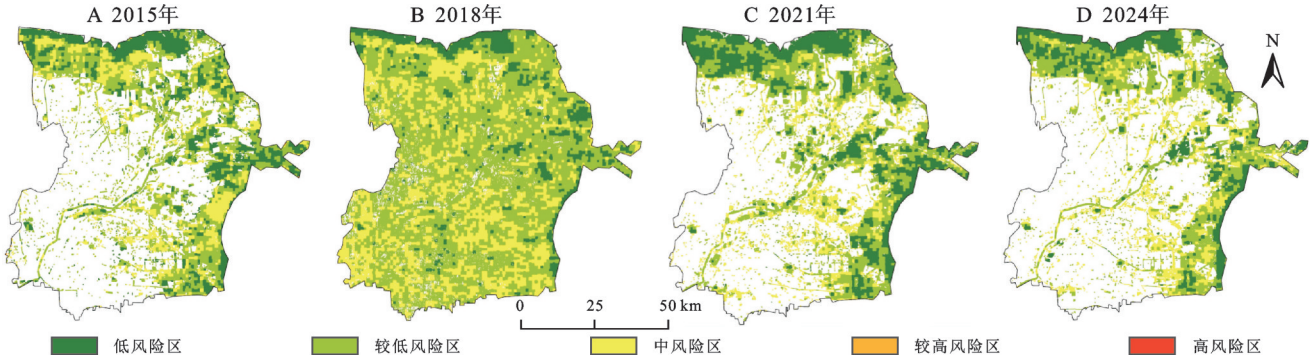


图4 2015—2024年黄河三角洲滨海湿地景观生态风险

Fig. 4 Landscape ecological risk of coastal wetlands in Yellow River Delta (2015—2024)

2015—2024年黄河三角洲湿地景观生态风险呈现“上升—下降—回升”的阶段性波动特征（图5）。整体变化受自然水文过程与人类活动的共同调控。2021年为关键转折点，该时期低风险区面积显著扩张，促使整体生态风险水平下降。各时段风险变化率介于0～5.35%，其中2015—2018年为变化强度最大的阶段，风险增长区构成空间主体，南部与西北部风险显著增加，最高增长率达5.35%，空间异质性强。2018—2021年风险增长范围收缩，东北部出现局部斑块状增长，最高增长率降至0.77%，整体增速放缓，景观破碎化程度减弱。表明该阶段生态保护与修复措施可能初步见效。2021—2024年期间，风险变化率多处于0～3.08%，风险上升区呈点状散布于北部，风险降低区比例高于前两阶段，并在多处形成局部连片的下降带，空间异质性再度增强，反映出风险格局的动态调整与响应滞后。自然湿地的生态风险变化率整体低于人工湿地，以轻微增减为主。河流湿地风险显著增加区集中于东部与南部，最高变化率达4.40%，沿河道形成破碎化格局；泥质沙滩以轻微波动为主，明显增加区位于北部与东南部，最高为1.66%，明显减少区零星见于东部，最高降幅为－0.82%；沼泽湿地风险恶化区零星分布于东部，最高达1.40%。人工湿地中，水田轻微变化区集中于东部，风险下降区环绕分布，最高降幅为－2.20%；水库坑塘与盐田均以轻微变化占主导，且升高区多与高强度人为利用区重叠。基于冷热点分析进一步揭示了景观生态风险高值区与低值区的空间集聚格局及其动态演变。2015—2024年高风险集聚区主要分布于东北部、东部、南部及中部，而低风险集聚区则稳定集中于受黄河自然补水和人为干扰较少的西北部及边缘地带，高风险集聚区的面积占比显著高于低风险集聚区，约达12%。从时序演变看，高风险集聚区的空间格局经历了显著调整：由2015—2018年在南部的连片分布，逐步转为2021—2024年在北部的集中出现。这一格局动态反映出区域开发重心的空间转移，以及人类活动对湿地生态风险的持续主导作用。

2.3 黄河三角洲湿地景观结构对水质的影响

水质对景观生态风险的响应呈现出显著的非线性特征。为量化景观生态风险对水质年均变化率影响的敏感程度及突变点，本研究采用弹性系数法进行分析。水质变化率随景观生态风险升高呈非线性波动（图6A）；其弹性系数则清晰揭示了系统响应机制的阶段性转变（图6B）。土地利用转化是驱动景观生态风险变化的核心过程，进而影响水质变化率。弹性系数分析表明，系统响应存在一个关键的弹性零点（EC＝0），位于ERI≈0.055处（95%置信区间：[0.053，0.057]）。该点标识了系统调节作用的转折。水质年均变化率随景观生态风险升高呈现“先降后升”的波动特征（图6）：当景观生态风险约为0.055时，水质年均变化率降至低谷（－0.45），风险为0.062时出现极小值（－1.10）；随后经短暂波动，进入随风险升高而快速上升的阶段。关键阈值分析揭示，景观生态风险在0.055～0.062区间构成水质变化的临界阈值。在该阈值之前，系统为维持水质稳定而产生的调节响应随风险升高而加速增强，表明系统尚处于可调节的弹性范围内；超过该阈值后，水质变化率转为

恶化趋势,标志生态系统可能发生了不可逆的功能退化。进一步从变化速率看,风险低于0.058时,轻微扰动对水质稳定性的破坏有限,系统仍表现出一定的修复韧性;风险位于0.058~0.062区间时,水质改善速率急剧下降并在阈值点达到拐点;风险超过0.062后,水质变化率的波动幅度收窄并逐渐趋于新的动态平衡,这可能意味着系统进入了另一种受胁迫的稳态。分析基于14个有效观测样本(ERI范围:0.049~0.078)。鉴于生态数据的自然变异性与多因子影响特征,本研究采用非参数的局部加权回归来拟合K与ERI的关系函数,并通过对该函数求导获得连续的弹性系数估计。此方法侧重于识别响应趋势的转折点,对异常值不敏感,适用于小样本非线性分析。

为揭示驱动景观生态风险变化并进而影响水质的关键过程,本研究进一步聚焦土地利用转化这一直接改变景观格局的核心活动。采用随机森林模型量化22类不同土地利用转化类型对水质变化率的相对重要性排序(图7),结果表明在黄河三角洲这类海陆交互生态脆弱区,土地利用类型的转变是驱动水质演变的核心过程。对水质产生负向影响的转化类型包括建设用地转为耕地、耕地侵占湿地、建设用地侵占林地,这些过程通常伴随着地表硬化、植被覆盖减少及农业面源污染输入增加,从而直接或间接地削弱水体的自净能力并加剧污染负荷。对水质具有正向效应的关键转化类型包括湿地转为林地、建设用地转为林地、自然湿地间转化等。综合来看,建设用地转为耕地、耕地侵占湿地、湿地转为林地、建设用地转为林地以及自然湿地间转化这5类过程,是调控黄河三角洲水质变化的最核心驱动因素。

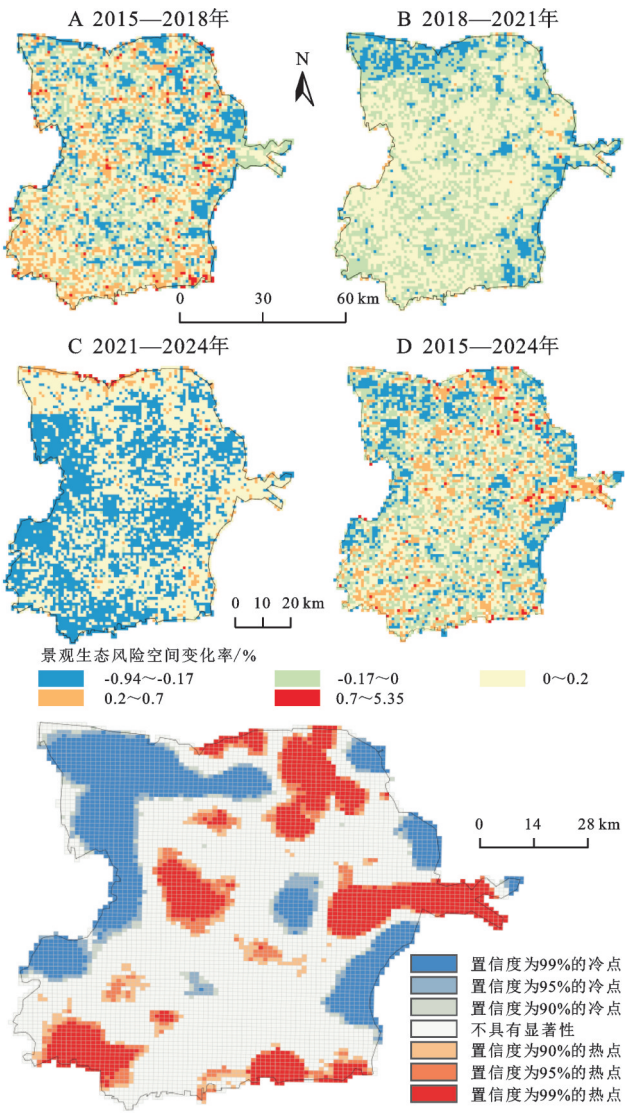
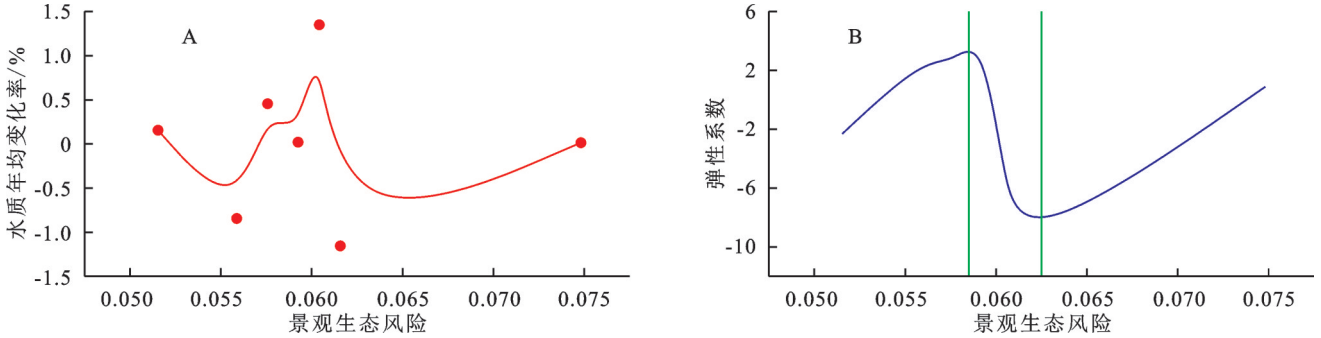


图5　2015—2024年黄河三角洲景观生态风险空间变化率及优化的热点分析

Fig. 5　Spatial change rate and optimized hotspot analysis of landscape ecological risk in Yellow River Delta (2015—2024)



注:B图中绿色竖线代表景观生态风险临界阈值。

图6　2015—2024年黄河三角洲景观生态风险与水质年平均变化率弹性分析

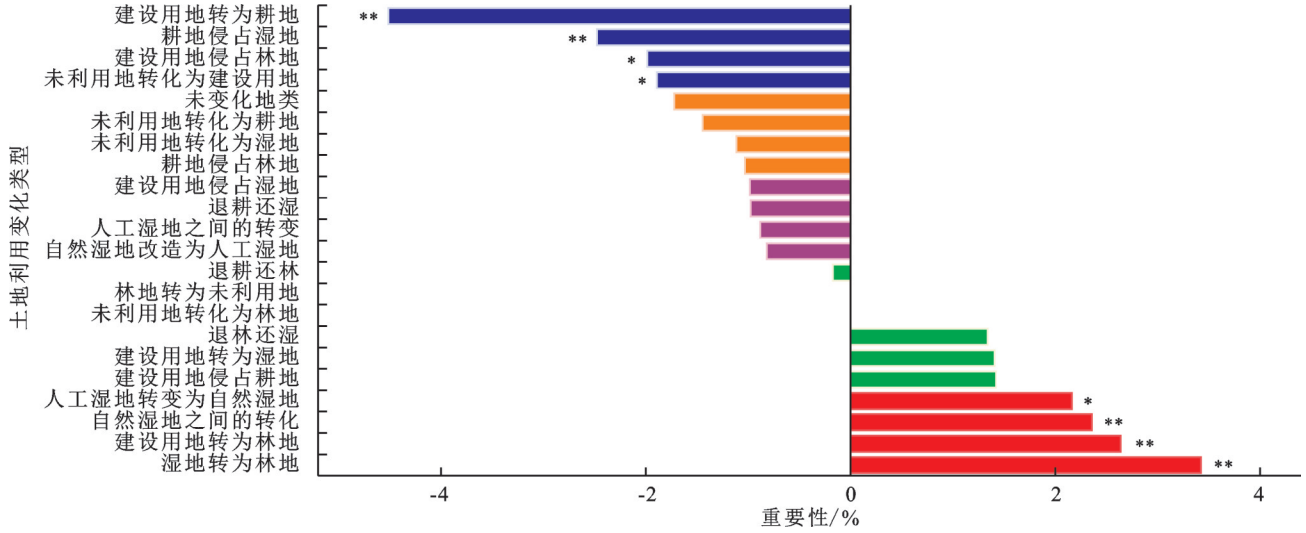
Fig. 6　Elasticity analysis of annual water quality change rate to landscape ecological risk in Yellow River Delta (2015—2024)

3　讨　论

3.1　黄河三角洲湿地景观格局时空演变

黄河三角洲湿地景观呈现“人工主导、自然萎缩”的典型特征。与长江三角洲和珠江三角洲相比,本研究区人工湿地占比(63.85%)显著偏高,且以水库坑塘为主要类型。水库坑塘等人工湿地主要承担供水与调蓄功能,其在生物多样性维持与原生境保护等方

面的生态服务能力远低于自然湿地。这些人工水体周边植被结构单一、生境均质化，仅能支持少量广适性物种生存；而河流与沼泽等自然湿地作为珍稀物种的核心栖息地，其面积占比不足40%，表明区域湿地的“生态核心功能”正被人为设施所稀释。即便湿地总面积保持稳定，生态服务的整体供给能力仍存在明显短板。湿地类型转换的高活跃度（年均综合动态度−1.73%）凸显了水沙通量变化与人类活动的复合影响。水库坑塘与河流之间的大规模转换，体现了区域水资源的人工调配特征，例如水库蓄水截留河道径流，或河流补水维持库区水位。然而，此类频繁转换会破坏河流湿地的自然水文连通性，削弱其对周边区域的营养物质输送与生境补水等生态功能[28]。沼泽向泥质沙滩的退化过程，则暴露出自然湿地对水文条件的高度依赖。上游来水截留与地下水位下降导致沼泽淹水环境丧失，此类退化往往不可逆，泥质沙滩难以自然恢复为沼泽湿地，进一步加剧了自然湿地生态系统的脆弱性。泥质沙滩的高动态度是河口自然演变与人为干预叠加作用的结果。作为河口前沿地带，其动态变化虽体现了一定的生态活力，但剧烈波动也会影响其作为迁徙水鸟中途停歇地的生境稳定性。自然湿地在2018年后持续萎缩，从生态功能角度看，直接削弱了黄河三角洲的洪水调蓄、水质净化等关键服务能力。结合生态风险分析结果，自然湿地占比下降与区域生态风险上升存在明显关联。从生物多样性角度看，河流湿地面积的波动会破坏水生生物栖息环境，沼泽退化则导致珍稀水鸟繁殖生境丧失，长期可能引发区域物种多样性下降。尽管人工湿地在2018年后出现收缩，在一定程度上降低了人为干扰强度，但其向自然湿地的逆向转换效率极低，例如水库坑塘难以恢复为自然河流形态，无法有效弥补自然湿地的生态功能缺口。



注：*表示在5%置信水平上显著，**表示在1%置信水平上显著。

图7 2015—2024年黄河三角洲土地利用变化与水质变化率的随机森林分析

Fig. 7 Random forest analysis of land use change and water quality change rate in Yellow River Delta (2015—2024)

3.2 黄河三角洲湿地景观生态风险时空变化

本研究构建的景观生态风险评价模型，突破了传统单一指数评估的局限，通过多维度指数集成揭示了“中部高风险、边缘低风险”的空间分异格局。与邓楚雄等[29]在湘江流域的研究相比，黄河三角洲的自然湿地表现出更强的风险缓冲能力（自然湿地风险值较人工湿地低38%），这一差异凸显了滨海湿地特有的海陆交互作用对生态系统稳定性的增强效应。边缘区域自然湿地比例高、人为干扰较弱，生态系统结构完整；中部则为人工湿地与自然湿地交错带，受农业灌溉、盐田运营等人为活动与潮汐、盐碱化等自然过程的复合干扰，导致风险水平升高。河流、泥质沙滩等自然湿地依托完整的食物网结构与水文连通性，能够自主调节环境波动；而水田、盐田等人工湿地生态结构单一，依赖人为管理，对干扰的缓冲能力较弱，因此中风险比例较高。景观生态风险在2015—2024年呈现“上升—下降—回升”的波动趋势，2021年为关键转折点。2015—2018年风险显著上升，与该时期农业扩张、建设用地开发等人为活动强度高密切相关，湿地生态空间被挤压，景观破碎化加剧。2018—2021年风险增速放缓并出现下降，冷热点区格局变化，这与《黄河三角洲生态保护修复规划》等政策的实施有关，退耕还湿、湿地补水等工程有效降低了人为干扰，缓解了生态破碎化程度，有效引导了热点区扩散与冷点区聚集。2021年低风险区显著扩张，反映了生态修复工程的阶段性成效；然而，2021—2024年的风险回升现象表明，短期工程措施虽能快速见效，但难以持续抵消长期人为干扰压力，北部人工湿地仍面临人为干扰反弹的挑战。自然

湿地风险变化率较低且以轻微波动为主,得益于其系统的自我调节能力。河流湿地通过河道连通性维持物质循环,泥质沙滩依靠潮汐过程保持生境稳定,即使局部出现风险升高,也可通过生态连通性分散干扰效应。相比之下,人工湿地风险变化更为活跃,因其生境高度依赖人为输入(如灌溉水、卤水)。一旦管理方式发生调整,如灌溉强度变化或盐田废弃,将直接引发风险波动;加之人工湿地与自然系统间连通性差,干扰难以消解扩散,导致局部易出现高变化率。

3.3　黄河三角洲水质变化影响因素

本研究揭示了黄河三角洲湿地景观生态风险与水环境质量之间存在非线性阈值响应机制,与田璇等[30]在徐州市发现的单一线性关系不同,本研究的阈值效应更清晰地阐释了滨海湿地生态风险的"临界突变"特征,为早期预警提供了量化依据。结果表明,景观生态风险阈值区间(0.055～0.062)具有关键的生态内涵:它标识了系统从弹性维持状态向功能退化状态转变的临界点。在阈值之下,系统通过调动并增强其内部调节能力来抵消风险压力,表现为水质变化率相对稳定甚至出现改善契机,这体现了生态系统的抵抗弹性与修复韧性。一旦风险超越该阈值,系统的调节能力被耗尽,外部压力占据主导,导致水质恶化趋势不可逆转,生态系统可能发生了稳态转换,处于受胁迫的、水质本底更差的退化平衡状态。随机森林模型的结果从驱动源头上强化了这一非线性机制的解释。土地利用转化对水质的影响机制呈现显著的类型差异。研究发现,对水质产生关键负向影响的建设用地侵占耕地、耕地侵占湿地等土地利用类型转化,正是快速推高局部景观生态风险、驱使系统逼近或跨越临界阈值的主要人为过程。这些转化通过加剧地表硬化、减少植被覆盖和增加面源污染,直接削弱了景观格局的源汇调控功能,从而触发了水质从量变到质变的非线性响应。反之,对水质具有正向效应的湿地转林地、自然湿地间转化等转化类型,则通过增强景观的生态功能,有助于维持系统处于阈值之下的弹性区间。本研究不仅定量识别了生态风险影响水质的阈值,更从"格局变化—风险累积—系统响应"的完整链条阐释了其非线性机制。研究成果显示,在黄河三角洲等高强度人为干预的生态脆弱区,生态管理必须从传统的线性治理思维转向阈值预警与弹性管理。本研究进一步揭示出湿地转林地的正效应在盐碱化环境中具有特殊性,黄河三角洲湿地普遍面临盐碱化限制与植被多样性低的问题;耐盐碱林地的引入可丰富生物群落结构,林木的遮阴与凋落物输入有助于调节局部微气候,增强湿地生态韧性。此外,林地的植被光合与土壤改良作用可提升碳汇功能,与湿地土壤有机碳封存形成互补。这一发现为滨海盐碱区"林-湿"复合系统构建提供了理论支撑,突破了传统湿地保护中单纯强调面积维持的局限。未利用地作为区域生态"储备空间",其向建设用地的转化将引入高强度人为干扰,伴随脉冲式、高负荷的点源污染,推动水质变化率上升。

4　结 论

(1) 黄河三角洲湿地面积与结构波动显著,人工湿地主导且转换活跃。2015—2024 年黄河三角洲湿地以人工湿地为主,水库坑塘占人工湿地面积 64.96%～78%。湿地总面积呈"先增后减"趋势,其中自然湿地前期扩张后持续萎缩,人工湿地在 2018 年后进入收缩阶段。湿地类型转换以水库坑塘与河流湿地相互转化为主(约 180.38 km^2),沼泽湿地易受水文扰动退化,泥质沙滩动态度达 8.17%,体现自然湿地敏感性与岸线动态特征。

(2) 景观生态风险呈现明显的空间分异与阶段性演变特征,高风险区空间集聚且随人为干扰迁移。2015—2024 年中风险区与较低风险区构成主体格局。自然湿地生态风险显著低于人工湿地,其低风险区占比是人工湿地的两倍以上,印证了自然生态系统更强的稳定性。风险演变呈现"上升—下降—回升"的三阶段模式,变化率区间为 0～5.35%,其中 2015—2018 年为变化最剧烈阶段。自然湿地风险变化率整体低于人工湿地,体现了其良好的自我调节能力。风险时序上呈现阶段性波动,2021 年为关键转折点。高风险集聚区稳定分布于人类活动密集的东北部、东部及南部,随开发重点发生空间迁移,凸显人为干扰的主导作用。

(3) 水质对景观生态风险的响应存在明显阈值,关键土地利用转化过程驱动响应机制。水质年均变化率随生态风险升高呈现"先降后升"的波动特征,水质变化率与景观生态风险呈非线性关系,识别出风险阈值区间 0.055～0.062:低于阈值时系统具有调节弹性;超过阈值后水质转为持续恶化。随机森林模型表明,土地利用转化是核心驱动过程,其中建设用地转为耕地、耕地侵占湿地等对水质产生显著负向影响,湿地转为林地、自然湿地间转化等则具有正向调节作用,这些过程通过改变区域水文连通性、影响生物地球化学循环,主导着水质演变的方向与强度。这为基于景观优化的水环境管理提供了明确调控靶点。本研究虽揭示了景观风险与水质的非线性关系,但仍存在以下局限:(1) 未能充分考虑气候变化对水文过程及水质的影响;(2) 水质监测站点空间

密度有限,可能影响区域水质空间插值的精度;(3)土地利用转化对水质的影响机制仍停留在相关性层面,未来需结合过程模型进一步揭示其生物地球化学过程。后续研究可拓展多源数据融合,并开展长期定位观测,以深化对“格局—过程—风险—响应”耦合机制的理解。

参考文献(References):

[1] Moore D J, Mandrak N E. Coastal wetland management and restoration: importance of abiotic factors and vegetation for healthy fish communities in the Laurentian Great Lakes[J]. Water, 2025,17(16):2470.

[2] Wang P P, Qi Y F, Tseng C P, et al. Analysis of spatiotemporal changes in eco-environmental quality in the Yellow River Delta based on improved remote sensing ecological index [J]. Journal of Physics: Conference Series, 2025,3118(1):012002.

[3] Tian P, Zhang F Q, Zhang H T, et al. Dynamics of coastal wetlands and their impacts on migratory bird habitats in China-Southeast Asia-South Asia[J]. Ocean & Coastal Management, 2025,270:107883.

[4] Lin Y, Zhou J, Wang J, et al. Spatiotemporal evolution and driving forces of landscape ecological risk in the lower reaches of the Yellow River from 2000 to 2020[J]. Scientific Reports, 2025,15:21375.

[5] Zhang Q, Fan B X, Zhang Z, et al. Increasing fragmentation of coastal wetlands unveils large protection and restoration gaps[J]. Ocean & Coastal Management, 2025, 270:107890.

[6] Zhang L, Han J Q, Xu J Y, et al. Assessment and prediction of land use and landscape ecological risks in the Henan section of the Yellow River Basin[J]. Sustainability, 2025,17(17):7890.

[7] Williamson T N, Sena K L, Shoda M E, et al. Four decades of regional wet deposition, local bulk deposition, and stream-water chemistry show the influence of nearby land use on forested streams in Central Appalachia[J]. Journal of Environmental Management, 2023,332:117392.

[8] Liu J H, Li J L, Wang Y X. Interrelationships and zoning-based management of landscape ecological risk and ecological resilience in the Hefei metropolitan circle from a multi-scale perspective[J]. Frontiers in Environmental Science, 2025,13:1654175.

[9] 陶洁怡,章锦河,董平,等.耕地生态系统服务权衡/协同关系及驱动因素阈值效应:以长三角地区为例[J].生态学报,2025,45(16):7836-7851.
Tao J Y, Zhang J H, Dong P, et al. Cropland ecosystem service trade-off/synergies and threshold effects: a case study of the Yangtze River Delta region[J]. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(16): 7836-7851.

[10] Zhao Y, Luo P P, Zhang J X, et al. Coordinating socio-economic development and ecological protection in the Yellow River Basin: pathways to new quality productivity [J]. Environmental and Sustainability Indicators, 2025,28:100987.

[11] 杨静,赵慧,罗耀华,等.基于深度学习的高分影像湿地分类研究综述[J].遥感技术与应用,2025,40(4):923-935.
Yang J, Zhao H, Luo Y H, et al. A review of wetland classification with high-resolution remote sensing image based on deep learning[J]. Remote Sensing Technology and Application, 2025,40(4):923-935.

[12] 段俊丞,王志勇,高维聪,等.黄河三角洲湿地入侵物种互花米草时空演化与景观格局分析[J].植物生态学报,2025,49(6):922-938.
Duan J C, Wang Z Y, Gao W C, et al. Spatiotemporal evolution and landscape pattern analysis of the invasive species *Spartina alterniflora* in the Yellow River Delta wetland[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2025,49(6):922-938.

[13] 王立辉,冯然,孙玉鑫.基于深度学习的湿地遥感分类研究[J].测绘与空间地理信息,2025,48(S2):110-113.
Wang L H, Feng R, Sun Y X. Research on wetland remote sensing classification based on deep learning[J]. Geomatics & Spatial Information Technology, 2025,48(S2):110-113.

[14] Yang H, Wang J H, Xiao W H, et al. Relationship between hydroclimatic variables and reservoir wetland landscape pattern indices: a case study of the Sanmenxia Reservoir wetland on the Yellow River, China[J]. Journal of Earth System Science, 2020,129(1):83.

[15] 董利利.最佳研究尺度下特别生态功能区景观生态风险分析:以淳安县为例[J].测绘与空间地理信息,2025,48(9):125-128,132.
Dong L L. Landscape ecological risk analysis of special ecological functional areas under optimal research scale: take Chun′an County as an example[J]. Geomatics & Spatial Information Technology, 2025, 48(9): 125-128,132.

[16] Feng B P, Yang H, Ren Y R, et al. Study on change of landscape pattern characteristics of comprehensive land improvement based on optimal spatial scale[J]. Land, 2025,14(1):135.

[17] 宋洁,王晓利,侯西勇,等.基于最优尺度的渤海西部海岸带景观生态风险变化特征[J].广东海洋大学学报,2025,45(4):23-32.
Song J, Wang X L, Hou X Y, et al. Characteristics of landscape ecological risk changes in the western coastal zone of Bohai based on optimal scale [J]. Journal of Guangdong Ocean University, 2025,45(4):23-32.

[18] Wang H J, Qi Z G, Yan H M, et al. Variation charac-

teristics of land use change within the Beijing-Tianjin-Hebei Region during 1985—2022[J]. Land, 2024, 13(12):1997.

[19] Ren S M, Zhao H, Zhang H L, et al. Influence of natural and social economic factors on landscape pattern indices: the case of the Yellow River Basin in Henan Province[J]. Water, 2023,15(23):4174.

[20] Li M R, Zhang B L, Zhang X B, et al. Exploring spatio-temporal variations of ecological risk in the Yellow River ecological economic belt based on an improved landscape index method[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2023,20(3):1837.

[21] 张乐,雷金睿,陈宗铸,等.海南岛三大流域景观生态风险时空演变及其驱动因素[J].生态学报,2025,45(4):1646-1658.
Zhang L, Lei J R, Chen Z Z, et al. Spatiotemporal evolution characteristics and influencing factors of landscape ecological risks in the three major basins of Hainan Island, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2025,45(4):1646-1658.

[22] 黄玺铭,陈勇,李森,等.基于“格局-服务-灾害”的生态脆弱区综合生态风险评价[J].水土保持研究,2026,33(1):330-340,350.
Huang X M, Chen Y, Li S, et al. Comprehensive ecological risk assessment in ecologically fragile regions based on “pattern-service-disaster” framework [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2026,33(1):330-340,350.

[23] Ahmad I, Zelenakova M, Fenta A, et al. Configuring the groundwater potential zone spatially using optimized hotspot analysis [J]. Environmental Earth Sciences, 2023,82(20):467.

[24] Liu T L, Ji X, Gong Y X. Wetland functional area division method: a correlation analysis of water quality and landscape structure[J]. Sustainability, 2022, 14(21):14015.

[25] 杨寅群,李子琪,康瑾,等.基于地理探测器的流域水污染影响因子分析[J].环境科学与技术,2023,46(S1):176-183.
Yang Y Q, Li Z Q, Kang J, et al. Influence factors analysis of water pollution in Fuyang River basin based on the geographical detector[J]. Environmental Science & Technology, 2023,46(S1):176-183.

[26] Wang C Q, Gu H L, Bian Z X, et al. Threshold effects of multi-scale landscape pattern on cultivated land ecosystem service in the northeast black soil region of China [J]. Ecological Indicators, 2025,180:114298.

[27] Rihan M, Talukdar S, Naikoo M W, et al. Optimizing land use/land cover mapping accuracy: a comprehensive analysis of random forest with explainable artificial intelligence based feature importance analysis[J]. Journal of the Indian Society of Remote Sensing, 2025, 53(11):3735-3754.

[28] Liu Y L, Yan B, Huang J, et al. Accelerated coastal subsidence variability across the Yellow River Delta due to anthropogenic land use and land cover changes over the last two decades[J]. Natural Hazards, 2025, 121(18):21583-21610.

[29] 邓楚雄,龚雅菁,张光杰,等.基于景观生态风险评价的湘江流域生态安全格局构建[J].水土保持通报,2024,44(3):145-158.
Deng C X, Gong Y J, Zhang G J, et al. Construction of an ecological security pattern in Xiangjiang River basin based on landscape ecological risk assessment[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2024,44(3):145-158.

[30] 田璇,李丽,张丽,等.徐州市生态系统碳汇估算及时空格局演变[J].遥感技术与应用,2025,40(6):1609-1625.
Tian X, Li L, Zhang L, et al. Estimation of ecosystem carbon sequestration and spatiotemporal pattern evolution of Xuzhou[J]. Remote Sensing Technology and Application, 2025,40(6):1609-1625.

(上接第405页)

[28] 侯亚丽,匡文慧,窦银银.全球超大城市空间扩张及分形特征研究[J].地理学报,2022,77(11):2687-2702.
Hou Y L, Kuang W H, Dou Y Y. Analysis of urban expansion and fractal features in global 33 megacities from 2000-2020[J]. Acta Geographica Sinica, 2022,77(11):2687-2702.

[29] 刘家莉,朱喜钢,吴雅.区域发展下城市群土地利用空间冲突演化及预警研究:以成渝城市群为例[J].水土保持研究,2025,32(4):353-364.
Liu J L, Zhu X G, Wu Y. Evolution and early warning of land use spatial conflicts in urban agglomerations under regional development: a case study of the Chengdu-Chongqing urban agglomeration[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2025,32(4):353-364.

[30] 罗天玥,刘学军,李静,等.京津冀城市群生态空间冲突时空演变研究[J].测绘地理信息,2021,46(5):88-92.
Luo T Y, Liu X J, Li J, et al. Spatio-temporal evolution of ecological spatial conflicts in Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration[J]. Journal of Geomatics, 2021,46(5):88-92.