J. Lake Sci.(湖泊科学),2027,39(2):000-000
DOI: 10.18307/2027.0224
©2027 by *Journal of Lake Sciences*

越冬水鸟功能群对栖息地景观格局变化的差异化响应：小型浅水湖泊湿地修复的生态效应*

程　颖[1,2], 夏珊珊[1,2], 周立志[1,2,3**]
（1: 安徽大学资源与环境工程学院，合肥 230601）
（2: 安徽省湿地生态保护与修复重点实验室（安徽大学），合肥 230601）
（3: 安徽升金湖湿地生态学国家长期科研基地，东至 247230）

摘　要：湿地修复是遏制湖泊生态系统退化、恢复其生态功能的关键技术途径。通过提升水系连通性与优化景观格局，可显著提升水鸟栖息地质量。黄陂湖为长江中下游典型的小型浅水湖泊，历史上因围垦养殖等人为活动，导致景观破碎化加剧、生态功能持续退化。2023 年 6 月—2024 年 6 月，该区域开展了为期一年的湿地修复工程，但其生态效应尚未进行过系统评估。本研究以从水鸟功能群的角度，系统分析修复前后越冬水鸟群落动态，整合景观配置特征与组成结构，评估景观格局变化对水鸟群落的影响。研究结果表明：修复后湖泊湿地景观格局得到优化，越冬前期整体斑块密度下降 48.93%、水域面积增加 53.49%及泥滩斑块数量下降 53.89%；越冬中期水域斑块数量下降 71.31%；越冬后期植被聚合指数增加 12.45%。水鸟功能群对景观格局变化产生了差异化响应，水域聚合指数提升促进捕食性潜水游禽（G1）种群数量增长；泥滩聚合指数提升有效增加了植食性游禽（G5）集群规模；而浅水聚合指数升高导致均质化，使依赖此类异质斑块的食底栖动物小型涉禽（G3）种群下降。广义加性模型（GAM）分析表明，斑块密度是影响 G5 动态变化的关键景观配置因子，水域面积和聚合指数是驱动潜水游禽与大型涉禽分布的主导因素。针对小型浅水湖泊湿地修复，建议通过增强水系连通、分阶段合理调控水位等措施优化景观格局，满足不同水鸟功能群越冬需求。本研究强调了湿地修复过程中构建异质生境镶嵌体对越冬水鸟保护的重要性，为长江中下游地区强人为干扰湿地的科学修复与水鸟栖息地保护提供理论支撑与实践依据。
关键词：越冬水鸟；群落多样性；功能群；湿地修复；景观格局；黄陂湖

Differentiated responses of wintering waterbird functional groups to wetland landscape pattern changes: Ecological restoration effects in a small shallow lake *

Cheng Ying[1,2], Xia Shanshan[1,2]& Zhou Lizhi[1,2,3**]
（1: *School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei* 230601*, P.R.China*）
（2: *Anhui Provincial Key Laboratory of Wetland Ecological Protection and Restoration (Anhui University), Hefei* 230601*, P.R.China*）
（3: *Anhui Shengjin Lake Wetland Ecology National Long-term Scientific Research Base, Dongzhi* 247200*, P.R.China*）

Abstract: Wetland restoration serves as a key technical approach to reverse lake ecosystem degradation and recover ecological functions. Improving hydrological connectivity and optimizing landscape patterns can effectively enhance habitat quality for waterbirds. Lake Huangpi is a small shallow lake located in the middle and lower reaches of the Yangtze River floodplain. Long-term human

* 2025-12-26 收稿；2026-06-03 收修改稿；2026-06-08 录用。
国家自然科学基金项目（32171530）资助。
** 通讯作者；E-mail：zhoulz@ahu.edu.cn。

disturbances, such as aquaculture reclamation, have led to severe landscape fragmentation and ecological degradation in this lake. A wetland restoration project was carried out in the study area from June 2023 to June 2024, but systematic assessments of its ecological outcomes are still lacking. From the perspective of waterbird functional groups, this study examined temporal changes in wintering waterbird communities before and after restoration. It also evaluated how landscape pattern changes influenced waterbird assemblages, based on landscape composition and configuration data. The results indicated that lake wetland landscape patterns were significantly improved after restoration. During the early wintering period, total patch density decreased by 48.93%, water area increased by 53.49%, and the number of mudflat patches dropped by 53.89%. In the mid-wintering period, the number of water patches decreased by 71.31%. In the late wintering period, the vegetation aggregation index rose by 12.45%. Different waterbird functional groups showed varied responses to landscape pattern changes. The increased aggregation index of water area positively affected the population of predatory diving waterbirds (G5). The higher aggregation index of mudflats effectively increased the group size of herbivorous waterbirds (G5). In contrast, the improved aggregation index of shallow water led to habitat homogenization and further reduced the population of small benthivorous waders (G3), which depend on heterogeneous shallow-water patches. Generalized Additive Model (GAM) analysis revealed that patch density was the key landscape configuration factor driving population dynamics of G5. Water area and aggregation index were the main factors influencing the distribution of diving waterbirds and large waders. For the restoration of small shallow lakes, targeted landscape pattern optimization can be achieved through improving hydrological connectivity and implementing staged water level regulation, thereby meeting the wintering habitat needs of different waterbird functional groups. This study confirms that constructing heterogeneous habitat mosaics is critical for wintering waterbird conservation in wetland restoration. It also provides theoretical support and practical guidance for the scientific restoration of wetlands under intensive human disturbance and for waterbird habitat protection in the middle and lower Yangtze River floodplain.
Keywords: Wintering waterbirds; community diversity; functional group; wetland restoration; landscape pattern; Huangpi Lake

湿地修复导致的景观格局变化影响水鸟栖息地质量与食物资源可及性，是驱动水鸟群落结构及动态变化的关键机制[1]。近年来，在自然波动与人为因素双重干扰下，全球湖泊湿地普遍面临水文节律紊乱与生境破碎化加剧等系统性问题[2-3]，不仅削弱了湿地核心生态功能，也增加了越冬水鸟在觅食与栖息过程中的生存压力，最终影响其种群规模与空间分布格局[4]。作为恢复退化湿地生态系统功能和提升生物多样性的重要手段，湿地修复日益受到重视[5]。因此，如何通过湿地修复构建适宜栖息地，以维持水鸟群落的稳定性，已成为生物多样性保护领域的核心议题之一。

适宜的生境斑块与良好的环境条件是保障水鸟完成生活史各阶段的关键基础，也是湿地修复的重要目标。研究表明，湿地修复工程主要通过增强水系连通性与优化景观格局等方式提升水鸟栖息地质量[6]。其中，湖泊水文条件作为关键驱动因子，通过影响水生植物生长和生态系统组成改变景观格局。景观格局包含景观配置与景观组成两个维度[7]，常借助景观指数量化表征[8]。如，湿地修复通过调控区域水文状况，改变水域面积与植被占比等景观组成特征[9-10]，进而影响水鸟食物资源丰富度；合理提升水域聚合指数形成广阔、连续的水域，缓解水鸟栖息地破碎化，为水鸟提供觅食、休息和繁殖场所[11]。此外，湿地修复所形成的景观空间格局也会调控水鸟的种群规模及其分布格局[12]。

水鸟是湿地生态系统的重要指示类群，其群落特征是评估栖息地质量和修复成效的核心生物指标[13]。传统分类学方法基于物种名录或系统发育关系描述群落组成，难以揭示物种在生态过程中的功能差异。为克服这一局限，功能群划分方法被引入，即依据生态功能性状将生态位或功能相似的物种聚类[14]。功能群划分以多维性状为核心，其形态性状决定物种的栖息地利用能力与资源获取方式[15]，食性特征揭示其营养生态位分化与种间竞争关系[16]，取食层则反映垂直空间利用方式与行为适应性，三者整合可有效阐明物种的功能角色与生态位分化机制。相较于传统分类学，功能群划分更能揭示群落构建的内在规律，便于量化物种对环境变化的响应阈值，并评估生态修复成效[9,16]。然而，现有研究多聚焦于景观变化对物种组成和数量分布的影响[5,17,18]，难以全面解析群落动态变化。明确功能群的生态位分化与生境偏好，对构建异质化的生境镶嵌体、提升栖息地质量至关重要[10,19]。因此，有必要基于多维性状对水鸟进行功能群划分，识别水鸟对关键景观因子的响应规律，以揭示生态系统恢复力中的弹性特征[20-21]。

长江中下游浅水湖泊是东亚—澳大利西亚候鸟迁飞路线（East Asian-Australasian Flyway）上的关键停歇地，其生境异质性与水文连通性对维持水鸟多样性及提供越冬栖息资源具有重要生态功能[22]。然而，长期高强度的围垦养殖与闸坝建设导致该区域小型湖泊普遍面临水文节律紊乱、生境破碎化及生物多样性下降等问题[22-23]。黄陂湖作为该区域典型的小型浅水湖泊，同样因围湖造田与高密度养殖等人类活动影响而生态系统严重退化。因此，系统评估黄陂湖湿地修复的生态效应，不仅对该湖区生态修复实践具有直接指导意义，也为长江中下游同类浅水湖泊的保护与修复管理提供重要参考。本研究基于黄陂湖湿地修复前后获取的调查数据，通过对比分析修复前后同一越冬阶段的景观格局与水鸟群落结构的变化，系统阐明景观格局变化对越冬水鸟群落组成的影响。重点探讨：（1）不同水鸟功能群对湿地修复景观组成和空间配置的差异化响应；（2）关键景观因子在驱动水鸟功能群分布与动态变化中的作用。

1 研究方法

1.1 研究区域

黄陂湖（31°9′~31°13′N ，117°20′～117°25′E）位于安徽省合肥市庐江县城东南，是长江流域典型的小型浅水湖泊，2023 年列入安徽省省级重要湿地名录（图 1）。该区域属于亚热带湿润季风气候，四季分明，年均气温约 16 ℃，年日照时数约 2270 h，无霜期年均达 240 d；年均降水量约 1190 mm，且降水年内分配不均，夏季（6—8 月）集中约 60%，冬季仅占 10%～15%。水系发达，瓦洋河、马坝河、黄泥河、县河等多条河流汇入，控制流域面积达 563 km²[24]。2023 年 6 月—2024 年 6 月，实施覆盖全湖的湿地修复主体工程，修复总面积 27.41 km²（其中省级重要湿地面积 20.42 km²），重点包括上述四条河流入湖口湿地及生境修复核心区。通过植被恢复、底栖动物与鱼类增殖提升水鸟食物资源丰富度，结合水系连通性、微生境改造与水位调控优化湿地景观结构，构建适宜水鸟栖息地（附表I）。

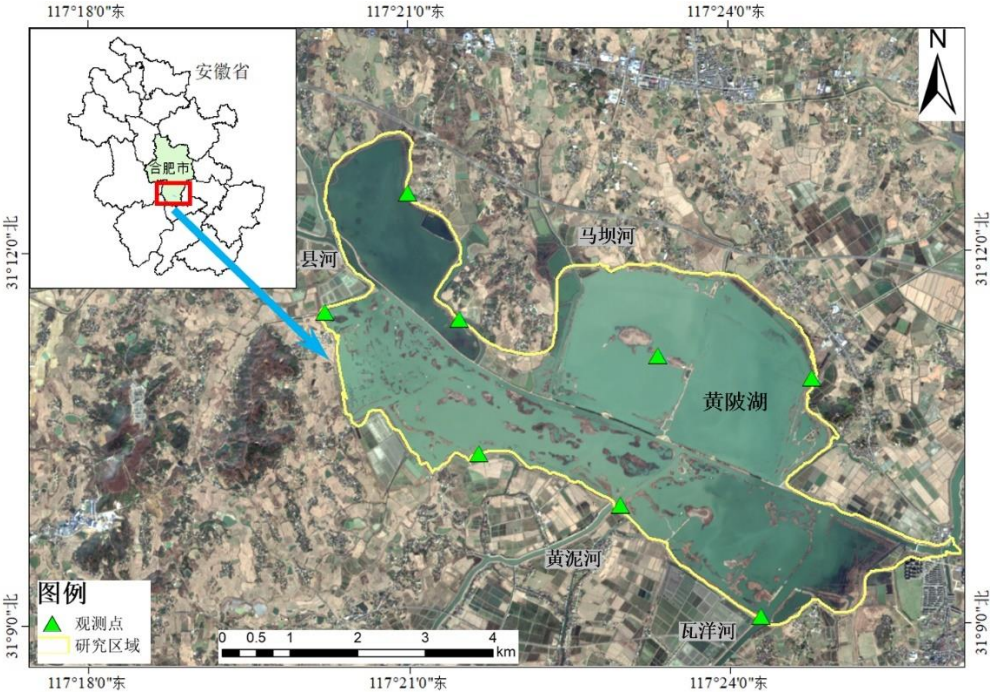

图 1　研究区域黄陂湖的遥感影像

（该图遥感解译基于 2025 年 3 月 26 日的卫星影像）

Fig. 1 Remote sensing imagery of Lake Huangpi in the study area

（The remote sensing interpretation of this figure is based on satellite images acquired on March 26, 2025）

1.2 数据收集

1.2.1 水位数据收集　从安徽省水文信息网（http://yc.wswj.net/ahsxx/lol/public/public.html）获取了湿地修复工程实施前（2022 年 10 月—2023 年 3 月）和实施后（2024 年 10 月—2025 年 3 月）两个越冬期缺口水文站每日 8:00 的水位数据（参考水位基准：吴淞高程）。根据黄陂湖水位的年变化情况，4—5 月为上升阶段，6—9 月属于丰水期，10 月至 11 月为退水阶段，每年 12 月—次年 1 月为枯水期，2 月至 3 月为缓慢上升期（图 2）。修复前水位剧烈波动，越冬初期呈持续升高的反节律特征。根据水文变化，将越冬期划分为前期（10—11 月）、中期（12 月—次年 1 月）和后期（2—3 月）。

1.2.2 气候因子数据收集　气温和总降水量数据来源于国家气象科学数据中心（https://data.cma.cn/），收集黄陂湖湿地修复前后两个越冬期的逐月气候数据，计算月平均气温和月累计降水量（附表II）。

1.2.3 水鸟数据收集　于湿地修复前后的两个越冬期，在瓦洋河、马坝河、黄泥河、县河入湖河口湿地以及湖区生境修复核心区，依据不同景观类型的典型区域共布设 8 个固定观测点，其中瓦洋河、马坝河、黄泥河入湖口湿地各设 1 个观测点，县河入湖口湿地 2 个观测点，湖区生境修复核心区 3 个观测点，修复前后观测点位置保持一致。

观测使用单筒望远镜（SWAROVSKI 20-60 × 85, Austria）和双筒望远镜（SWAROVSKI 8.5 × 42, Austria），采用定点观测法。为避免重复计数并确保物种识别与个体计数的准确性，设定各观测点有效观测半径 500 m，各点间距不低于 2 km，确保观测范围不重叠。采用激光测距仪（Bushnell Elite 1500，Vista Outdoor，America）对目标水鸟进行定位测量，确认视野位于 500 m 有效观测范围内。组织两个调查小组，在晴朗无风的同一天上午日出后 2 ~ 3 h 内同步开展调查，各小组负责的观测点空间独立分布，单次观测时长为 15 ~ 20 min。每月开展一次系统调查，每个越冬期完成 6 次调查，累计 12 次，记录水鸟种类、个体数量及景观类型。观测中，水鸟数量较少时，采用直接计数法进行逐个计数；群落规模较大时，则采用集团估算法进行数量统计[25]。

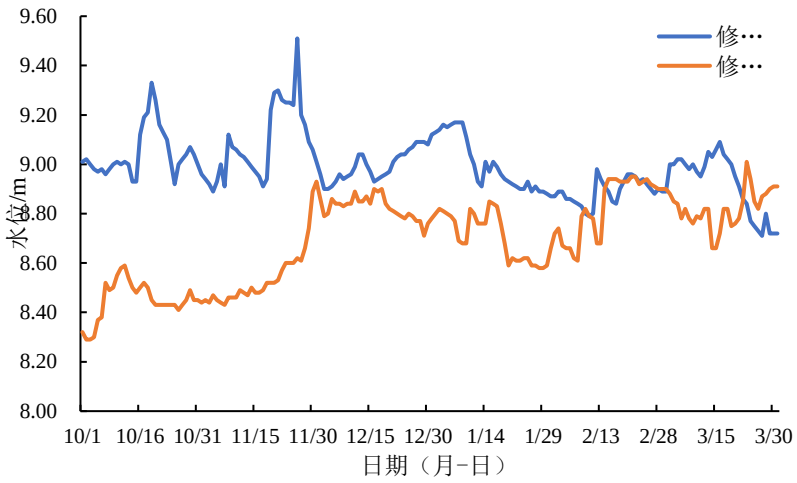

图 2　湿地修复前后越冬期黄陂湖水位的动态变化规律（参考水位基准：吴淞高程）

Fig. 2 Dynamic patterns of water level fluctuations at Huangpi Lake during the wintering period before and after wetland restoration (Reference water level datum: Wusong Datum)

1.2.4 景观因子数据收集　本研究选取与调查日期相近或水位差控制在 0.1 m 以内的 12 幅 Sentinel-2 遥感影像进行解译。影像从欧洲航天局 ESA 官网（https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home）下载，云层覆盖度均小于 5%[26]。对未进行校正的影像在 ENVI 5.6 中进行辐射定标、大气校正和几何校正，并在 ArcMap

10.8.1 重新投影至 UTM WGS 1984 50N 坐标系。采用最邻近法重采样后，进行波段合成、掩膜提取等操作，最后使用迭代自组织数据分析（ISODATA）的非监督分类方法，将影像解译为水域、植被和泥滩三类景观类型[27]。水域指水体覆盖区，包括开阔水面及河湖水系；泥滩指无植被覆盖的裸露滩地，包括浅水期出露的泥质或沙质滩涂；植被指湿地维管植物覆盖区，包括挺水植物、沉水植物及湿生草本植被[28-29]。在研究区域设置 150 个随机点进行精度验证，结合谷歌地球（Google Earth）与实地调查，对随机点对应的真实地类进行编辑，将非监督分类结果与随机点相交，建立混淆矩阵，计算得出平均总分类精度为 90.66%，平均 Kappa 系数为 85.96%，表明图像分辨精度高。以 2025 年 01 月 10 日影像为例，总分类精度为 91.33%，Kappa 系数为 86.98%；水域、泥滩和植被的生产者精度分别为 92.31%、88.24%、93.62%，水域、泥滩和植被的用户精度分别为 88.89%、93.75%、91.67%，表明分类结果具有可靠性。所有处理在 ArcGIS 10.8.1 中进行。

景观指数在 500 m 半径范围内量化，以各观测点作为圆心，实现景观格局与水鸟群落分布的局域尺度对应，准确解析景观格局变化对水鸟功能群的影响。湿地景观格局从景观配置和组成两个方面量化，景观配置指数选取斑块密度（PD）、周长面积分形维度指数（PAFRAC）、交错和并列指数（IJI）和斑块凝聚度指数（COHESION），反映整体湖泊斑块的分布格局；景观组成指数采用景观类型面积（CA）、斑块数量（NP）和聚合指数（AI），呈现水域、泥滩和植被的面积规模与聚集程度（表 1）[30-31]。上述指数利用景观指数分析软件 Fragstats 4.2 计算。本研究的水鸟生境分析基于景观格局指标，通过景观变化的时空特征间接反映对水鸟的潜在影响，不涉及水鸟对各类景观类型的直接选择行为判定。

表 1　景观指数表

Tab.1 Landscape index table

类别	景观指数	缩写	描述
景观配置	周长面积分形维度指数	PAFRAC	量化斑块形状的复杂程度[12]。复杂形状的斑块可能增加边缘生境比例，影响对边缘敏感物种的栖息地利用[32]。
	斑块密度	PD	衡量景观破碎化强度，用单位面积内斑块的数量来表达。该值过高会增加水鸟觅食阻力、降低觅食效率，尤其是偏好大面积连续生境的水鸟；该值过低则减少微生境多样性[33]。
	交错和并列指数	IJI	衡量不同斑块类型之间的交错与相邻程度。较高 IJI 可为水鸟提供多样化边缘生境，增加觅食与隐蔽的便利性。
	斑块凝聚指数	COHESION	量化斑块空间结构连通性，影响水鸟扩散与移动。
景观组成	景观类型面积	CA	某一类景观类型面积，决定水鸟种群承载力[32]。
	斑块数量	NP	本研究用于表示某类景观类型斑块的绝对个数。适度数量的斑块可为水鸟提供多样化的微生境选择[33]。
	聚合指数	AI	本研究用于衡量某类景观类型斑块的聚集程度[12]。其中，较高水域 AI 形成大面积连续水面，降低游禽扩散阻力；较高泥滩 AI 支撑鸻鹬类涉禽觅食；适宜植被 AI 为游禽提供隐蔽、筑巢及躲避场所[34]。该值过高会导致微生境丧失，不利于水鸟生存。

1.3 功能形状

水鸟功能性状来自全球鸟类性状数据集（AVONET）[35-36]，选取 17 个功能性状，分别是 5 种形态性状，包括喙长、喙宽、喙深、跗蹠长和体重性状；3 种取食层，包括水面下层、水面上层、地面；9 种食物类型，包括无脊椎动物、种子、鱼类等。形态特征通过直接影响鸟类的栖息地利用策略，成为驱动其生态适应性的核心机制。食物资源利用的群落分布格局直接体现湿地资源的谱系分异机制，是维系鸟类群落功能多样性及物种共存的根本机制。

1.4 数据分析

从分类多样性与功能多样性分析越冬水鸟群落对湿地修复的响应。分类多样性以物种丰富度

（Species richness index，SR）和多度（Species Abundance）量化，分别表征水鸟群落的物种数目与个体数量。功能 α 多样性以功能丰富度指数（functional richness index，FRic）和功能分散度指数（functional dispersion index，FDis）量化，以形态性状作为连续变量，取食层和食物类型性状作为分类变量，基于物种-性状矩阵计算 Gower 距离（使用 mFD 包），其允许在距离矩阵的构建中同时使用分类和数字性状[9]，FRic 和 FDis 通过 FD 包在 R v4.3.3 中计算。水鸟多样性指数基于各越冬阶段调查的指数平均值计算得出。

为了全面评估湿地修复景观格局变化对不同生态位水鸟的影响，本研究采用精细尺度功能群方法，基于“物种-功能性状”多维矩阵构建距离矩阵。为消除功能性状量纲差异，对连续型性状采用 *z-score* 标准化，对二元型性状采用 0-1 标准化。基于标准化数据，采用层次聚类分析（HCA）划分水鸟功能群[22]。以欧氏距离计算物种间功能差异，采用 Ward 法进行聚类。依据“食性、觅食方式、体型”三维性状特征组合命名，食性按主导食物类型划分为肉食、植食、杂食；觅食方式由取食层与形态性状综合确定分为潜水、涉水、泥滩探啄、深水捕食、水面滤食等类型；体型由体重与跗蹠长划分为小型、中型、大型。通过轮廓系数法（Silhouette method）计算了 k 值从 2 到 10 的平均轮廓系数，$k = 6$ 时平均轮廓系数达到峰值（$s = 0.676$），因此划分为 6 个水鸟功能群。采用基于 Gower 距离矩阵的置换多元方差分析（PERMANOVA）检验功能群划分的统计合理性。以各越冬阶段调查的水鸟多度均值作为功能群多度数据。针对湿地修复前后同一越冬阶段的景观因子及各水鸟功能群的多度数据，分别进行差异性检验。首先使用 Shapiro-Wilk 检验评估数据的正态性，鉴于数据呈非正态分布，均采用非参数的 Kruskal-Wallis 检验进行差异显著性分析。

本研究采用 Spearman 相关性分析识别水位与景观因子、水鸟功能群多度的统计关联，揭示水位波动对景观格局及水鸟功能群的驱动机制。进一步运用广义加性模型（Generalized Additive Models, GAM）量化景观因子与功能群多度之间的关系，识别驱动水鸟功能群动态变化的关键景观因子。GAM 作为一种非参数化的多元非线性回归方法，适用于描述响应变量与解释变量间可能存在的复杂非线性或非单调关系[37]。在构建模型前，通过方差膨胀因子（VIF）对解释变量进行多重共线性检验，保留 VIF < 5 变量用于后续分析[38]，选取的景观因子均符合共线性控制标准。以景观因子和气候因子作为解释变量，水鸟功能群多度作为响应变量，基于赤池信息准则（AIC）的逐步回归方法筛选最优模型，结合前向选择与后向剔除，以 AIC 值最小作为择优标准，最终确定包含核心解释变量的最优 GAM 模型[39]。通过构建一系列 GAM，解析水鸟功能群对湿地修复前后景观格局变化的响应，识别影响水鸟分布的关键景观因子。此外，需要考虑年际气候变化是否对水鸟群落产生潜在影响。上述 GAM 分析使用 mgcv 软件包中的 *gam* 函数在 R v4.3.3 中完成。

2 结果

2.1 湿地修复前后水鸟栖息地景观差异

修复前后同一越冬阶段景观配置指数对比显示，越冬前期斑块密度显著下降 48.93%（$\chi^2 = 11.763$, $df = 1$, $P = 0.001$），越冬中期斑块凝聚指数显著增加（$\chi^2 = 4.142$, $df = 1$, $P = 0.042$），越冬后期各项景观配置指数变化不显著（$P > 0.05$）（表 2）。修复前后同期景观组成指数对比表明，水域、泥滩与植被呈差异化响应。与修复前相比，水域变化显著，修复后的越冬前期其面积（$\chi^2 = 6.763$, $df = 1$, $P = 0.009$）和聚合指数（$\chi^2 = 9.786$, $df = 1$,$P = 0.002$）均显著增加，中期斑块数量（$\chi^2 = 12.063$, $df = 1$, $P = 0.001$）显著降低 71.31%；泥滩面积在修复后越冬前期显著减少 53.89%（$\chi^2 = 10.759$, $df = 1$, $P = 0.001$），中期聚合指数显著增加（$\chi^2 = 4.455$, $df = 1$, $P = 0.035$）；植被面积和斑块数量在越冬前期（面积：$\chi^2 = 12.820$, $df = 1$,$P < 0.001$；斑块数量：$\chi^2 = 11.384$, $df = 1$, $P = 0.001$）与中期（面积：$\chi^2 = 4.142$, $df = 1$, $P = 0.042$；聚合指数：$\chi^2 = 5.460$ $df = 1$, $P = 0.019$）均显著减少，后期聚合指数显著增加 12.45%（$\chi^2 = 4.297$ $df = 1$, $P = 0.038$）（附表III）。相关数据显示，水鸟观测点缓冲区尺度的三类景观类型面积变化，与全湖尺度变化趋势整体保持一致（附表IV）。

表 2 湿地修复前后越冬期黄陂湖景观配置差异（平均值±标准差）

Tab.2 Differences in landscape configuration of Lake Huangpi during the wintering period before and after wetland restoration (Mean ± SE)

越冬期	景观指数	湿地修复前	湿地修复后	χ^2统计量	***P*** 值
越冬前期	斑块密度/(个/km²)	207.13 ± 18.95	105.78 ± 14.29	11.763	**0.001*** **
	周长面积分形维度指数	1.49 ± 0.01	1.50 ± 0.02	0.320	0.572
	交错和并列指数/ %	76.97 ± 2.94	75.13 ± 1.98	0.001	0.970
	斑块凝聚指数	97.80 ± 0.18	98.22 ± 0.13	3.006	0.083
越冬中期	斑块密度/(个/km²)	119.30 ± 16.26	120.09 ± 15.09	0.006	0.940
	周长面积分形维度指数	1.49 ± 0.01	1.46 ± 0.02	1.740	0.187
	交错和并列指数/ %	80.24 ± 2.54	85.64 ± 2.75	1.547	0.214
	斑块凝聚指数	97.62 ± 0.25	98.34 ± 0.12	4.142	**0.042***
越冬后期	斑块密度/(个/km²)	146.83 ± 17.68	132.51 ± 16.90	0.115	0.734
	周长面积分形维度指数	1.50 ± 0.01	1.50 ± 0.01	0.006	0.940
	交错和并列指数/ %	88.57 ± 1.93	84.37 ± 2.17	2.273	0.132
	斑块凝聚指数	97.02 ± 0.28	97.77 ± 0.17	2.273	0.132

*表示 0.01 ＜ P ≤0.05，**表示 0.001 ＜ P ≤ 0.01，***表示 P ≤ 0.001。

2.2 湿地修复前后水鸟群落结构组成

湿地修复前后两个越冬期共记录到水鸟 25351.25 ± 4072.28（n = 12）只，隶属于 7 目 12 科 59 种，其中雁形目最多，共调查到 26 种，占总物种数 44.07%。其中国家一级重点保护野生动物 2 种，分别是东方白鹳（*Ciconia boyciana*）和青头潜鸭（*Aythya baeri*）；国家二级重点保护野生动物 8 种，即小天鹅（*Cygnus columbianus*）、鸿雁（*Anser cygnoides*）、白额雁（*Anser albifrons*）、斑头秋沙鸭（*Mergellus albellus*）、花脸鸭（*Sibirionetta formosa*）、白琵鹭（*Platalea leucorodia*）、水雉（*Hydrophasianus chirurgus*）和棉凫（*Nettapus coromandelianus*）。记录到 IUCN 红色物种名录（The International Union for Conservation of Nature's Red List of Threatened Species）的受胁水鸟物种 4 种，即 1 种极危（CR）物种，为青头潜鸭；2 种濒危（EN）物种，为鸿雁和东方白鹳；1 种易危（VU）物种，为红头潜鸭（*Aythya ferina*）。此外，大白鹭（*Ardea alba*）、东方白鹳、白琵鹭、小天鹅、豆雁（*Anser fabalis*）、白额雁、灰雁（*Anser anser*）、罗纹鸭（*Mareca falcata*）、花脸鸭及青头潜鸭达到东亚－澳大利西亚迁飞通道 1%种群数量标准。湿地修复前后同一越冬阶段的水鸟多度、物种丰富度和功能丰富度指数的差异不显著（P > 0.05）（图 3）；功能分散度指数在修复前的越冬前期显著高于修复后（χ^2 = 4.778, df = 1 , P = 0.029）（图 3d）。

根据 HCA 结果显示，黄陂湖越冬水鸟可划分为 6 个功能群：喙尖的捕食性潜水游禽（G1）；腿长体轻的浅水捕食性小型涉禽（G2）；腿短体轻的食底栖动物小型涉禽（G3）；喙长腿长的捕食性大型涉禽（G4）；喙宽体大、主食植物块茎的植食性游禽（G5）；喙平、体型中等的杂食性游禽（G6）。PERMANOVA 结果显示，各功能群之间存在显著差异（F = 23.990，P = 0.001）（图 4，附表 V）。与修复前同一越冬阶段的功能群多度相比，修复后越冬前期，G1 多度显著增加（χ^2 = 4.150，df = 1，P = 0.042），G3 多度显著降低（χ^2 = 4.793，df = 1，P = 0.029）；越冬中期 G3 多度持续降低（χ^2 = 4.276，df = 1，P = 0.039），G5 多度显著增加（χ^2 = 3.994，df = 1，P = 0.046）；其他功能群在修复前后的各越冬期均无显著差异（P > 0.05）（表 3）。

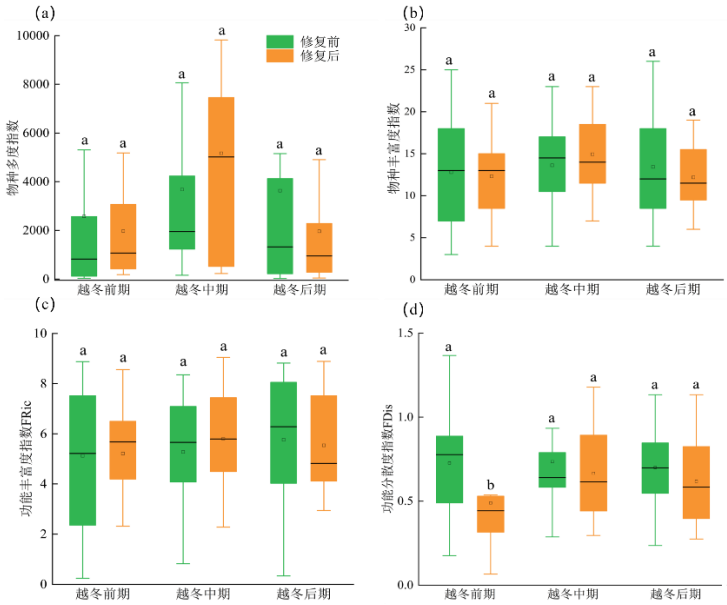

图 3　湿地修复前后黄陂湖越冬水鸟多样性指数变化（平均值±标准差;字母不同表示存在显著差异）

Fig.3 Changes in diversity indices of wintering waterbird in Lake Huangpi Lake before and after wetland restoration (mean ± SE)

表 3　湿地修复前后黄陂湖越冬水鸟功能群多度差异（平均值±标准差）

Tab.3 Differences in abundance of wintering waterbird functional groups in Lake Huangpi before and after wetland restoration (Mean ± SE)

越冬时期	水鸟功能群	多度/只		χ^2值	*P* 值
		湿地修复前	湿地修复后		
越冬前期	G1	413.38 ± 175.62	655.25 ± 222.31	4.150	**0.042***
	G2	4.25 ± 1.22	7.75 ± 4.94	2.581	0.108
	G3	130.06 ± 37.01	54.38 ± 28.87	4.793	**0.029***
	G4	254.94 ± 155.66	38.63 ± 19.96	1.568	0.210
	G5	272.50 ± 124.89	344.94 ± 234.97	0.201	0.654
	G6	1532.50 ± 763.02	869.75 ± 229.87	0.029	0.865
越冬中期	G1	129.88 ± 24.33	370.50 ± 141.81	0.001	0.970
	G2	14.38 ± 7.79	26.56 ± 15.37	0.505	0.477
	G3	73.50 ± 29.60	6.00 ± 2.55	4.276	**0.039***
	G4	98.81 ± 53.21	83.31 ± 35.60	0.412	0.521
	G5	1067.13 ± 441.46	2045.25 ± 622.25	3.994	**0.046***
	G6	2294.25 ± 1060.85	2633.31 ± 821.12	0.070	0.792
越冬后期	G1	228.19 ± 69.55	294.94 ± 120.52	0.540	0.462
	G2	7.63 ± 5.16	8.00 ± 4.374	0.037	0.847
	G3	10.31 ± 6.31	12.38 ± 3.53	1.975	0.160
	G4	80.13 ± 34.25	61.13 ± 27.85	0.018	0.895
	G5	1314.13 ± 663.90	622.81 ± 339.71	0.092	0.762
	G6	1989.06 ± 1074.35	963.56 ± 376.34	0.460	0.498

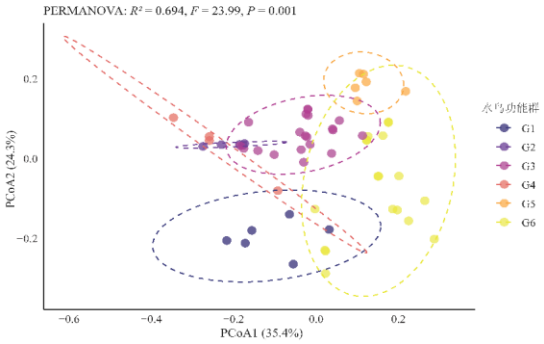

图 4　水鸟功能群的功能性状差异

Fig.4 Differences in functional traits among waterbird functional groups

2.3 驱动水鸟群落变化的关键景观因子

Spearman 相关性分析表明，越冬期水位对湿地景观格局有显著驱动效应，但与各水鸟功能群多度不显著相关（$P > 0.05$）。其中，水位与斑块密度（$R = -0.294, P = 0.004$）、水域斑块数量（$R = -0.446, P < 0.001$）、泥滩面积（$R = -0.321, P = 0.001$）、泥滩斑块数量（$R = -0.494, P < 0.001$）及植被相关指数（面积 $R = -0.492, P < 0.001$；聚合指数 $R = -0.384, P < 0.001$）呈显著负相关；与斑块凝聚指数（$R = 0.312, P = 0.002$）、水域面积（$R = 0.321, P = 0.001$）、水域聚合指数（$R = 0.408, P < 0.001$）及泥滩聚合指数（$R = 0.289, P = 0.004$）呈显著正相关；与其他景观因子不显著相关（$P > 0.05$）。

基于 GAM 模型的分析结果显示，景观配置指数中，周长面积分形维度指数和斑块密度对部分水鸟功能群产生显著影响（表 4）。G4 与周长面积分形维度指数呈显著负相关（$P = 0.018$）（图 5a）；G5 与斑块密度呈显著负相关（$P = 0.011$）（图 5b）；其他功能群未被景观配置显著影响（$P > 0.05$）。

表 4　景观配置指数对水鸟群落产生影响的最优模型结果

Tab. 4 Optimal model results for the influence of landscape configuration indices on waterbird communities

因变量	自变量	P 值	调整后决定系数 R^2（adj）	GAM 整体解释力百分比	AIC
G1	斑块密度	0.060	0.051	6.70%	1493.69
G2	—	—	—	—	937.38
G3	交错和并列指数	0.112	0.040	5.69%	1157.93
G4	周长面积分形维	**0.018***	0.048	5.80%	1358.77
G5	斑块密度	**0.011***	0.057	6.68%	1715.90
G6	—	—	—	—	1821.51

水鸟功能群与景观组成指数的关系分析表明，水域聚合指数是关键驱动因子（表 5）。G1 与水域聚合指数（$P = 0.005$）、泥滩面积（$P < 0.001$）呈非线性关系，与水域斑块数量（$P = 0.036$）、植被聚合指数（$P = 0.039$）正相关；G3 与水域面积（$P = 0.007$）、聚合指数（$P = 0.001$）负相关，与泥滩面积（$P = 0.049$）、植被聚合指数（$P = 0.025$）正相关；G4 响应最敏感，受多种景观组成因子显著影响，其中与水域面积（$P < 0.001$）、泥滩斑块数量（$P = 0.002$）正相关，与水域斑块数量负相关（$P = 0.038$），其余呈非线性关系；G5 与泥滩聚合指数显著正相关（$P = 0.012$）（图 5f）；G2 和 G6 未被景观组成显著解释（$P > 0.05$）。功能群对水域聚合指数响应阈值表明，G1 多度在水域聚合指数处于 88～92 区间保持较高水平，达到 96 及以上时数量增长（图 5c）；G3 多度与该指数近似线性下降，在大于 96 时多度基本降至 0（图 5d）；G4 多度在指数达到 87 时达到峰值，超过 97.5 时因水域斑块过度聚集，其多度迅速下降（图 5e）。平均气温和总降水量两种气候因子对各功能群多度呈不显著相关（$P > 0.05$），排除年际气候差异的干扰。

表 5　景观组成对水鸟群落产生影响的最优模型结果

Tab.5 Optimal model results for landscape composition influencing waterbird communities

因变量	自变量	*P* 值	调整后决定系数 R^2（adj）	GAM 整体解释力百分比	AIC
G1	水域斑块数量	**0.036***	0.456	54.5%	1468.65
	水域聚合指数	**0.005****			
	泥滩面积	**< 0.001*****			
	植被斑块数量	**0.004****			
	植被聚合指数	**0.039***			
G2	泥滩聚合指数	0.144	0.012	2.25%	937.32
G3	水域面积	**0.007****	0.245	33.7%	1152.94
	水域聚合指数	**0.001*****			
	泥滩面积	**0.049***			
	泥滩斑块数量	0.104			
	植被聚合指数	**0.025***			
G4	水域面积	**< 0.001*****	0.479	58.2%	1341.09
	水域斑块数量	**0.038***			
	水域聚合指数	**< 0.001*****			
	泥滩斑块数量	**0.002****			
	植被面积	**< 0.001*****			
G5	水域聚合指数	0.080	0.103	12.2%	1712.41
	泥滩聚合指数	**0.012***			
G6	—	—	—	—	1821.51

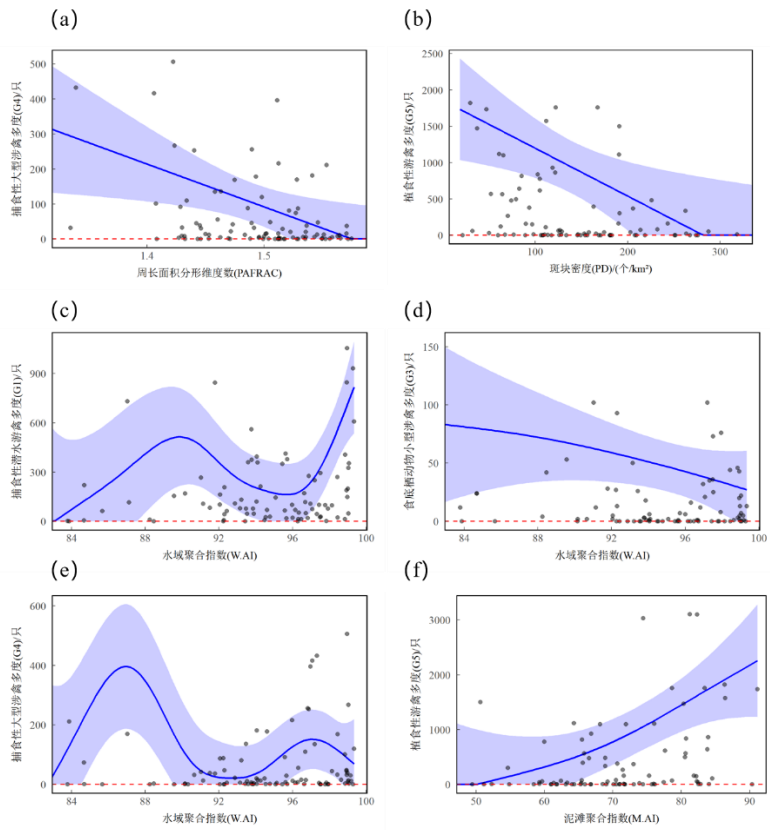

图 5 黄陂湖水鸟功能群与主要景观因子的关系(阴影区域表示响应曲线周围的 95%置信度区间)

Fig.5 Relationship between the waterbird functional groups and dominant landscape factors at Lake Huangpi

3 讨论

3.1 湿地修复对水鸟栖息地景观格局的影响

湖泊生境特征受水位波动直接调控，不仅影响水域面积、泥滩裸露等关键生境要素，还通过改变斑块淹没程度间接驱动景观格局变化。黄陂湖修复工程通过增强水系连通性、微生境改造，为优化景观格局与提升生境质量奠定基础[21]。修复前后对比显示，斑块密度显著降低与斑块凝聚指数升高，印证了修复策略的有效性。具体而言，水系连通性增强打破了生境斑块空间隔离，促进多类生境整合，驱动修复后湿地斑块密度下降与斑块凝聚指数上升，有效缓解景观破碎化，对维持水鸟群落稳定具有积极意义[9,40]。斑块形状复杂性趋于稳定，结合以往研究结论[41]，可能归因于微生境改造优化斑块形态、减少了人为干扰及水位调控降低生境扰动。交错和并列指数在修复后越冬中期升高且其他时期稳定，既改善景观异质性、降低生态隔离[41]，为特定物种提供连续栖息地，又通过稳定水位保障适宜栖息地的可持续性，助力生态系统恢复。

景观组成差异反映了不同景观类型对修复措施的响应差异。与修复前同期相比，水系连通和水位调控推动水域斑块从分散到聚集，提升水域连通性与栖息地承载功能，为维持水鸟群落多样性奠定了基础[42]。然而，修复后越冬前期水位上升，直接压缩了泥滩面积，抑制了食底栖动物小型涉禽的种群数量。植被斑块因水位调控和人为清淤呈破碎化[43]，尽管修复后越冬后期的聚合指数较修复前提升，但仍对依赖植被的水鸟不利。后续管理需加强植被保护以覆盖水鸟全生态位需求，同时关注鸻鹬类等小型涉禽的栖息地需求。综合修复前后各越冬阶段对比，黄陂湖景观连通性增强、破碎度下降的发展趋势，形成水域连片、泥滩连续和植被渐进优化的复合模式，但生境异质性的持续维持需长期调控。

长江中下游湖泊湿地修复目标趋同，均致力于提升生态系统稳定性、生物多样性以及生态系统服务功能，优化水鸟栖息条件。然而，湖泊规模差异导致修复策略分化。大型湖泊侧重宏观生境面积修复与水文过程保障，通过建设堤坝、调控水位等措施满足依赖水深梯度的类群需求[9]；小型湖泊强调生境微结构优化和增强水系连通性[23]。黄陂湖因面积有限，景观异质性指标对功能群分化具有精细驱动作用，空间配置的质量比单纯的面积扩张更为关键，因此，微生境改造与增强水系连通性成为小型浅水湖泊提升栖息地适宜性的核心手段。

3.2 越冬水鸟群落对湿地修复的响应

水鸟对环境变化敏感[25]。黄陂湖湿地修复后，水位上升导致水域面积扩大，而泥滩和植被覆盖减少。水域合理扩张为雁形目（Anseriformes）、䴙䴘目（Podicipediformes）和鲣鸟目（Suliformes）等游禽提供丰富的食物资源和理想觅食地[44]。此外，功能丰富度指数体现了物种在群落中占据的功能空间大小，与物种丰富度变化趋势基本一致[45-46]，维持相对稳定。与修复前同期相比，修复后越冬前期因水域面积显著扩张，形态相似的游禽类群因连续开阔的栖息空间而趋向聚集，导致功能分散度指数显著下降[45]。

由于形态特征、食性及取食层差异，各水鸟功能群对湿地修复景观变化呈特异性响应[46]。修复前后同期对比，修复后越冬前期水域面积与聚合指数增加，为鱼类等水生生物提供广阔栖息空间，修复措施优化了鱼类群落结构，且种群稳定提升，为捕食性潜水游禽提供充足食物[12]，使其数量显著上升。鸻鹬类等食底栖动物小型涉禽偏好破碎细分的水体斑块[47]，修复后水位上升导致水域聚合指数显著上升，浅水生境均质化，使关键食物资源底栖动物易暴露于天敌而更深地潜入底泥，捕食难度增加；同期泥滩面积缩减进一步降低底栖动物可及性，压缩适宜栖息地加剧了种内与种间竞争，导致该涉禽数量显著下降。这些结果印证了跗跖长、喙长等对景观变化的敏感性[48]，也佐证了鸻形目（Charadriiformes）对水位波动和微生境变化的敏感性高于雁形目[21]。修复后越冬中期的泥滩聚合指数较修复前同期显著增加，为集群的植食性游禽提供了连续活动空间，数量显著上升。捕食性大型涉禽虽对景观变化最敏感，但依托稳定食物资源与灵活栖息地选择，种群数量保持稳定。浅水捕食性小型涉禽与杂食性游禽的种群规模未受景观变化显著影响，体现了部分功能群对景观格局调整的耐受性。

3.3 景观配置与组成对越冬水鸟群落的驱动

景观配置通过斑块形状与空间结构驱动越冬水鸟功能群变化。捕食性大型涉禽对栖息地周长面积分

形维度指数呈显著负响应，印证了复杂斑块形状会增加生境内部障碍、降低内部-边缘比，从而削弱对敏感物种的吸引力[22]。此外，植食性游禽偏好斑块密度较低的栖息地，因为其可能拥有大面积、连续的泥滩或滩涂，契合该游禽对安全和节能的需求。景观组成指数变化是水鸟功能群特异性响应的关键驱动。规模可观、连通性良好的水域斑块是维持越冬水鸟群落稳定的核心生境[49-50]，但其影响因生态位而异。捕食性潜水游禽依赖高聚合植被的隐蔽屏障[22]，与植被聚合指数正相关；水域聚合指数维持在 88 ~ 92 时，该游禽多度稳定，较高斑块数量保障微观生境的食物资源多样性，体现修复中水系连通与微生境改造的意义。食底栖动物小型涉禽依赖水域边缘生境，与泥滩面积正相关，与水域面积及聚合指数负相关；水域扩张压缩其依赖的浅滩[19,51]，聚合指数大于 96 时多度骤降，高度均质化导致适宜微生境丧失，则维持该值小于 96，保留浅滩—泥滩交错带。捕食性大型涉禽凭借体型大、颈喙长、腿长的形态优势适配深水区[5]，与水域面积正相关，同时偏好多斑块泥滩以分散领域竞争；水域聚合指数 87 为其适宜阈值，兼顾浅水觅食区与泥滩交错带，超过 97.5 则不利于生存繁衍；植被过度扩张通常会缩减水域空间、降低其食物资源丰富度[52]。植食性游禽集群习性使其与泥滩聚合指数正相关，连续泥滩为大种群提供充足活动空间。

越冬前期降低水位，维持水域聚合指数在 88～92，使水域斑块保持适度聚集，满足捕食性潜水游禽对开阔连续水域的早期栖息需求，同时扩大泥滩面积，为食底栖动物小型涉禽提供栖息地；越冬中期稳定水位，控制水域聚合指数在 87 左右，维持浅水区异质性，保障大型涉禽适宜栖息地，控制泥滩聚合指数在 75～85，确保泥滩连续分布，满足植食性游禽集群觅食；越冬后期，逐步提升水位促进沉水植物萌发；整个越冬期控制水域聚合指数在 96 以下，避免水域过度聚集导致浅滩与泥滩交错带丧失，导致食底栖动物小型涉禽多度骤降。总之，越冬水鸟对黄陂湖湿地修复景观变化的响应显著，涉及食物资源丰富度和觅食策略的改变。相比之下，两个越冬期气候影响可能被生存资源需求调节，未显著影响水鸟群落变化。

4 结论

本研究以黄陂湖湿地修复为例，探讨了景观格局变化对越冬水鸟功能群的生态效应。修复工程通过增强水系连通性、微生境改造及水位调控优化景观格局，有效缓解了生境破碎化与功能单一化趋势。景观改善驱动水鸟群落呈现功能群特异性响应，水域扩张促进捕食性潜水游禽（G1）种群增长；泥滩结构优化支撑植食性游禽（G5）集群栖息；而浅水聚合指数升高导致生境均质化，使高度依赖异质斑块的食底栖动物小型涉禽（G3）数量减少，凸显修复效应权衡的必要性。斑块密度、水域面积及水域聚合指数是调控水鸟功能群多度的关键因子。因此，长江中下游小型浅水湖泊湿地修复需实施基于生态位分化的水位管理：越冬前期降低水位，维持水域聚合指数 88 ~ 92，兼顾 G1 栖息与 G3 浅滩需求；越冬中期稳定水位，控制水域聚合指数 87 左右保障大型涉禽适宜栖息地，维持泥滩聚合指数 75～85 满足 G5 集群；越冬后期逐步提升水位，为沉水植物萌发创造条件。全程控制水域聚合指数小于 96，避免 G3 栖息地丧失。通过优化湿地景观格局，兼顾不同水鸟功能群需求，实现湿地生物多样性可持续恢复。本研究仍存在以下局限性：（1）缺乏水鸟多样性与食物资源量的直接关联分析；（2）缺乏越冬期之外的水鸟调查数据，对全年响应模式认知有限。未来需加强长期动态监测，掌握水鸟群落多样性对生境演替的响应规律，并将人为活动社会生态因素纳入研究内容，全面揭示修复工程生态效应，为湖泊湿地修复与水鸟保护提供更具针对性的理论支撑。

致谢　感谢安徽大学水鸟与湿地生态学研究组的部分研究生参与野外调查。

5 附录

附表 Ⅰ～Ⅴ 见电子版(DOI 10.18307/2027.0224)。

6 参考文献

[1] Wang C, Liu HY, Li YF *et al*. Study on habitat suitability and environmental variable thresholds of rare waterbirds. *Science of the Total Environment*,

2021, **785**: 147316. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147316.

[2] Cui YL, Dong B, Chen LN *et al*. Study on habitat suitability of overwintering cranes based on landscape pattern change—a case study of typical lake wetlands in the middle and lower reaches of the Yangtze River. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, **26**(15): 14962-14975. DOI: 10.1007/s11356-019-04697-y.

[3] Wang Z, Li N, Gao S *et al*. Response of wintering waterbird diversity to reclamation history and post-reclamation habitat along Yellow Sea coast. *Integrative Zoology*, 2020, **15**(6): 595-602. DOI: 10.1111/1749-4877.12464.

[4] Correia I, Rosário do Nascimento E, Gouveia SF. Effects of climate and land-use gradients on avian phylogenetic and functional diversity in a tropical dry forest. *Journal of Arid Environments*, 2020, **173**: 104024. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2019.104024.

[5] Fan J, Wang XD, Wu W *et al*. Function of restored wetlands for waterbird conservation in the Yellow Sea coast. *Science of the Total Environment*, 2021, **756**: 144061. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144061.

[6] Hua YY, Cui BS, He WJ. Changes in water birds habitat suitability following wetland restoration in the Yellow River Delta, China. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 2012, **40**(10): 1076-1084. DOI: 10.1002/clen.201200064.

[7] Hamza F, Abdi AM, Chokri MA *et al*. Landscape context and wetland attributes influence wintering waterbirds in important bird and biodiversity areas: Implications for conservation and management. *Landscape Ecology*, 2024, **39**(8): 151. DOI: 10.1007/s10980-024-01942-9.

[8] Liu Y, Marnn P, Jiang HB *et al*. A study on the response of waterbird diversity to habitat changes caused by ecological engineering construction. *Ecological Engineering*, 2024, **208**: 107358. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2024.107358.

[9] Zhang SQ, Zhang PY, Pan BH *et al*. Wetland restoration in the East Dongting Lake effectively increased waterbird diversity by improving habitat quality. *Global Ecology and Conservation*, 2021, **27**: e01535. DOI: 10.1016/j.gecco.2021.e01535.

[10] Chen S, Zhang Y, Xu C *et al*. Neighbourhood threats: Landscape context and anthropogenic changes can trigger waterbird population collapse. *Landscape Ecology*, 2022, **37**(12): 3141-3158. DOI: 10.1007/s10980-022-01518-5.

[11] Xia SX, Liu Y, Wang YY *et al*. Wintering waterbirds in a large river floodplain: Hydrological connectivity is the key for reconciling development and conservation. *Science of the Total Environment*, 2016, **573**: 645-660. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.147.

[12] He JJ, Wang C, Han Y *et al*. Waterbird community response to wetland and climate changes in the Liaohe River Estuary wetlands, China. *Journal of Environmental Management*, 2025, **374**: 124165. DOI: 10.1016/j.jenvman.2025.124165.

[13] MacPherson MP, Webb EB, Raedeke A *et al*. A review of Bayesian belief network models as decision-support tools for wetland conservation: Are water birds potential umbrella taxa *Biological Conservation*, 2018, **226**: 215-223. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.08.001.

[14] Li N, Tang N, Wang Z *et al*. Response of different waterbird guilds to landscape changes along the Yellow Sea coast: A case study. *Ecological Indicators*, 2022, **142**: 109298. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.109298.

[15] Xu Y, Price M, Que PJ *et al*. Ecological predictors of interspecific variation in bird bill and leg lengths on a global scale. *Proceedings Biological Sciences*, 2023, **290**(2003): 20231387. DOI: 10.1098/rspb.2023.1387.

[16] Boros E. Classification method for quantification of waterbird nutrient cycling guilds. *MethodsX*, 2021, **8**: 101597. DOI: 10.1016/j.mex.2021.101597.

[17] Boros E, Inelova Z, Lánczos Z *et al*. Waterbird guilds predict environmental attributes of inland saline aquatic ecosystems on multi-spatial scales. *Science of the Total Environment*, 2023, **855**: 158845. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.158845.

[18] Marnn P, Ali H, Jiang HB *et al*. Modeling the impact of ecological restoration on waterbird diversity and habitat quality in Myanmar's moe Yun gyi wetland. *Biology*, 2025, **14**(5): 519. DOI: 10.3390/biology14050519.

[19] Gao X, Liang J, Zhu ZQ *et al*. Unraveling the impact of drought on waterbird community assembly and conservation strategies. *Journal of Environmental Management*, 2025, **373**: 123685. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.123685.

[20] Sievers M, Hale R, Parris KM *et al*. Impacts of human-induced environmental change in wetlands on aquatic animals. *Biological Reviews*, 2018, **93**(1): 529-554. DOI: 10.1111/brv.12358.

[21] Özgencil İK, Beklioğlu M, Özkan K *et al*. Changes in functional composition and diversity of waterbirds: The roles of water level and submerged macrophytes. *Freshwater Biology*, 2020, **65**(11): 1845-1857. DOI: 10.1111/fwb.13531.

[22] Ji XL, Zhang DY, Zhou LZ. Effects of high water levels on waterbird diversity at Wuchang Lake, a gate-controlled lake in the middle and Lower Yangtze River floodplain, China. *Journal for Nature Conservation*, 2025, **84**: 126826. DOI: 10.1016/j.jnc.2025.126826.

[23] Zhou J, Zhou LZ, Xu WB. Diversity of wintering waterbirds enhanced by restoring aquatic vegetation at Shengjin Lake, China. *Science of the Total*

Environment, 2020, **737**: 140190. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140190.

[24] Ma H, Liu Y, Ren JZ *et al*. Environmental characteristics and their effects on plant diversity in the ecotone of degraded shallow lakes in Central China. *Northwest Hydropower*, 2021(2): 1-8, 14. [马欢，刘园，任建洲等. 长江中下游退化浅水湖泊水陆交错带环境因子及其对植物多样性的影响研究——以黄陂湖为例. 西北水电, 2021(2): 1-8, 14.]

[25] Wei ZH, Zhou LZ. The impact of earlier flood recession on metacommunity diversity of wintering waterbirds at shallow lakes in the middle and Lower Yangtze River floodplain. *Avian Research*, 2023, **14**: 100102. DOI: 10.1016/j.avrs.2023.100102.

[26] Wang ZH, Xin CL, Sun Z *et al*. Automatic extraction method of aquatic vegetation types in small shallow lakes based on sentinel-2 data: A case study of Cuiping Lake. *Remote Sensing Information*, 2019, **34**(5): 132-141. [汪政辉，辛存林，孙喆等. Sentinel-2 数据的小型湖泊水生植被类群自动提取方法——以翠屏湖为例. 遥感信息, 2019, **34**(5): 132-141.]

[27] Li CL, Li HF, Zhang Y *et al*. Predicting hydrological impacts of the Yangtze-to-Huaihe Water Diversion Project on habitat availability for wintering waterbirds at Caizi Lake. *Journal of Environmental Management*, 2019, **249**: 109251. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.07.022.

[28] Zerrouk M, El Kadi KA, Sebari I *et al*. Machine and deep learning for wetland mapping and bird-habitat monitoring: A systematic review of remote-sensing applications (2015–April 2025). *Remote Sensing*, 2025, **17**(21): 3605. DOI: 10.3390/rs17213605.

[29] Li YY, He L, Ge G *et al*. Impacts of extreme hydrological events on waterbirds' wintering habitats area in Lake Poyang. *J Lake Sci*, 2025, **37**(5): 1683-1698. DOI: 10.18307/2025.0531. [李映瑜,何亮,葛刚等.极端水文事件对鄱阳湖水鸟越冬生境面积的影响. 湖泊科学, 2025, **37**(5): 1683-1698.]

[30] Wu DW, Chen TY, Hu W *et al*. Impact of active vegetation restoration and native vegetation on breeding bird communities in coastal wetlands under disturbance by reintroduced Père David's deer. *Global Ecology and Conservation*, 2024, **56**: e03345. DOI: 10.1016/j.gecco.2024.e03345.

[31] Aguilar S, Mugica L, Acosta M *et al*. Effect of landscape structure on waterbirds community in a conservation gradient in southwestern wetlands coast of Cuba. *Wetlands Ecology and Management*, 2021, **29**(6): 929-944. DOI: 10.1007/s11273-021-09821-9.

[32] Yang Y, Xie C, Shen CY *et al*. Changes in the landscape patterns of Black-necked Crane habitat and its correlation with their individual population numbers during the past 40 years in China. *Ecology and Evolution*, 2023, **13**(6): e10125. DOI: 10.1002/ece3.10125.

[33] Li XM, Cheng RM, Sun G *et al*. Changes in wintering habitat use of piscivorous waterbirds in Pengxi River before and after impoundment of Three Gorges Reservoir. *Wetland Science*, 2022, **20**(5): 636-645. DOI: 10.13248/j.cnki.wetlandsci.2022.05.005. [李秀明，程瑞梅，孙戈等. 三峡水库蓄水前、后澎溪河食鱼水鸟对越冬栖息地利用的变化. 湿地科学, 2022, **20**(5): 636-645.]

[34] Wan YR, Tang LL, Hou XJ *et al*. The role of wetland vegetation and water connectivity in shaping waterbird populations under human disturbance. *Ecological Indicators*, 2025, **178**: 114014. DOI: 10.1016/j.ecolind.2025.114014.

[35] Tobias JA. A bird in the hand: Global-scale morphological trait datasets open new frontiers of ecology, evolution and ecosystem science. *Ecology Letters*, 2022, **25**(3): 573-580. DOI: 10.1111/ele.13960.

[36] Tobias JA, Sheard C, Pigot AL *et al*. AVONET: Morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters*, 2022, **25**(3): 581-597. DOI: 10.1111/ele.13898.

[37] Liu Y, Ji XL, Zhou LZ. Assessment of waterbird habitat importance and identification of conservation gaps in Anhui Province. *Animals*, 2024, **14**(7): 1004. DOI: 10.3390/ani14071004.

[38] Tuomisto H. A consistent terminology for quantifying species diversity　Yes, it does exist. *Oecologia*, 2010, **164**(4): 853-860. DOI: 10.1007/s00442-010-1812-0.

[39] Akter S, K AW, Nama S *et al*. Phytoplankton-environment dynamics in a tropical estuary of the northeastern Arabian Sea: A Generalized Additive Model (GAM) approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2025, **197**(2): 201. DOI: 10.1007/s10661-024-13613-y.

[40] Yang M, Gong JG, Zhao Y *et al*. Landscape pattern evolution processes of wetlands and their driving factors in the Xiongan New Area of China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, **18**(9): 4403. DOI: 10.3390/ijerph18094403.

[41] Kuo PH, Shih SS, Otte ML. Restoration recommendations for mitigating habitat fragmentation of a river corridor. *Journal of Environmental Management*, 2021, **296**: 113197. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113197.

[42] Li WY, Wang KY, Yan PS *et al*. Avian species and functional diversity in the Yellow River Wetland Nature Reserve of Henan Province. *Global Ecology and Conservation*, 2025, **57**: e03352. DOI: 10.1016/j.gecco.2024.e03352.

[43] Bashan Y, Moreno M, Salazar BG *et al*. Restoration and recovery of hurricane-damaged mangroves using the knickpoint retreat effect and tides as dredging tools. *Journal of Environmental Management*, 2013, **116**: 196-203. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.11.045.

[44] Li YK, Qian FW, Silbernagel J *et al*. Community structure, abundance variation and population trends of waterbirds in relation to water level fluctuation in Poyang Lake. *Journal of Great Lakes Research*, 2019, **45**(5): 976-985. DOI: 10.1016/j.jglr.2019.08.002.

[45] Ding ZF, Feeley KJ, Wang YP *et al*. Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *Journal of Animal Ecology*, 2013, **82**(4): 781-790. DOI: 10.1111/1365-2656.12046.

[46] Derhé MA, Murphy HT, Preece ND *et al*. Recovery of mammal diversity in tropical forests: A functional approach to measuring restoration. *Restoration Ecology*, 2018, **26**(4): 778-786. DOI: 10.1111/rec.12582.

[47] Jing K, Ma ZJ, Li B *et al*. Foraging strategies involved in habitat use of shorebirds at the intertidal area of Chongming Dongtan, China. *Ecological Research*, 2007, **22**(4): 559-570. DOI: 10.1007/s11284-006-0302-7.

[48] Lank DB, Xu CL, Harrington BA *et al*. Long-term continental changes in wing length, but not bill length, of a long-distance migratory shorebird. *Ecology and Evolution*, 2017, **7**(9): 3243-3256. DOI: 10.1002/ece3.2898.

[49] Qiu J, Zhang YX, Ma JW. Wetland habitats supporting waterbird diversity: Conservation perspective on biodiversity-ecosystem functioning relationship. *Journal of Environmental Management*, 2024, **357**: 120663. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.120663.

[50] Ma ZJ, Choi CY, Gan XJ *et al*. Achievements, challenges, and recommendations for waterbird conservation in China's coastal wetlands. *Avian Research*, 2023, **14**: 100123. DOI: 10.1016/j.avrs.2023.100123.

[51] Zhang DY, Shi JY, Zhou LZ. The response of taxonomic and functional diversity in wintering waterbird community to water level changes in a shallow river-connected and gate-controlled lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2025, **45**(1): 265-279. DOI: 10.20103/j.stxb.202404060734. [张定勇, 石继业, 周立志. 浅水通江闸控湖泊越冬水鸟分类和功能多样性对水位变化的响应. 生态学报, 2025, **45**(1): 265-279.]

[52] He K, Song AN, Zhang ZY *et al*. Restored coastal wetlands with low degree of separation and high patch connectivity attract more birds. *Frontiers in Marine Science*, 2023, **10**: 1081827. DOI: 10.3389/fmars.2023.1081827.

[53] Lei L, Gao JN, Xue JH *et al*. Studies on new production method and flnocculation properties of PPFS flocculants. *Environmental Ecology*, 2025, **7**(1): 115-122. [雷龙, 高娟妮, 薛珺华等. 巢湖黄陂湖湿地生态保护修复工程实例研究. 环境生态学, 2025, **7**(1): 115-122.]

附表I　黄陂湖湿地修复措施实施参数[24,53]

Attached Tab. I Implementation parameters of wetland restoration measures for Huangpi Lake

修复措施类型	具体参数名称	量化数值
水位调控	越冬期目标范围	8.1 m-10.5 m
	规划生态补水量	0.11×10^8 m³
水系连通	南湖疏挖连通渠道	21 条
	南湖连通渠道长度	28.1 km
	南湖渠道底宽范围	18.5 ~ 155.5 m
	北湖疏挖连通渠道	6 条
	北湖连通渠道长度	7.1 km
	北湖渠道底宽范围	10.1 ~ 137.5 m
微生境改造	森林沼泽	278.6 hm²
	灌丛沼泽	28.6 hm²
	草本沼泽	152.5 hm²
	季节性草滩	84.8 hm²
	光滩	8.2 hm²
	浅水区	1894.9 hm²
	深水区	291.1 hm²

附表II　两个越冬期平均气温与总降水量

Attached Tab. II Average air temperature and total precipitation during two wintering periods

调查月份	月平均气温 T/℃	总降水量 P/mm
2022 年 10 月	17	95
2022 年 11 月	14.5	92.2
2022 年 12 月	3.5	13.5
2023 年 01 月	5	62.9
2023 年 02 月	6	151.3
2023 年 03 月	13.5	27.6
2024 年 10 月	18	42.5
2024 年 11 月	14.5	4.9
2024 年 12 月	6	40.4
2025 年 01 月	6.5	25.7
2025 年 02 月	7	23.1
2025 年 03 月	12.5	19.6

附表III　湿地修复前后越冬期黄陂湖景观组成差异（平均值±标准差）

Attached Tab. III Differences in the landscape composition of Huangpi Lake during the wintering period before and after wetland restoration (Mean ± SE)

景观类型	越冬时期	景观指数	湿地修复前	湿地修复后	χ^2统计值	*P* 值
水域	越冬前期	面积/hm^2	95.63 ± 17.20	146.78 ±	6.763	**0.009****
		斑块数量/个	49.31 ± 5.92	38.25 ± 10.04	3.993	**0.046***
		聚合指数	89.89 ± 1.15	95.22 ± 0.77	9.786	**0.002****
	越冬中期	面积/hm^2	135.18 ± 17.73	152.83 ±	1.114	0.291
		斑块数量/个	40.75 ± 8.09	11.69 ± 2.18	12.063	**0.001*****
		聚合指数	94.33 ± 1.03	96.55 ± 0.52	3.006	0.083
	越冬后期	面积/hm^2	139.06 ± 16.72	141.26 ±	0.023	0.880
		斑块数量/个	21.81 ± 3.65	16.69 ± 2.88	0.856	0.355
		聚合指数	95.13 ± 0.89	95.78 ± 0.73	0.115	0.734
泥滩	越冬前期	面积/hm^2	37.70 ± 4.77	22.42 ± 2.32	5.818	**0.016***
		斑块数量/个	173.25 ± 21.24	79.88 ± 11.99	10.759	**0.001*****
		聚合指数	65.80 ± 2.48	69.21 ± 2.48	0.411	0.522
	越冬中期	面积/hm^2	29.32 ± 4.53	23.01 ± 1.60	0.626	0.429
		斑块数量/个	40.69 ± 3.85	36.75 ± 4.96	0.461	0.497
		聚合指数	76.16 ± 1.83	81.44 ± 1.02	4.455	**0.035***
	越冬后期	面积/hm^2	29.04 ± 4.19	27.73 ± 2.63	0.006	0.940
		斑块数量/个	81.56 ± 10.27	92.69 ± 12.48	0.513	0.474
		聚合指数	69.12 ± 1.89	66.19 ± 2.56	0.818	0.366
植被	越冬前期	面积/hm^2	56.63 ± 7.42	20.86 ± 2.57	12.820	**< 0.001*****
		斑块数量/个	144.06 ± 22.23	63.13 ± 5.52	11.384	**0.001*****
		聚合指数	70.98 ± 2.97	66.16 ± 2.31	2.161	0.142
	越冬中期	面积/hm^2	25.56 ± 3.62	14.21 ± 2.23	4.142	**0.042***
		斑块数量/个	122.94 ± 11.83	154.69 ±	3.207	0.073
		聚合指数	58.69 ± 1.93	47.76 ± 3.19	5.460	**0.019***
	越冬后期	面积/hm^2	21.95 ± 3.00	21.06 ± 2.63	0.013	0.910
		斑块数量/个	153.19 ± 22.91	115.38 ±	1.154	0.283
		聚合指数	56.62 ± 2.38	63.44 ± 1.60	4.297	**0.038***

注：*表示 0.01 ＜ *P* ≤0.05，**表示 0.001 ＜ *P* ≤ 0.01，***表示 *P* ≤ 0.001。

Note: * indicates 0.01 < *P* ≤ 0.05, ** indicates 0.001 < *P* ≤ 0.01, *** indicates *P* ≤ 0.001.

附表IV　黄陂湖全湖尺度不同景观类型面积及比例（平均值±标准差）

Attached Tab. IV Area and proportion of different landscape types at the whole-lake scale in Huangpi Lake (Mean ± SE)

越冬时期	景观类型	湿地修复前			湿地修复后	
		面积（hm^2）	占比		面积（hm^2）	占比
越冬前期	水域	1303.45 ± 5.63	48.66% ± 0.21%		1957.38 ± 38.59	73.07% ± 1.44%
	泥滩	648.34 ± 309.06	24.20% ± 11.54%		260.13 ± 43.79	9.71% ± 1.63%
	植被	727.90 ± 314.56	27.14% ± 11.74%		461.38 ± 82.33	17.22% ± 3.07%
越冬中期	水域	1876.13 ± 25.38	70.03% ± 0.94%		2090.40 ± 98.88	78.03% ± 3.69%
	泥滩	446.32 ± 2.41	16.66% ± 0.09%		363.83 ± 16.29	13.58% ± 0.61%
	植被	356.42 ± 27.67	13.30% ± 1.03%		224.90 ± 115.08	8.39% ± 4.30%
越冬后期	水域	1908.03 ± 174.06	71.23% ± 6.50%		1915.34 ± 67.36	71.50% ± 2.51%
	泥滩	438.61 ± 115.87	16.37% ± 4.33%		443.33 ± 79.78	16.55% ± 2.98%
	植被	332.23 ± 58.21	12.40% ± 2.17%		320.07 ± 12.55	11.95% ± 0.47%

附表 V　各水鸟功能群成对比较结果

Attached Tab. V Pairwise comparison results of each waterbird functional group

功能群 1	功能群 2	R^2	*F*	*P*
G1	G4	0.579	10.997	**0.004****
G1	G2	0.563	11.605	**0.004****
G1	G3	0.452	19.765	**0.002****
G1	G5	0.833	49.901	**0.004****
G1	G6	0.465	19.115	**0.002****
G4	G2	0.341	3.619	**0.026***
G4	G3	0.445	17.607	**0.002****
G4	G5	0.813	34.667	**0.012***
G4	G6	0.599	29.847	**0.002****
G2	G3	0.284	9.130	**0.002****
G2	G5	0.894	75.878	**0.006****
G2	G6	0.604	31.986	**0.002****
G3	G5	0.525	26.562	**0.002****
G3	G6	0.470	31.879	**0.002****
G5	G6	0.507	22.611	**0.002****