

## 鄱阳湖菰群落分布的时空动态及其对水文情势变化的响应\*

<sup>1</sup>周孝乐<sup>1</sup>, 李述<sup>1,3\*\*</sup>, 何亮<sup>2,3\*\*</sup>, 葛刚<sup>3,4</sup>

(1: 南昌大学资源与环境学院, 南昌 330031)

(2: 湖北工业大学河湖健康智慧感知与生态修复教育部重点实验室, 武汉 430068)

(3: 南昌大学鄱阳湖环境与资源利用教育部重点实验室, 南昌 330031)

(4: 南昌大学生命科学学院, 南昌 330031)

**摘要:**菰群落是鄱阳湖重要的湿地植物类群, 其分布格局受湖区水文情势变化影响。自 2003 年鄱阳湖水位下降以来, 菰群落呈现扩张趋势, 可能对候鸟适宜生境产生重要影响。然而, 其具体的时空演变过程及驱动机制尚不清晰。本研究基于菰的物候特性与冬季的光谱特征, 构建了融合多源数据的高精度遥感提取模型, 系统分析了 1987-2023 年鄱阳湖菰群落的时空演变特征, 并探讨了其主要驱动因素。结果表明, 菰群落主要集中分布于鄱阳湖 12-14 m 高程区及碟形湖区域, 研究期内其平均占比分别为 62.9% 和 66.2%。1987-2023 年间, 菰群落面积总体呈“先增后减”趋势: 2003 年前分布零星, 自 2003 年起迅速扩张, 并于 2018 年达到峰值 (57.65 km<sup>2</sup>), 2020 年后则急剧萎缩, 几近消失。2003 年以来, 水位的下降与菰群落的快速扩张显著相关, 表明其可能是主要的驱动因素; 而 2020 年的极端洪水及其后频发的干旱事件, 则与菰群落的迅速退化在时间上同步, 表明它们可能是导致退化的关键环境因素。本研究成果不仅为鄱阳湖湿地演变过程的认知提供了数据支持, 也为其未来的保护与科学管理提供了重要决策参考。

**关键词:** 湿地植被; 水位变化; 候鸟生境; 鄱阳湖

## Spatiotemporal dynamics of *Zizania latifolia* communities in Lake Poyang and their response to hydrological regime change

Zhou Xiaole<sup>1</sup>, Li Shu<sup>1, 3\*\*</sup>, He Liang<sup>2, 3\*\*</sup> & Ge Gang<sup>3, 4</sup>

(1: School of Resources and Environment, Nanchang University, Nanchang 330031, P.R.China)

(2: Key Laboratory of Intelligent Health Perception and Ecological Restoration of Rivers and Lakes, Ministry of Education, Hubei University of Technology, Wuhan, 430000, P.R. China)

(3: Key Laboratory of Lake Poyang Environment and Resource Utilization, Ministry of Education, Nanchang University, Nanchang 330031, P.R.China)

(4: School of Life Sciences, Nanchang University, Nanchang 330031, P.R.China)

**Abstract:** *Zizania latifolia* communities represent a key wetland vegetation type in Lake Poyang, with their spatial distribution strongly influenced by the lake's hydrological regimes. Since the water level decline in Lake Poyang initiated in 2003, *Z. latifolia* communities have exhibited an expansion trend, potentially impacting suitable habitats for migratory birds. However, their spatiotemporal dynamics and underlying driving mechanisms remain poorly understood. In this study, we developed a high-accuracy remote sensing extraction model by integrating multi-source data, utilizing the phenological

\*2025-04-18 收稿;2025-10-23 收修改稿.

国家自然科学基金 (72364023、32360292、32260290) 和江西省自然科学基金 (20242BAB25197) 联合资助

\*\* 通讯作者: Email: lishu@ncu.edu.cn & lianghe@ncu.edu.cn

characteristics and distinctive winter spectral features of *Z. latifolia*. We systematically analyzed the spatiotemporal dynamics of *Z. latifolia* communities in Lake Poyang from 1987 to 2023 and further examined their dominant driving factors. The results demonstrated that *Z. latifolia* communities were primarily distributed in the 12–14 m elevation zone of Lake Poyang and in dish-shaped lakes, with mean proportions of 62.9% and 66.2%, respectively, during the study period. From 1987 to 2023, the total area followed a pattern of "initial increase followed by decline": sparsely distributed before 2003, expanding rapidly thereafter, peaking in 2018 (57.65 km<sup>2</sup>), and collapsing abruptly after 2020. The decline in water level since 2003 was significantly correlated with the rapid expansion of *Z. latifolia* communities, suggesting it as a primary driving factor. In contrast, the extreme flood in 2020 and subsequent frequent drought events were temporally synchronous with the rapid degradation of *Z. latifolia* communities, indicating that these events may be key environmental factors contributing to the degradation. These findings provide valuable data support for understanding the ecological evolution of Lake Poyang wetlands and offer important insights for their future conservation and adaptive management.

Keywords: Wetland vegetation; Water level changes; migratory bird habitat; Lake Poyang

湿地植物群落作为湿地生态系统的重要组成部分，具有净化水质、为动植物提供栖息繁衍场所等重要功能<sup>[1]</sup>。2003年后，在气候变化、长江干流水情变化、入江水道下切等因素影响下，鄱阳湖出现持续低枯水位、枯水期提前和枯水期延长等现象<sup>[2-4]</sup>。随着鄱阳湖水位下降，沉水植被的生存空间被压缩<sup>[5]</sup>，而洲滩植被却因水位下降而迅速扩张<sup>[6-7]</sup>。由于湖水提前消退，洲滩裸露时间延长，促使植物群落之间发生演替，植物群落结构可能会发生亲水性植物类型向耐旱性植物类型的演替<sup>[7]</sup>。这些变化也影响了白鹤（*Grus leucogeranus*）、东方白鹤（*Ciconia boyciana*）等候鸟的栖息地质量，减少了食物资源和适宜的栖息空间<sup>[8, 9]</sup>。因此，研究鄱阳湖湿地植被动态及其水文驱动机制，对于深入理解其生态系统演变过程、并为湿地的可持续管理与科学决策提供支撑，具有重要意义。

菰（*Zizania latifolia*）为禾本科水生草本植物<sup>[10]</sup>，高度可达 1.7-2.5 m，常形成高密度群落，单位面积鲜重生物量可达约 7000 g/m<sup>2</sup><sup>[11]</sup>。作为鄱阳湖洲滩的优势种之一，广泛分布于南矶山湿地国家级自然保护区、赣江入湖三角洲等区域<sup>[12, 13]</sup>。菰对水淹环境具有较强的适应能力，其适宜生长范围广泛，可从岸边湿地延伸至较深湖区，但最优生境为 30-50 cm 浅水区<sup>[14-17]</sup>。在平水年份，鄱阳湖的菰能够通过茎秆快速伸长、提高地上与地下部分生物量比等形态可塑性策略，应对丰水期的水位上升<sup>[18]</sup>；而在丰水年份，由于水位显著升高，植株在丰水期可能被长期完全淹没，导致植株死亡，也有部分菰植株在丰水期受洪水冲刷后可形成漂浮草垫，随水流扩散，待退水后则能在浅水区重新定植并继续生长<sup>[12, 19]</sup>。与沉水和浮叶植物相比，菰可在无积水但湿润的环境中生长；而相较藁草等湿生植物<sup>[20]</sup>，又具备更强的茎部伸长能力以逃避水淹胁迫。因此，菰在水位频繁波动的浅水环境中具备明显的生态适应优势，有助于其存活、定殖乃至种群扩张<sup>[19]</sup>。2003年以来，鄱阳湖水位持续下降，主要表现为秋季水位过低、退水过快、枯水期提前和低枯水位持续时间延长，成为驱动湿地群落结构演替和空间格局变化的关键因素<sup>[7, 14, 20, 21]</sup>。随着水位降低，洲滩裸露面积增加，促使植被由岸向湖心扩展，改变原有植被格局，为菰等湿生植物的扩张提供有利条件<sup>[7]</sup>。长期低水位导致适宜菰生长的浅水区面积显著扩大，可能导致其种群进一步扩张<sup>[7, 18, 23]</sup>。菰群落的扩张对候鸟栖息地产生双重胁迫：一方面，其形成的单优群落占据了沉水植物的生境空间，降低了白鹤等植食性与杂食性候鸟的食物资源；另一方面，高且密集的菰群落可能会影响东方白鹤等大型涉禽的觅食效率<sup>[8]</sup>。已有的研究发现，鄱阳湖菰、藁草和芦苇等湿地植被群落从 2003 年开始扩张，其中菰群落，到 2014 年已达到 117.3km<sup>2</sup><sup>[7]</sup>。然而，其扩张过程的时空特征、对候鸟栖息地的潜在影响以及与水文情势变动之间的关系仍缺乏系统研究，亟需深入探讨。

遥感技术在水生植被监测中已取得显著成效，但在物种层面的识别仍面临物种分类不准、识别精度不高等挑战<sup>[24]</sup>。基于多源卫星遥感数据，通过构建并应用多种水生植被指数，结合多样的遥感分类方法，已有研究实现了对挺水植物、浮叶植物和沉水植物等不同类群的较为准确识别及其长时序动态监测<sup>[25]</sup>。近年来，随着遥感物候学的发展，研究进一步融合植被物候特征与遥感数据（如时序 NDVI），并引入智能算法（如决策树）构建机理驱动的分类模型，显著提升了湿地植被分类精度与动态监测能力，逐步

拓展至特定物种的识别与监测<sup>[7, 26, 27]</sup>。这种整合植物物候规律和光谱特征的遥感监测方法，能够实现单一物种的识别，可能对鄱阳湖菰的准确提取具有较大潜力。

本研究基于菰的物候特征与冬季的光谱特征，构建了基于多源遥感数据融合的高精度提取模型，系统揭示了 1987-2023 年间鄱阳湖菰群落的时空演变格局。在此基础上，综合分析菰群落面积与年均及春、夏、秋、冬季水位、水位持续时长（10-17 m）等水文因子的关系，解析菰群落时空变化的水文驱动机制。研究成果可为鄱阳湖湿地生态系统管理和保护提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

鄱阳湖是我国最大的淡水湖，也是长江中游重要的自然通江湖泊之一<sup>[28]</sup>，受流域内“五河”（赣江、抚河、信江、饶河、修水）及长江来水的影响，湖泊水位和面积年内变幅巨大<sup>[29]</sup>，每当丰水季节水位升高，湖水漫滩，湖面宽阔；枯水季节水位下降，湖水落槽，蜿蜒一线，洲滩显露。丰、枯水期水体面积和蓄水量相差极大，呈现出“高水是湖，低水似河”、“洪水一片，枯水一线”的独特景观<sup>[30]</sup>，从而形成了广阔的湖泊洪泛湿地<sup>[31]</sup>。洪泛湿地能为不同类群水鸟提供觅食和栖息场所，由于草洲的生长期与水鸟的到达时间重合，使鄱阳湖成为候鸟的天堂<sup>[32]</sup>。

本研究把鄱阳湖水位达到最高时所连通的水域范围作为鄱阳湖的范围，并根据水文特征将鄱阳湖分为三个区域：碟形湖、隔断湖汉以及主湖区。碟形湖是指湖盆区内枯水季节显露于洲滩之中的季节性湖泊，被称为湖中之湖，它们遍布湖区、高低不一。丰水期时，碟形湖水面与主湖区相连；退水期时，随着水位下降碟形湖逐渐与主湖区脱离，各自形成一个相对独立的子系统。隔断湖汉是指鄱阳湖周围的天然湖汉，经人工修筑堤坝，与鄱阳湖完全分离，水面与主湖不相连，水流通过闸门控制。除了碟形湖和隔断湖汉，其余区域是主湖区<sup>[33]</sup>，三个分区情况见图 1。

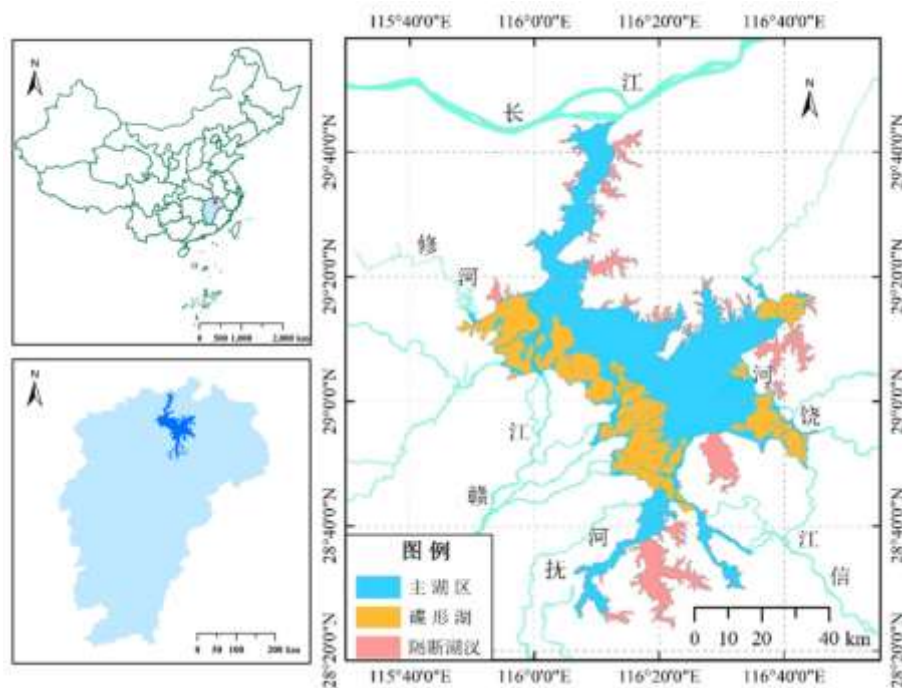


图 1 研究区的位置及分区

Fig. 1 Location and subdivision of the study area

### 1.2 研究数据

本研究选取 1987-2023 年为研究时期，主要基于以下两方面考虑：其一，数据可获取性强。本课题组已获取该时段内连续的 Landsat 与 Sentinel 系列多光谱遥感影像，而更早时期的数据获取频率较低，质量亦不稳定，难以满足研究需求；其二，生态过程基本完整。该时间范围完整覆盖了鄱阳湖菰群落从零星分布到快速扩张，再到后期波动变化的全过程，为揭示其时空演变规律提供了长时间序列的数据支撑。

Landsat 卫星数据来源于美国地质调查局网站 (<https://earthexplorer.usgs.gov/>)，为 L2C2 格式的地表反射率数据。哨兵 2 (Sentinel-2) 多光谱数据为 L2A 格式的地表反射率数据，哨兵数据都来自欧空局网站 (<https://scihub.copernicus.eu/>)。所用卫星影像数据详细信息见附表 1。鄱阳湖数字高程 (DEM) 数据为 2010 年实测数据，格式为 5 m×5 m 的栅格。水文数据是 1987-2023 年鄱阳湖星子水文站实测逐日水位数据 (为与 DEM 数据统一，将星子站水位从吴淞高程换算至黄海高程)，来源于江西省水文监测中心。

### 1.3 菰提取模型

本研究基于菰的物候特征和冬季的光谱特征，从全年的遥感影像中各选取一张夏季高水位期和冬季枯水期影像 (见图 3A 和 3B)。夏季高水位阶段，鄱阳湖绝大部分区域处于水淹状态，菰可通过节间的伸长使叶片保持在水面之上<sup>[18]</sup>，利用植被指数可有效提取菰及其他未被完全淹没的植被，从而排除被完全淹没的湿地植被。冬季，菰进入衰亡期，在多光谱影像上呈现灰白色，通过其特征光谱可提取冬季菰群落的分布范围。结合夏季提取的未淹没植被区域与冬季灰白植被区进行空间叠加分析 (求交集)，能够有效排除绝大多数其他植被的干扰。然而，冬季裸露洲滩及南荻芦苇与菰在多光谱影像上颜色相近，存在解译干扰。针对这一问题，进一步利用其亮度差异实现对菰群落的精准提取 (见图 2、图 3、附表 1)。菰提取的主要步骤及技术方法：

(1) 夏季高水位绿色植被提取。基于夏季高水位遥感影像，使用归一化植被指数<sup>[34-35]</sup>(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)提取开阔水面的植被 (浮叶植被、挺水植被和高滩地植被)。

(2) 冬季枯水期菰群落提取。通过观察大量的冬季菰群落的光谱特征，发现其短波红外波段的地表反射率数值大于近红外波段，利用归一化菰指数(Normalized Difference *Zizania* Index, NDZI)提取冬季菰群落 (见图 3C、D)。具体见公式 (1)。

$$NDZI = \frac{Swir - NIR}{Swir + NIR} \quad (1)$$

式中,Swir 表示短波红外波段的反射率, NIR 表示近红外波段的反射率。

(3) 裸露洲滩和南荻-芦苇排除。由于冬季南荻-芦苇和裸露洲滩 (基本无植被覆盖的泥滩、沙洲)<sup>[36]</sup>光谱特征相似，将南荻-芦苇划分为裸露洲滩一类。构建蓝、绿、红三波段地表反射率之和的亮度指数 (图 3C、E)，通过光谱阈值分割消除裸露洲滩与南荻-芦苇干扰，精确提取菰群落。

经统计分析得到 NDVI 指数、NDZI 指数以及亮度阈值分别为 0、0 和 0.33。

### 1.4 水文数据处理

星子水文站位于五条河流在湖区汇合后的途经卡口、鄱阳湖入江水道的左岸，能准确地反映鄱阳湖整体水文情况，因此它是表征鄱阳湖水位最常用的水文站。

本研究采用的水文数据是 1987-2023 年鄱阳湖星子水文站实测逐日水位数据 (已换算为黄海高程)，通过数据统计，得到历年年平均水位、不同季节平均水位以及不同水位持续时长数据。

### 1.5 数据统计分析

统计分析均采用 R 软件的“ggplot2”包绘制可视化图表，包括三区、不同高程下菰群落面积随时间的变化图，以及菰群落面积与不同水文因子关系的变化图，以直观呈现菰群落的动态变化情况。利用广义加性模型 (Generalized Additive Models, GAM) 分析 1987-2023 年菰群落的时空演变规律及其与水文因子的关系。广义加性模型属于非参数模型的一种，不需要事先假定自变量和因变量之间符合某种特定关系，能应用非参数的方法检测数据结构，并找出其中的规律，因而适用于探索性寻找数据规律的分析。本文采用 R 软件“mgcv”包的“gam”函数构建广义加性模型，在 R 中的分析公式为：formula = y ~ s(x)，其中，y 表示菰群落面积，x 表示水文变量。平滑函数使用默认的薄板回归样条，平滑度通过残差最大似然法自动选择。由于菰群落面积为连续型响应变量，本研究采用默认的高斯分布。为了确保模型的合理性，在模型拟合后对残差进行了可视化检查，包括残差-拟合值图和 QQ 图。结果显示残差分布近似对称且无明显模式，表明高斯分布在本研究中使用是合理的。

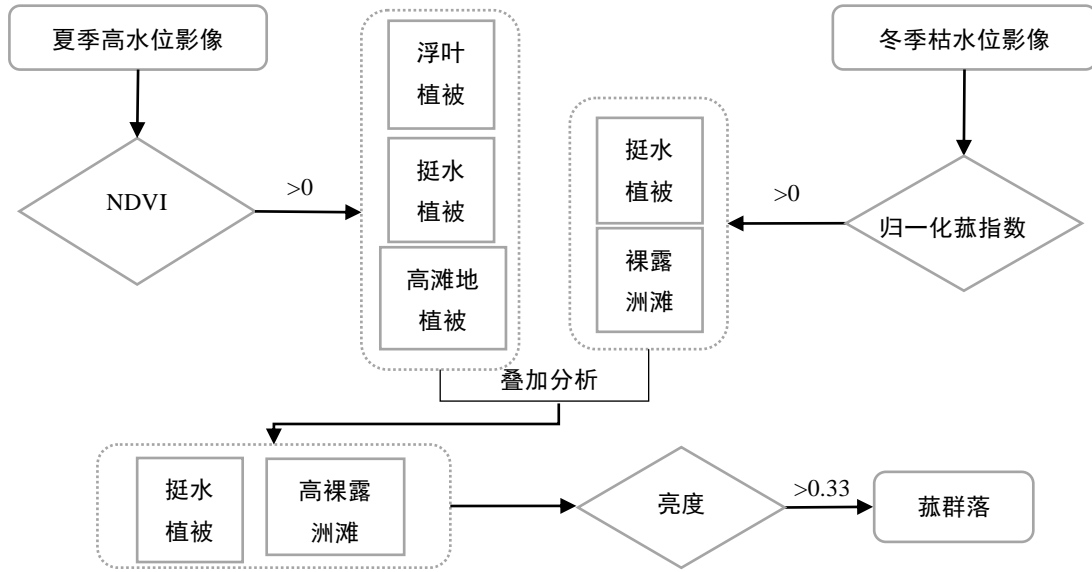


图 2 菰群落提取流程图

Fig. 2 Flow chart of the extraction of *Zizania latifolia* community

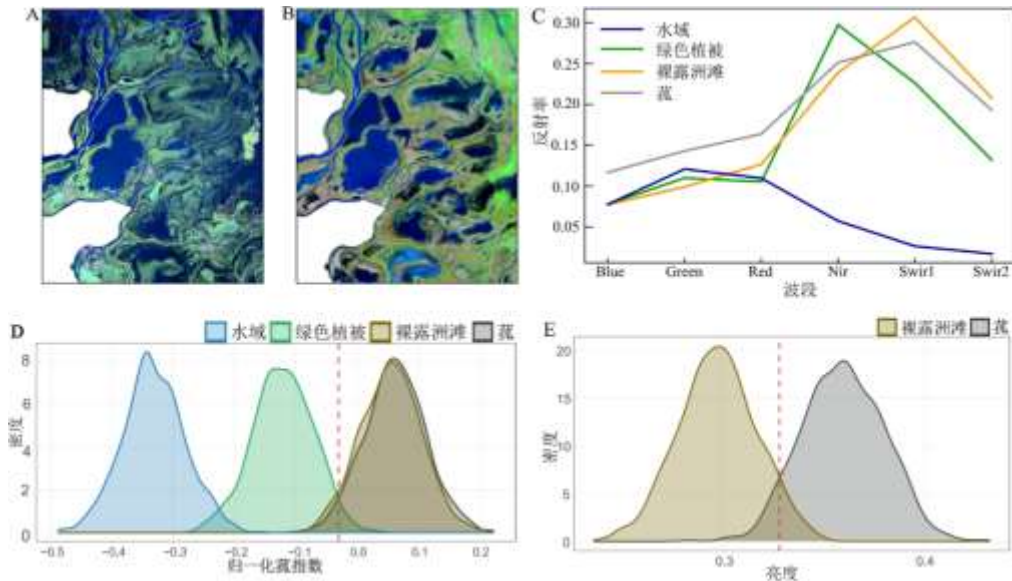


图 3 (A) 2018 年夏季高水位遥感影像; (B) 2018 年冬季枯水位遥感影像; (C) 菰、裸露洲滩、水域和绿色植被不同波段的地表反射率; (D) 水域、绿色植被、裸露洲滩和菰的归一化菰指数核密度图; (E) 裸露洲滩和菰的亮度核密度图

Fig. 3 (A) Remote sensing image of the high water level in summer 2018; (B) Remote sensing image of the low water level in winter 2018; (C) Surface reflectance of different bands for *Zizania latifolia*, exposed shoals, water areas and green vegetation; (D) Kernel density plot of normalized *Zizania* Index for Water Areas, Green Vegetation, Exposed Shoals, and *Zizania latifolia*; (E) Kernel density plot of brightness for exposed shoals and *Zizania latifolia*.

GAM 模型结果中的的自由度用于量化生态响应过程的非线性复杂程度, 其中  $EDF \approx 1$  表征线性关系 (简单渐变过程),  $EDF > 1$  则对应非线性关系, 且  $EDF$  值越大, 曲线形态的复杂程度越高。同时通过  $F$  值与  $P$  值共同评估模型的统计显著性;  $R^2$  量化模型解释力。在分析菰群落面积与水文因子关系时, 通过比较菰群落面积与不同水文因子的  $R^2$ , 分别选择了水位和水位持续时长中  $R^2$  最大 (解释度最高) 作为关键水文因子。最后通过去除极端水位数据, 利用 GAM 模型重新分析菰群落面积与水文因子的关系, 进一步探究菰群落受水文变化影响的驱动机制。

### 1.6 菰群落提取模型精度验证

由于缺乏鄱阳湖菰群落历史实测数据, 本文通过创建随机点, 结合菰的纹理特征以及生长高程的目视判别方式完成精度检验。鉴于鄱阳湖菰群落在全湖范围内占比较小且主要分布于碟形湖区域, 若在全湖范围内随机生成验证点, 菰群落样本比例将过低, 不利于精度评估。因此, 本文采用分区验证方法, 将研究区域划分为遥感解译的菰分布区和非菰分布区(即剔除菰分布范围后的剩余湖区), 分别随机抽取 1200 个和 800 个测试样本。选取 2005 年、2008 年和 2018 年作为验证年份, 分别代表菰群落分布较少、中等及较多的情形。针对碟形湖、隔断湖汉、主湖区三个分区, 分别开展精度验证分析。

### 1.7 菰群落侵占候鸟适宜生境面积获取

参考李等<sup>[37]</sup>提出的考虑了水文、水鸟越冬习性以及地形等专家知识的栖息地决策树分类方法, 鄱阳湖越冬候鸟栖息地可划分为深水(水深>50cm)、浅水(30cm<水深≤50cm)、极浅水(0cm<水深≤30cm)、泥滩、沙滩(含干涸泥滩)、稀疏草洲、高草草洲、茂密草洲和湖中高地(高程≥21 m)。其中稀疏草洲、泥滩、极浅水和浅水为候鸟适宜生境。

为量化菰群落扩张对适宜生境的潜在侵占, 首先提取了 2001-2005 年(菰群落面积<10 km<sup>2</sup>, 菰群落还未明显扩张)的候鸟适宜生境区域。由于鄱阳湖显著的水位波动以及植物群落演替导致适宜生境范围年际变化较大, 若简单以单一年份适宜生境分布作为参照, 评估结果可能不全面。因此, 通过空间叠加分析, 将 2001-2005 年间任意两年被识别为适宜生境的空间范围进行求和, 以此获取该时期的最大候鸟适宜生境面积。将该面积作为基准, 与 2006-2023 年(菰群落面积>10 km<sup>2</sup>, 菰群落明显扩张)的菰群落分布区域进行空间叠加分析, 进而逐年计算得到菰群落侵占的候鸟适宜生境面积。

## 2 结果与分析

### 2.1 模型精度

本文的提取方法对鄱阳湖三个分区(碟形湖、隔断湖汉、主湖区)和全湖菰群落总体分类精度均高于 90.00%, kappa 系数均大于 0.75; 其中隔断湖汉的分类精度最高, 总体精度为 98.51%, kappa 系数为 0.8495; 全湖的总体分类精度也达到 94.90%, Kappa 系数为 0.7932(表 1)。

表 1 混淆矩阵

Tab. 1 Confusion matrix

区域	类别	菰	非菰	生产者精度	用户精度	总体精度	kappa
碟形湖	菰	177	44	80.09%	85.51%	92.42%	0.7787
	非菰	30	725				
隔断湖汉	菰	9	1	90.00%	81.82%	98.51%	0.8495
	非菰	2	189				
主湖区	菰	51	14	78.46%	82.26%	96.96%	0.7865
	非菰	11	747				
全湖	菰	237	59	80.07%	84.64%	94.90%	0.7932
	非菰	43	1661				

### 2.2 菰群落的空间分布特征

1987-2023 年间菰群落的出现频率空间异质性显著, 全域范围介于 0-0.47 之间(图 4A)。空间格局上, 菰群落主要分布在碟形湖与主湖区, 两者年均占比合计达 93.8%。具体而言, 碟形湖是菰群落的核心分布区域, 年均占比为 66.2%, 菰群落历史最大分布面积达 40.40 km<sup>2</sup>, 多年平均值为 7.72 km<sup>2</sup>; 主湖区次之, 最大面积与多年均值分别为 22.33 km<sup>2</sup> 与 3.21 km<sup>2</sup>; 隔断湖汉菰群落面积多年均值仅为 0.72 km<sup>2</sup>(图 4B)。高程分析进一步揭示, 菰群落集中分布于 11-15 m 高程带, 其中 12-14 m 区间贡献率达 62.9%(图 4C)。

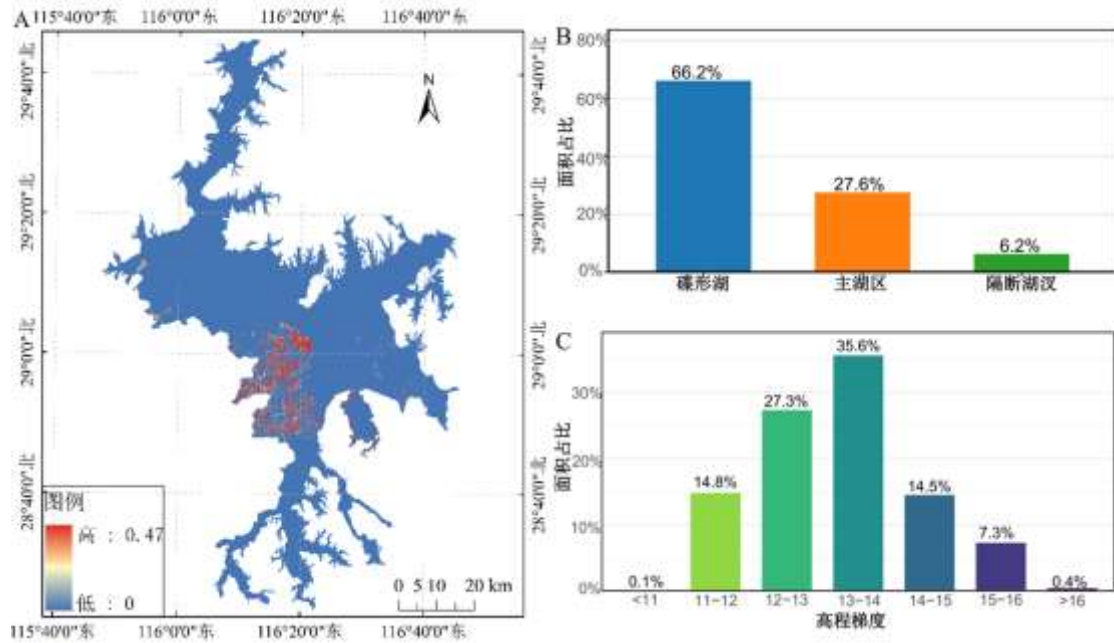


图 4 (A)1987 年-2023 年鄱阳湖菰群落出现的频率图；(B)碟形湖、主湖区、隔断湖汊菰群落面积占比；(C)不同高程菰群落面积占比

Fig. 4 (A) Frequency diagram of the occurrence of *Zizania latifolia* communities in Lake Poyang from 1987 to 2023; (B) Proportion of the area of *Zizania latifolia* communities in dish-shaped lakes, the main lake area, and isolated lake branches; (C) Proportion of the area of *Zizania latifolia* communities at different elevations.

### 2.3 菰群落面积的年际动态及其对候鸟适宜生境的影响

1987-2023 年期间，鄱阳湖菰群落的分布面积呈现先增后降的变化趋势（表 2、图 5A）。2000 年之前菰群落面积几乎为零，仅在 1987 年记录到 2.20 km<sup>2</sup> 的分布；2003 年后菰群落面积逐渐增加，并于 2018 年达到历史峰值（57.65 km<sup>2</sup>），但此后迅速下降，2020 年后基本完全消失。菰群落面积的多年平均值为 11.65 km<sup>2</sup>，年际波动显著。从不同湖区来看，碟形湖和主湖区的菰群落面积变化趋势均呈现为先缓慢波动上升后快速下降的特征，与隔断湖汊存在差异（图 5B-D）。其中，碟形湖与主湖区的菰群落面积在 2010-2019 年间维持在较高水平，而隔断湖汊的高值期则集中于 2000-2010 年。值得注意的是，近年来菰群落消退现象尤为突出，2020-2023 年间鄱阳湖全域菰群落面积持续接近于零。

表 2 菰群落面积随时间（1987-2023）变化的广义加性模型统计结果

Tab. 2 Statistical results of the generalized additive model for the changes in the area of *Zizania latifolia* communities over time (1987-2023)

	自由度	F	P	R <sup>2</sup>
全湖	3.03	3.371	0.022	0.293
碟形湖	2.72	5.138	0.013	0.311
主湖区	3.172	2.296	0.072	0.237
隔断湖汊	4.356	5.279	0.002	0.482

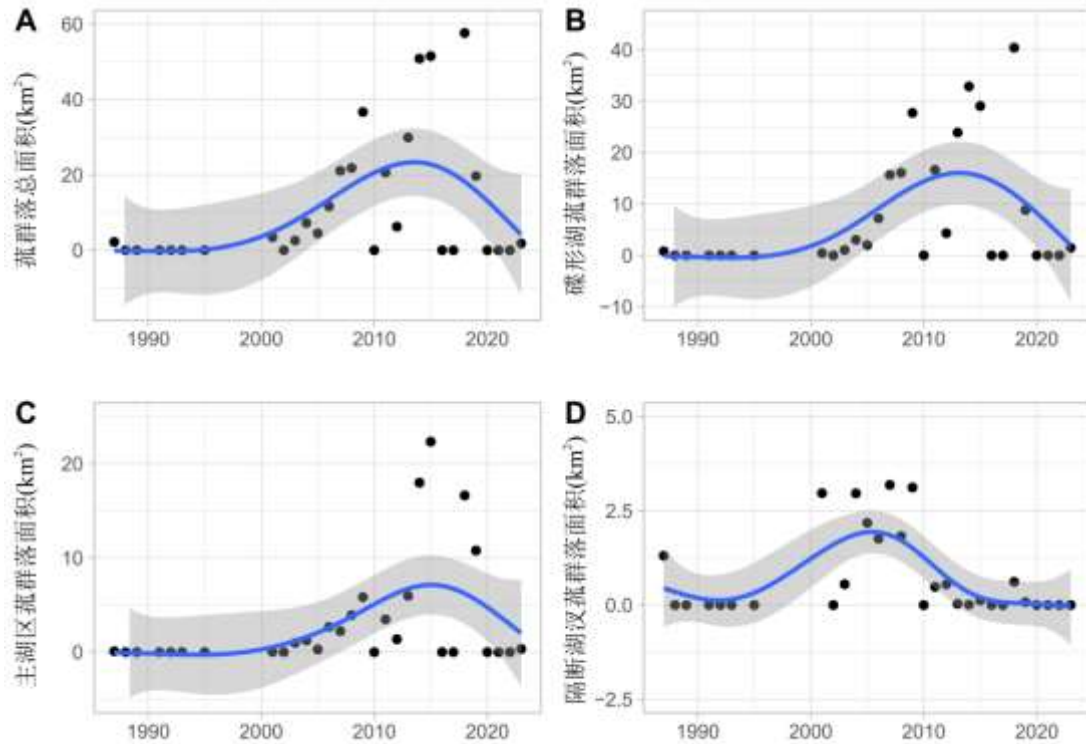


图 5 不同区域菰群落随时间变化:全湖 (A), 碟形湖 (B), 主湖区 (C), 隔断湖汉 (D)

Fig. 5 Changes of *Zizania latifolia* communities over time in different regions: the whole lake (A), dish-shaped lakes (B), the main lake area (C), and isolated lake branches (D)

2006-2019 年菰群落侵占候鸟适宜生境面积呈现先波动上升, 然后极速下降的趋势。2018 年以前缓慢波动上升, 并于 2014 年达到峰值, 单年度侵占适宜生境最大面积达 27.39 km<sup>2</sup>; 2018 年后开始极速下降, 2019 年侵占候鸟适宜生境面积仅为 11.80 km<sup>2</sup>, 其余年份菰群落面积均小于 10 km<sup>2</sup>; 多年平均侵占候鸟适宜生境面积为 15.74 km<sup>2</sup> (图 6A、B)。

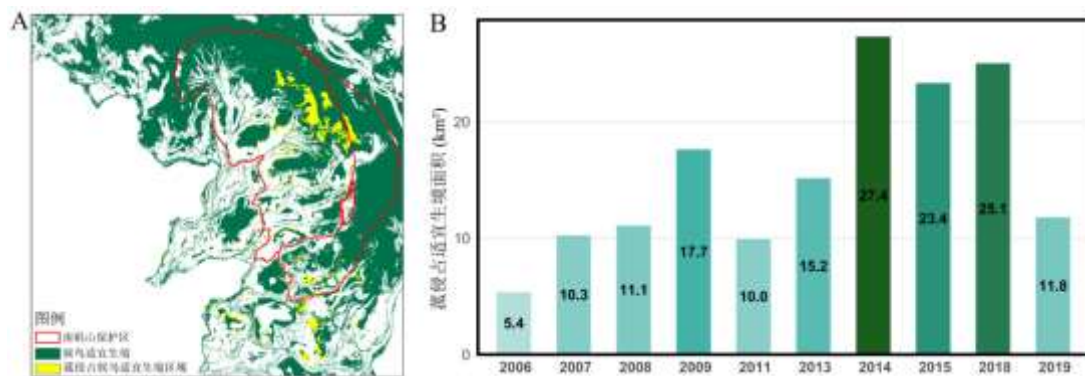


图 6 (A) 菰群落侵占候鸟适宜生境遥感图 (2018); (B) 菰群落侵占候鸟适宜生境面积柱状图

Fig. 6 (A) Remote sensing image of *Zizania latifolia* communities encroaching on the suitable habitats for migratory birds (2018); (B)

Bar chart of the area of suitable habitats for migratory birds encroached by *Zizania latifolia* communities

### 2.3 菰群落面积与水文因子的关系

广义加性模型 (GAM) 拟合结果显示, 年均水位和  $\geq 12$  m 时长对菰群落面积的拟合效果最佳 (附表 2、附表 3)。当年均水位  $\leq 9.5$  m 或水位  $\geq 17$  m 时长超过 20 天时, 菰群落面积接近于零 (附图 1-2)。鉴于极端水文年份对菰群落面积与水文因子关系的影响明显, 以下结果分别基于全部年份数据和剔除极端水文年份的数据进行描述。

全部年份菰群落面积与水文因子的关系：如附图 1-2 及表 3-4 所示，菰群落面积对年均水位和不同季节平均水位及其不同水位时长的响应呈现非线性特征。广义加性模型（表 3，图 7A、D）表明，年均水位（ $P=0.012$ 、 $R^2=0.283$ ）与水位 $\geq 12\text{m}$  时长（ $P=0.011$ 、 $R^2=0.314$ ）均与菰群落面积呈单峰响应关系：当年均水位处于中间区间时，菰群落面积达峰值（约  $57.65 \text{ km}^2$ ），而当水位过高或过低时，面积均呈急剧减少趋势。值得注意的是，2022-2023 年因极端枯水（年均水位低于历史最低值）<sup>[38]</sup>，菰群落面积骤降至趋近于零。

去除极端枯水年数据后菰群落面积与水文因子的关系：剔除 2022-2023 年数据后，广义加性模型显示水文因子影响方向发生显著改变（表 3，图 7B、E）。菰群落面积与年均水位（ $P=0.003$ 、 $R^2=0.287$ ）和水位 $\geq 12\text{m}$  时长（ $P<0.001$ 、 $R^2=0.372$ ）呈单调负相关。当（ $\geq 12\text{m}$  时长）超过 125 天时，菰群落的面积随水位持续时长延长呈线性衰减，超过 150 天以上时，鄱阳湖菰群落几乎消失。

去除极枯和丰水年数据后菰群落面积与水文因子的关系：当进一步排除丰水年（由于黄海 17m 水位接近于鄱阳湖警戒水位星子 19m，将水位 $\geq 17\text{m}$  时长超过 20 天的年份定义为丰水年）后，水文因子解释力显著降低（表 3）。在该数据中，年均水位对菰群落面积无显著影响（ $p=0.119$ ），但水位 $\geq 12\text{m}$  时长仍保持显著负相关（ $p=0.007$ ， $R^2=0.300$ ）。图 7F 显示，当水位 $\geq 12\text{m}$  时长介于 75 到 125 天，菰群落面积均值达  $22.56 \text{ km}^2$ ，但超过 80 天后每增加 10 天淹水，面积减少  $11.5 \text{ km}^2$ 。

表 3 水位与菰群落面积关系的广义加性模型统计结果

Tab. 3 Statistical results of the generalized additive model for the relationship between water level and the area of *Zizania latifolia* communities

		自由度	F	P	R <sup>2</sup>
全部年份	年均水位	2.596	3.904	0.012	0.283
	水位 $\geq 12\text{m}$ 时长	2.522	4.235	0.011	0.314
去除极枯年	年均水位	1.109	9.27	0.003	0.287
	水位 $\geq 12\text{m}$ 时长	1	17.02	<0.001	0.372
去除极枯和丰水年	年均水位	1.375	1.993	0.119	0.153
	水位 $\geq 12\text{m}$ 时长	1	9.128	0.007	0.300

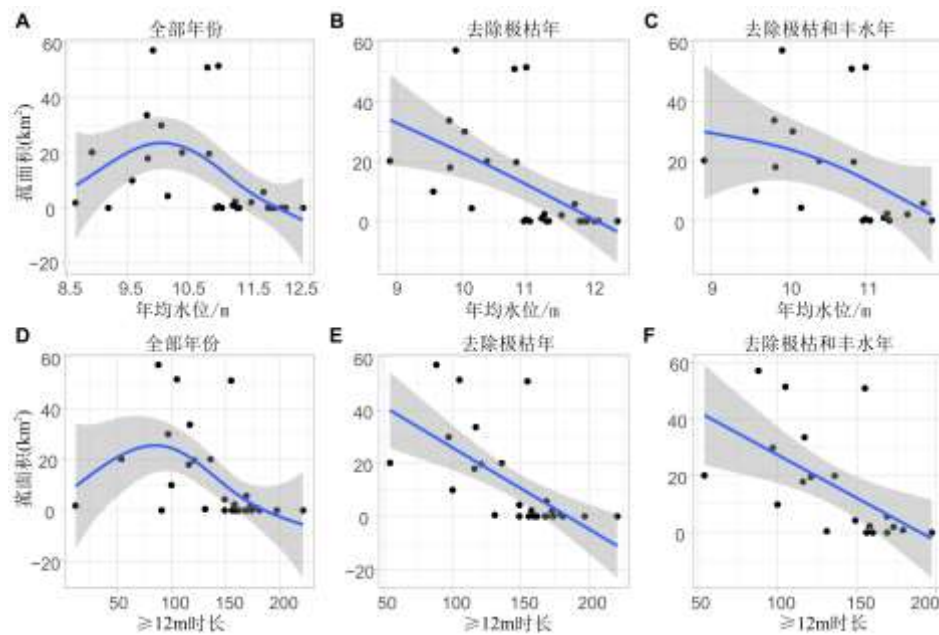


图 7 菰群落面积随年均水位和水位 $\geq 12\text{m}$  时长变化

Fig.7 Area changes of *Zizania latifolia* communities with the average annual water level and the duration of water level at 12 m

## 2.4 菰群落面积与关键水文因子年际动态变化的关系

丰水年出现频率在不同时期呈现显著差异,1987-2002年间高水位(水位 $\geq 17$  m 时长超过 20 天)频发(平均每 3 年 1 次),菰群落面积基本为零。而 2003 年后其发生频率降低至每 5 年 1 次(图 8A),与此同时,水位 $\geq 12$  m 时长呈现持续下降趋势,均值由 1987-2002 的 172 天减少至 2003-2018 的 131 天(图 8B)。在这期间,菰群落面积逐渐增加,并于 2018 年达到峰值(57.65 km<sup>2</sup>)。2020 年洪水导致菰群落面积降为 0,其后 2022 和 2023 年又出现极端干旱事件,菰群落面积仍处于低位。

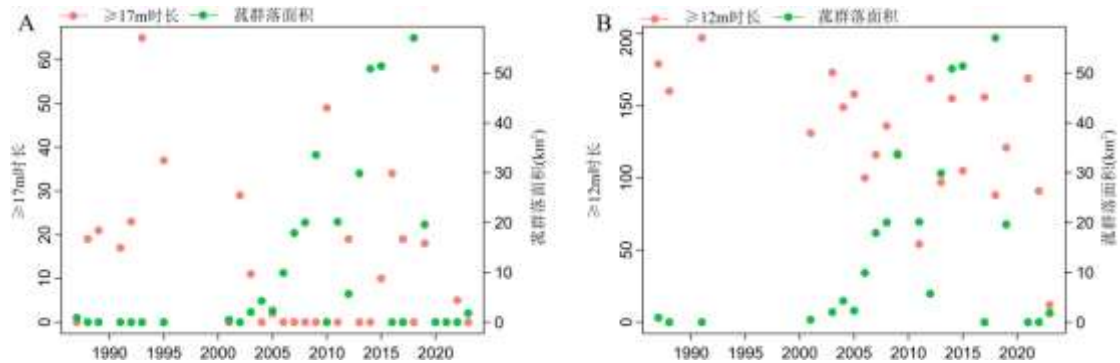


图 8 (A) 水位 $\geq 17$ m 时长和菰群落面积随时间变化; (B) 水位 $\geq 12$ m 时长和菰群落面积随时间变化(排除丰水年)

Fig. 8 (A) Changes in the duration of the water level  $\geq 17$  meters and the area of *Zizania latifolia* communities over time; (B) Changes in the duration of the water level  $\geq 12$  meters and the area of *Zizania latifolia* communities over time (excluding flood years)

## 3 讨论

### 3.1 鄱阳湖菰解译技术的优化

本研究提出了一种融合菰群落的物候特征与冬季的光谱特征的提取模型,实现了鄱阳湖菰群落的高精度遥感识别。相较于传统基于单一物候参数的提取方法,本模型构建了针对冬季灰白色菰群落的光谱识别指数,显著提升了分类精度。

与同类研究相比,本方法能更准确提取菰群落的分布数据。Han 等<sup>[7]</sup>虽已关注菰群落物候特性,但仅采用 NDVI 进行识别,存在植被类型混淆问题。本研究通过系统解析冬季菰群落的光谱特征,构建适用于菰群落的归一化差异指数,并基于红绿蓝波段合成亮度指数,实现菰群落与裸露洲滩、南荻-芦苇群落的有效区分,将总体分类精度提升至 94.90%。尽管如此,本研究仍存在两方面局限:其一,虽通过多指数联用已有效降低 85% 的洲滩误判率,但残余 5-7% 的光谱混淆区域仍需通过多时相数据融合进一步优化;其二,目前模型的训练数据主要来源于鄱阳湖区域,若将该模型推广应用至其他湖泊,仍需结合其他湖泊的实测样本加以验证其适用性。未来研究可进一步探索高分辨率光学影像与现有数据源的融合应用,以提升菰类植物的识别精度。高分辨率影像通过提供丰富的细节信息,可助力水生植被的精准识别与分类。

### 3.2 鄱阳湖菰群落时空动态及其生态影响

本研究通过长时序监测揭示了鄱阳湖菰群落的动态演变规律:1987-2003 年间菰群落分布面积基本为零;2003 年开始菰群落呈现波动扩张态势,至 2018 年达到历史峰值(达 57.65 km<sup>2</sup>),与 Han 等<sup>[7]</sup>报道的 2000-2014 年增长趋势一致;2018 年后菰群落面积急剧下降,至 2023 年基本消失。碟形湖和主湖区的菰群落面积演变趋势与全湖总体特征近似,但隔断湖汊存在较大差异。其中碟形湖作为典型浅水洼地,其菰群落面积占比为 66.2%,构成全湖菰群落分布的核心区域。

相较于已有研究成果,本研究在时间和空间维度上的分析精度显著提高。现有文献如 Han 等<sup>[7]</sup>虽建立了 2000-2014 年全湖尺度的菰群落面积变化曲线,但缺乏亚湖区尺度的空间异质性分析。本研究通过构建 1987-2023 年近三十年序列数据集,首次系统揭示了全湖及三大地貌单元菰群落的演变轨迹,填补了鄱阳湖菰群落长时间跨度和空间分异特征的研究空白。

定量评估结果表明, 2006-2019 年间, 菰群落扩张平均每年侵占候鸟适宜栖息地面积达 15.74 km<sup>2</sup>, 其中 2014 年侵占面积最为显著, 达 27.39 km<sup>2</sup>。从生态影响来看, 菰群落的扩张可能对越冬候鸟群落造成一定负面影响。一方面, 高密度分布的菰群落显著降低了涉禽类候鸟(如白鹤、东方白鹳)的觅食效率, 限制其在浅水滩涂区域的活动空间; 另一方面, 菰群落在空间竞争中占据优势, 抑制了沉水植物和苔草群落的生长, 进而削减了雁鸭类等植食性候鸟的重要食物资源。因此, 需密切关注菰群落的扩张动态, 并结合水位调控等手段, 以减缓菰群落对越冬水鸟关键栖息地的长期侵占风险。

### 3.3 鄱阳湖菰群落演变的水文驱动因子

本研究通过分析菰群落动态与水文因子的关系发现, 鄱阳湖菰群落对极端水文事件高度敏感, 在极枯水或丰水年份, 其分布面积几乎降至零。同时, 菰群落面积与年均水位及水位 $\geq 12$  m 时长均呈显著相关性, 且二者均表现出单峰型响应特征: 菰群落面积随水位上升呈现先增后减的抛物线趋势, 说明过高或过低的水位均会形成胁迫环境, 抑制其正常发育。这一规律可能与菰群落主要分布在高程 12-14 m 区域有关: 当水位超过生态阈值(特别是在丰水年), 定植原位的菰植株常被淹没 3-5 m, 长期浸水可能导致缺氧、光合作用受阻及代谢紊乱, 而被洪水冲刷形成漂浮草垫的菰可能难以找到适宜生境, 最终都可能会导致菰植株死亡; 反之, 水位持续偏低、无法达到菰的主要分布区, 也会使其在萌发期、营养生长期和繁殖期无法获得所需水分供给, 导致种群发育受限、生命周期难以完成。已有研究表明, 菰群落的适宜生长水深在 30-50 cm<sup>[15-17]</sup>, 鄱阳湖水位回落后的枯水期, 碟形湖水位相对稳定、近似静水条件, 能长期保持有利于菰群落生长的浅水环境; Qin 等<sup>[22]</sup>亦发现, 淹水时间过短或过长均不利于包括菰在内的挺水植物正常生长。

2003 年前, 鄱阳湖水位总体偏高, 且洪水发生频率较高, 以致于菰群落面积几乎为 0; 2003 -2019 年, 鄱阳湖水位明显降低, 洲滩出露时间延长<sup>[7, 20, 39]</sup>, 且洪水发生频率降低, 为菰群落创造了适宜生境, 菰群落面积呈现逐步增加的趋势。但近年来(2020-2023 年)洪水和干枯的反复出现又导致鄱阳湖菰群落的明显退化。例如, 2020 年水位 $\geq 17$  m 时长持续 58 天, 长时间淹水导致菰群落几乎完全消失; 而 2023 年的年均水位仅 8.64m, 极端低水位使菰群落的生长区域未被淹没, 菰群落的面积仅为 1.82km<sup>2</sup>。鄱阳湖同时出现洪水频率增加和水位过低的情形, 可能是近年来菰群落面积下降的主要原因。

## 4 结论

本研究基于鄱阳湖湿地菰群落的物候特征和冬季光谱特性, 构建了菰群落的多时相遥感识别模型, 并结合水文数据分析其时空演变及驱动机制, 主要结论如下:

- 1) 鄱阳湖菰群落主要分布于碟形湖, 历史最大分布面积达 40.40 km<sup>2</sup>, 多年平均值为 7.72 km<sup>2</sup>; 主湖区次之, 隔断湖汊最少。
- 2) 1987-2023 年间, 鄱阳湖菰群落经历了“零星分布—扩张—衰退”的演变过程, 面积于 2018 年达峰值(57.65 km<sup>2</sup>), 此后大幅退化(衰减 96.8%)。2006-2023 年间菰群落扩张平均侵占候鸟栖息地 15.74 km<sup>2</sup>, 其中 2014 年达到峰值, 单年侵占量高达 27.39 km<sup>2</sup>。
- 3) 2003 年以来, 水位的下降与菰群落的快速扩张显著相关, 表明其可能是主要的驱动因素; 而 2020 年的极端洪水及其后频发的干旱事件, 则与菰群落的迅速退化在时间上同步, 表明它们可能是导致菰群落退化的关键环境因素。

## 5 附件

附图和附表见电子版(DOI: 10.18307/2026.0434).

## 6 参考文献

- [1] Zhang QJ, Yu XB, Hu BH. Research on the characteristics of plant communities in the Poyang Nanji Wetlands, China. *Resources Science*, 2013, 35(1): 42-49.[张全军, 于秀波, 胡斌华. 鄱阳湖南矶湿地植物群落分布特征研究. 资源科学, 2013, 35(01): 42-49.]

- [2] Xue CY, Zhang Q, Jia YX, et al. Intensifying drought of Poyang Lake and potential recovery approaches in the dammed middle Yangtze River catchment. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 2023, **50**
- [3] Song JP, Gong LQ, Wang XL, et al. Changes in hydrological regime and ecological environment of Poyang Lake before and after the construction and operation of the Three Gorges Project: Review and prospect. *J Lake Sci*, 2025, **37**(3): 716-733. [宋继鹏, 龚磊强, 王晓龙等. 三峡工程建设运行前后鄱阳湖水文情势变化与生态环境演变特征: 回顾与展望. 湖泊科学, 2025, **37**(3): 716-733.]
- [4] Yao J, Zhang D, Li YL, et al. Quantifying the hydrodynamic impacts of cumulative sand mining on a large river-connected floodplain lake: Poyang Lake. *Journal of Hydrology*, 2019, **579**: 124156-124156
- [5] Hu ZP, Lin YR. Three-decade evolution of aquatic vegetation in Poyang Lake and its driving factors. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2019, **28**(8): 1947-1955. [胡振鹏, 林玉茹. 鄱阳湖水生植被 30 年演变及其驱动因素分析. 长江流域资源与环境, 2019, **28**(8): 1947-1955.]
- [6] Feng L, Han XX, Hu CM, et al. Four decades of wetland changes of the largest freshwater lake in China: Possible linkage to the Three Gorges Dam?. *Remote Sensing of Environment*, 2016, **176**: 43-55.
- [7] Han XX, Chen XL, Hu CM. Wetland changes of China's largest freshwater lake and their linkage with the Three Gorges Dam. *Remote Sensing of Environment*, 2018, **204**: 799-811.
- [8] Liu CL, Tan YJ, Lin LS, et al. The wetland water level process and habitat of migratory birds in Lake Poyang. *J Lake Sci*, 2011, **23**(1): 129-135. [刘成林, 谭胤静, 林联盛等. 鄱阳湖水位变化对候鸟栖息地的影响. 湖泊科学, 2011, **23**(1): 129-135.]
- [9] Wang J, Han Z, Liu XB, et al. Assessment of habitat supply and migratory waterbird demand under different autumn water drawdown regimes in Lake Poyang, China. *Ecological Indicators*, 2025, **175**: 113544. DOI:10.1016/j.ecolind.2025.113544.
- [10] Huang XW. Overview of wild *Zizania latifolia* germplasm resources and their landscape application in China. *South Agricultural Machinery*, 2016, **47**(3): 23-25. [黄雪雯. 我国野生菰种质资源概况及园林应用. 南方农机, 2016, **47**(3): 23-25.]
- [11] Li B, Yang GS, Wang XL, et al. Seasonal dynamic characteristics of plant species diversity in typical tidal flats of Poyang Lake. *Soils*, 2016, **48**(2): 298-305. [李冰, 杨桂山, 王晓龙等. 鄱阳湖典型洲滩植物物种多样性季节动态特征. 土壤, 2016, **48**(2): 298-305.]
- [12] Hu ZP, Ge G, Liu CL. Cause analysis and early warning of wetland vegetation degradation in Poyang Lake. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2015, **24**(3): 381-386. [胡振鹏, 葛刚, 刘成林. 鄱阳湖湿地植被退化原因分析及其预警. 长江流域资源与环境, 2015, **24**(3): 381-386.]
- [13] Jing XL, Li L, Wang SZ, et al. Effects of soaking solution from *Zizania latifolia* in Poyang Lake beach on *Microcystis aeruginosa* growth. *Environmental Science & Technology*, 2019, **42**(2): 12-16. [荆晓玲, 李林, 汪淑贞等. 鄱阳湖洲滩菰浸泡液对铜绿微囊藻生长的影响. 环境科学与技术, 2019, **42**(2): 12-16.]
- [14] Zhang XK, Wan A, Wang HL, et al. The overgrowth of *Zizania latifolia* in a subtropical floodplain lake: Changes in its distribution and possible water level control measures. *Ecological Engineering*, 2016, **89**: 114-120.
- [15] Yuan GX, Wu AP, Ge DB, et al. Effects of water depth gradients on growth and reproduction of four emergent macrophytes. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, **31**(12): 2690-2697. [袁桂香, 吴爱平, 葛大兵等. 不同水深梯度对 4 种挺水植物生长繁殖的影响. 环境科学学报, 2011, **31**(12): 2690-2697.]
- [16] Bai X, Chen KN, Chen XM. Short-time response in growth and sediment properties of *Zizania latifolia* to water depth. *Environmental Earth Sciences*, 2013, **70**(6): 2847-2854.
- [17] Yang ZD, Davy AJ, Liu XQ, et al. Responses of an emergent macrophyte, *Zizania latifolia*, to water-level changes in lakes with contrasting hydrological management. *Ecological Engineering*, 2020, **151**. DOI:10.1016/j.ecoleng.2020.105814.
- [18] Wang QL, Chen JR, Liu H, et al. Growth responses of two emergent macrophytes to water level changes. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2012, **36**(3): 583-587. [王秋林, 陈静蕊, 刘晖等. 两种挺水植物对水位变化的生长响应. 水生生物学报, 2012, **36**(3): 583-587.]
- [19] 赵雅璇. 洱海紫柳和菰对水位上升的响应机制[学位论文]. 湖南: 湖南农业大学, 2019.

- [20] Han Z, Wang SY, Liu XB, et al. Ecological thresholds of dominant wetland vegetation along flooding duration gradients in Poyang Lake. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2019, **50**(2): 252-262. [韩桢, 王世岩, 刘晓波等. 基于淹水时长梯度的鄱阳湖优势湿地植被生态阈值. 水利学报, 2019, **50**(2): 252-262.]
- [21] Tan ZQ, Zhang Q, Li YL, et al. Elevational distribution characteristics of typical plant communities in Poyang Lake wetland. *Wetland Science*, 2016, **14**(4): 506-515. [谭志强, 张奇, 李云良等. 鄱阳湖湿地典型植物群落沿高程分布特征. 湿地科学, 2016, **14**(4): 506-515.]
- [22] Qin JL, Yin XA, Liu HR, et al. Effects of lake water level fluctuations on emergent macrophytes: A case study of Lake Hongze. *Environmental Engineering*, 2020, **38**(10): 53-60. [秦敬岚, 尹心安, 刘洪蕊等. 湖泊水位变化对挺水植物影响分析: 以洪泽湖为例. 环境工程, 2020, **38**(10): 53-60.]
- [23] 万松贤. 基于遥感数据的鄱阳湖丰水期植被对水文情势变化的响应[学位论文]. 南昌: 南昌大学, 2017.
- [24] Kong JX, Zhang ZC, Zhang J. Plant species classification and identification based on multi-source remote sensing data: research progress and prospects. *Biodiversity Science*, 2019, **27**(7): 796-812. [孔嘉鑫, 张昭臣, 张健. 基于多源遥感数据的植物物种分类与识别: 研究进展与展望. 生物多样性, 2019, **27**(7): 796-812.]
- [25] Luo JH, Yang JZC, Duan HT, et al. Research progress on remote sensing monitoring of aquatic vegetation in shallow lakes. *J Lake Sci*, 2022, **26**(1): 68-76. [罗菊花, 杨井志成, 段洪涛等. 浅水湖泊水生植被遥感监测研究进展. 湖泊科学, 2022, **26**(1): 68-76.]
- [26] Mu SJ, Yang GS, Xu XB, et al. Assessing the inundation dynamics and its impacts on habitat suitability in Poyang Lake based on integrating Landsat and MODIS observations. *Science of the Total Environment*, 2022, **834**: 154936. DOI:10.1016/j.scitotenv.2022.154936.
- [27] Wang Q, Zhou XD, Luo JH, et al. Remote sensing monitoring of dominant submerged macrophytes in Lake Taihu considering life history characteristics. *J Lake Sci*, 2015, **27**(5): 953-961. [王琪, 周兴东, 罗菊花等. 考虑生活史的太湖沉水植物优势种遥感监测. 湖泊科学, 2015, **27**(5): 953-961.]
- [28] Lai XJ, Shankman D, Huber C, et al. Sand mining and increasing Poyang Lake's discharge ability: A reassessment of causes for lake decline in China. *Journal of Hydrology*, 2014, **519**: 1698-1706.
- [29] Zhang Q, Ye XC, Werner A, et al. An investigation of enhanced recessions in Poyang Lake: Comparison of Yangtze River and local catchment impacts. *Journal of Hydrology*, 2014, **517**: 425-434.
- [30] Hu ZP, Ge G, Liu CL. Response of wintering migratory birds to hydrological processes in Poyang Lake. *Journal of Natural Resources*, 2014, **29**(10): 1770-1779. [胡振鹏, 葛刚, 刘成林. 越冬候鸟对鄱阳湖水文过程的响应. 自然资源学报, 2014, **29**(10): 1770-1779.]
- [31] Lin YL, Li XH, Tan ZQ, et al. Dynamics of plant communities in Poyang Lake floodplain wetland based on remote sensing spatiotemporal fusion. *J Lake Sci*, 2023, **35**(4): 1408-1423. [蒯亚玲, 李相虎, 谭志强等. 基于遥感时空融合的鄱阳湖洪泛湿地植物群落动态变化特征. 湖泊科学, 2023, **35**(4): 1408-1423.]
- [32] Hu ZP, Zhang ZF, Liu YZ, et al. Role and significance of saucer-shaped lakes in Poyang Lake wetland ecosystem. *Jiangxi Hydraulic Science & Technology*, 2015, **41**(5): 317-323. [胡振鹏, 张祖芳, 刘以珍等. 碟形湖在鄱阳湖湿地生态系统的作用和意义. 江西水利科技, 2015, **41**(5): 317-323.]
- [33] 郭诗园. 基于遥感监测的鄱阳湖沉水植被分布的历史演变过程研究[学位论文]. 南昌: 南昌大学, 2024.
- [34] 邢金娣. 基于物候特征的长江中游典型浅水湖泊水生植被类群遥感监测研究[学位论文]. 武汉: 中国科学院精密测量科学与技术创新研究院, 2021.
- [35] Ke YH, Im J, Lee J, et al. Characteristics of Landsat 8 OLI-derived NDVI by comparison with multiple satellite sensors and in-situ observations. *Remote Sensing of Environment*, 2015, **164**: 298-313.
- [36] Rao S, Fang JY, Cui HT, et al. Spatiotemporal changes of land use pattern in Poyang Lake region during the last decade. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2002, **11**(5): 421-426. [饶胜, 方精云, 崔海亭等. 最近 10 年鄱阳湖区土地利用格局的时空变化. 长江流域资源与环境, 2002, **11**(5): 421-426.]

- [37] Li YY, He L, Ge G, et al. Impacts of extreme hydrological events on waterbirds' wintering habitats area in Poyang Lake[J/OL]. *J Lake Sci*, 2025, **37**(5). 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).]
- [38] Luo JH, Yan Y, Xiao F, et al. Monitoring and analysis of drought processes in Poyang Lake wetland in 2022 based on spatiotemporal information fusion model. *J Lake Sci*, 2024, **36**(5): 1525-1536.[罗佳欢, 严翼, 肖飞等, 基于时空信息融合模型的 2022 年鄱阳湖湿地干旱过程监测分析. 湖泊科学, **36**(5): 1525-1536.]
- [39] Hu ZP, Fu J. Quantitative analysis of hydrological relationship between Yangtze River and Poyang Lake and its evolution. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2018, **49**(5): 570-579.[胡振鹏, 傅静. 长江与鄱阳湖水文关系及其演变的定量分析. 水利学报, 2018, **49**(5): 570-579.]

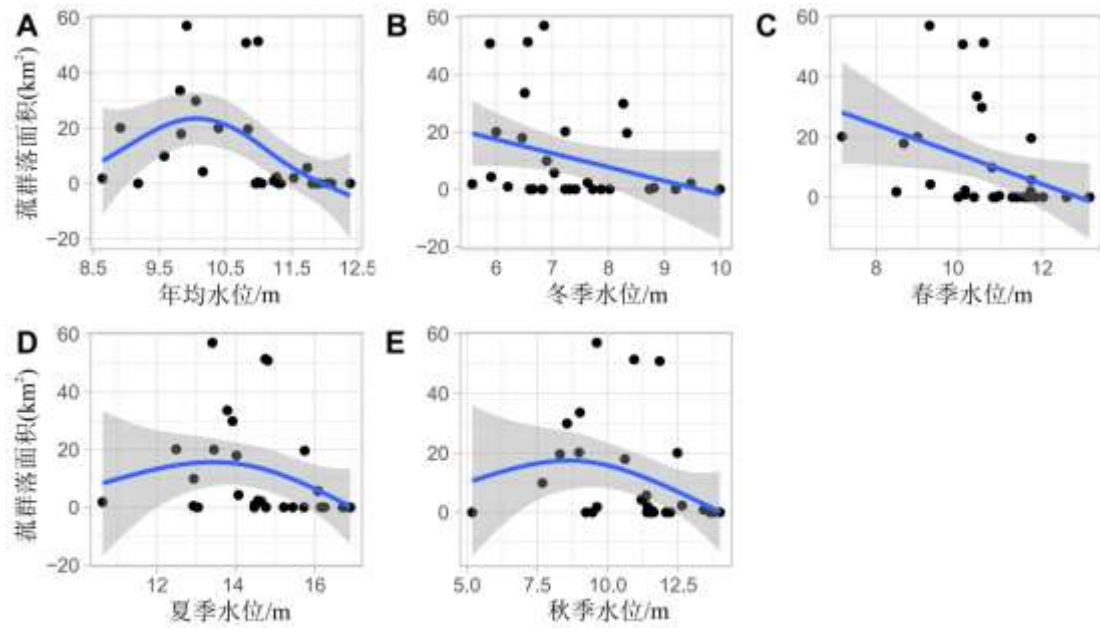
## 附图/表

附表 1 采用的卫星影像

年份	冬季卫星影像		夏季卫星影像	
	日期	卫星	日期	卫星
1987 年	19871217	TM05	19870827	TM05
1988 年	19881101	TM05	19880626	TM05
1989 年	19891120	TM05	19890715	TM05
1991 年	19911110	TM05	19910822	TM05
1992 年	19921128	TM05	19920520	TM05
1993 年	19931217	TM05	19930608	TM05
1995 年	19951207	TM05	19950902	TM05
2001 年	20011121	TM05	20010630	TM05
2003 年	20031205	LE07	20030722	TM05
2004 年	20041129	TM05	20040724	TM05
2005 年	20051031	TM05	20050703	LE07
2006 年	20061221	LE07	20060612	TM05
2007 年	20071130	LE07	20070818	TM05
2008 年	20081202	LE07	20080921	TM05
2009 年	20091205	LE07	20090823	TM05
2010 年	20101208	LE07	20101208	TM05
2011 年	20111125	LE07	20110704	LE07
2012 年	20121026	LE07	20120807	LE07
2013 年	20131122	LC08	20130701	LC08
2014 年	20150104	LE07	20141008	LC08
2015 年	20151230	LC08	20150731	LE07
2016 年	20161216	LC08	20160623	LC08
2017 年	20171219	LC08	20170829	TM05
2018 年	20181128	S2	20180721	S2
2019 年	20191213	S2	20190731	S2
2020 年	20201222	S2	20200903	S2
2021 年	20211227	S2	20210715	S2
2022 年	20221212	S2	20220710	S2
2023 年	20231118	LC08	20230918	S2

附表 2 水位与菰群落面积关系的广义加性模型统计结果

	自由度	F	P	R <sup>2</sup>
年均水位	2.596	3.904	0.012	<b>0.283</b>
冬季水位	1.000	3.074	0.091	0.067
春季水位	1.001	4.580	0.041	0.110
夏季水位	1.806	1.638	0.207	0.083
秋季水位	1.820	1.597	0.193	0.093



附图1 水位与菰群落面积的关系

附表3 不同水位时长与菰群落面积关系的广义加性模型统计结果

	自由度	F	P	R <sup>2</sup>
水位≥10m 时长	1.000	4.084	0.053	0.096
水位≥11m 时长	2.050	1.983	0.120	0.141
水位≥12m 时长	2.522	4.235	0.011	<b>0.314</b>
水位≥13m 时长	1.249	2.471	0.086	0.106
水位≥14m 时长	1.000	2.780	0.107	0.056
水位≥15m 时长	1.000	5.480	0.027	0.134
水位≥16m 时长	1.000	5.166	0.031	0.126
水位≥17m 时长	1.060	4.754	0.030	0.138

附图2 不同水位时长与菰群落面积的关系

