

围网拆除前后长江下游升金湖鱼类群落稳定性和多样性的关系*

施晨曦^{1,2,3}, 梁阳阳⁴, 谢畅^{1,2,3}, 蒋忠冠^{1**}

(1: 安徽大学资源与环境学院, 合肥 230601)

(2: 安徽升金湖湿地生态学国家长期科研基地, 东至 247230)

(3: 湿地生态保护与修复安徽省重点实验室(安徽大学), 合肥 230601)

(4: 安徽省农业科学院水产研究所, 水产增殖安徽省重点实验室, 合肥 230001)

摘要: 在长江大保护的背景下, 长江中下游洪泛湖泊经历了从集约化的围网养殖渔业向禁渔和多样性保护转型。长江中下游洪泛湖泊不仅支撑了较高的鱼类多样性, 同时也是我国重要的渔业生产基地, 统筹和协调生物多样性保护和渔业可持续发展需要厘清鱼类多样性和群落稳定性的关系。本研究以长江下游升金湖为例, 分别在围网拆除前(2017年)和围网拆除后(2019年)的丰水期和枯水期对鱼类群落进行系统的调查采集。本研究采用3种物种多样性指数(Shannon-Wiener多样性指数、Simpson优势度指数和Pielou均匀度指数)、3种功能多样性指数(FRic功能丰富度指数、FDis功能分散指数和FEve功能均匀度指数)和6种功能性状(最大体长、生长速率、寿命、初次性成熟时间、初次性成熟体长、营养级), 从物种和功能两个维度探讨围网拆除前后鱼类群落稳定性水平和稳定性驱动因子的差异。结果表明: 1) 升金湖围网拆除前以鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙(*Hypophthalmichthys nobilis*)等物种作为主要优势种, 围网拆除后优势种变为黄尾鲴(*Xenocypris davidi*)、翘嘴鲌(*Culter alburnus*)等物种。2) 单因素方差分析结果显示围网拆除后鱼类群落多样性水平显著高于围网拆除前, 群落稳定性显著低于围网拆除前。3) 多元线性逐步回归结果显示围网拆除前鱼类群落稳定性与初次性成熟时间呈正相关, 与生长速率呈负相关, 这可能与围网拆除前占据优势地位的周期策略鱼类的功能性状有关; 围网拆除后鱼类群落稳定性与生长速率呈正相关, 与寿命和初次性成熟时间呈负相关, 这可能与围网拆除后作为优势种的机会策略鱼类的功能性状有关。此外, 围网拆除前和围网拆除后鱼类群落稳定性均与Pielou均匀度指数呈正相关, 均匀度较高的群落可能通过物种间的保险效应去支撑群落整体的稳定。本研究分析和比较了围网拆除前和围网拆除后鱼类群落稳定和多样性的差异以及作用关系, 可为升金湖和其他洪泛湖泊鱼类资源的保护和利用提供理论基础与数据支撑。

关键词: 围网养殖; 鱼类; 群落稳定性; 功能性状; 长江下游; 升金湖

Relationships between community stability and diversity of fish assemblages before and after pen-culture ban in Lake Shengjin, lower reaches of Yangtze River*

Shi Chenxi^{1,2,3}, Liang Yangyang⁴, Xie Chang^{1,2,3} & Jiang Zhongguan^{1**}

(1: School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, P.R.China)

(2: Anhui Shengjin Lake Wetland Ecology National Long-term Research Base, Dongzhi 247230, P.R.China)

(3: Anhui Key Laboratory of Wetland Ecological Protection and Restoration (Anhui University), Hefei 230601, P.R.China)

(4: Key Laboratory of Aquaculture in Anhui Province, Aquatic Research Institute of Anhui Academy of Agricultural Sciences, Hefei 230001, P.R.China)

Abstract: In the context of the Yangtze River protection, the lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River floodplain have experienced a transition from intensive pen-culture fisheries to fishing ban and diversity conservation. These lakes not only support high fish diversity, but also serve as important fishery production bases in China. Integrating and coordinating biodiversity

* 2024-04-04 收稿; 2024-05-31 收修改稿。

国家自然科学基金项目(32373139)、安徽省自然科学基金项目(2108085MC86)、流域水安全保障湖北省重点实验室开放研究基金项目(CX2023K17)和安徽省高等学校自然科学研究项目重点项目(KJ2020A0045)联合资助。

** 通信作者; E-mail: zhongguan6@163.com。

conservation and sustainable fishery development requires clarifying the relationship between fish diversity and community stability. In this study, a systematic survey was conducted to collect the fish community in Lake Shengjin during high water seasons and low water seasons before (2017) and after (2019) pen-culture ban (PCB), respectively. We used three diversity index (Shannon-Wiener diversity index, Simpson dominance index and Pielou evenness index), three functional diversity index (functional richness index (FRic), functional dispersion index (FDis), and functional evenness index (FEve)), and six functional traits (maximal length, growth rate, life span, first sexual maturity time, first sexual maturity length, trophic level) to explore the differences in stability level and drivers of stability of fish communities before and after PCB in terms of both species and function. The results showed that: (1) dominant species changed from *Hypophthalmichthys molitrix* and *Hypophthalmichthys nobilis* before PCB to *Xenocypris davidi* and *Culter alburnus* after PCB. (2) One-way PERMANOVA results showed that community stability (temporal stability index (TSI), asynchrony (ASY)) was significantly higher before PCB than after PCB. (3) Results of multiple linear stepwise regression showed a positive correlation between community stability and time to first sexual maturity time and a negative correlation with growth rate before PCB. It may be related to the functional traits of the dominant periodic strategy fish before PCB. Community stability was positively correlated with growth rate and negatively correlated with life span and first sexual maturity time after PCB. It may be related to the functional traits of the dominant opportunistic strategy fish after PCB. In addition, community stability was positively correlated with the evenness index (Pielou) before and after PCB, and communities with higher evenness may support community stability through the insurance effect between species. By analyzing and comparing the differences and relationships of fish community stability and diversity before and after PCB, this study can provide theoretical basis and data support for the conservation and utilization of fish resources in Lake Shengjin and other floodplain lakes.

Keywords: Pen-culture; fish; community stability; functional trait; lower reaches of Yangtze River; Lake Shengjin

群落稳定性是指群落受到外部扰动后保持和恢复到初始状态的能力,一般定义为群落生物量随时间变化的稳定程度^[1-2]。群落稳定是一定时间内不同物种在中间交互作用和生境过滤作用下的共存机制,维持群落的稳定对生态系统服务与功能均具有重要意义。目前有关群落稳定性的研究多集中在草地和森林生态系统中^[3-4],因为植被的群落稳定意味着生态系统中生产力的稳定^[5]。而针对动物群落稳定性的研究则相对较少,人们更多地关注动物群落的多样性和种群结构等问题^[6]。鱼类作为重要的动物蛋白源,占人类动物蛋白总消费量的15%以上^[7],因此维持鱼类群落和渔业资源的稳定至关重要。

生物多样性被学术界普遍认为是驱动群落稳定性变化最直接的因素之一,与群落稳定性存在复杂多变的关系,目前学界对多样性-稳定性关系尚未达成一致性的观点^[8]。大量研究发现物种多样性升高会增强群落的稳定性水平^[9-10],Elton^[11]针对草地生态系统的研究也发现结构简单的群落较物种多样化的群落,其物种丰度表现出更为剧烈的波动。此外,也有学者发现生物多样性水平越高越不利于群落的稳定,物种数少的群落反而具有更高时空尺度下的稳定性^[12]。然而,目前关于生物多样性和群落稳定性的研究多集中于物种层面,缺乏对物种功能性状的深入探讨。不同物种因功能性状的不同对各类干扰会有不同的响应模式,进而影响群落水平的稳定性变化。例如,个体较大、寿命较长的周期策略者一般更能耐受各类干扰和环境变化,其生物量的时间稳定性能支撑群落整体的稳定性^[13-15];同时,繁殖力高、生长速率快的机会策略者即使在干扰条件下也能迅速增殖恢复,在一定程度上支撑整个群落的稳定性^[16]。因此,在对群落稳定和多样性关系的研究中,不能局限于单一的物种层面,应当将功能性状和功能多样性的影响纳入研究范围^[17-18]。

历史上,长江中下游大量的浅水湖泊是我国自然捕捞渔业的重要生产基地^[19],渔业产量一度达到全国淡水渔产总量的60%^[20]。1950s以前,长江中下游洪泛湖泊有丰富的野生鱼类资源,其渔业生产以原始、掠夺型的自然捕捞为主^[21]。1950s后,随着渔业资源的日益退化,渔业捕捞量急剧下降^[7],长江中下游洪泛湖泊开始发展以围网为主的增殖渔业^[22-24]。2018年开始,为了恢复和保护长江流域水生生物资源和生物多样性^[25],长江中下游浅水湖泊率先开展了大规模围网拆除活动,并提前执行了“十年禁渔”措施^[26]。目前,长江中下游洪泛湖泊开始从集约化的大水面增养殖渔业向禁渔和多样性保护转型^[27]。2020年农业农村部、生态环保部、国家林草局联合印发《关于推进大水面生态渔业发展的指导意见》,提出通过生态渔业的方式,实现大水面生态保护与渔业资源的协调发展。生态保护的重心在于维持洪泛湖泊较高的鱼类多样性,而渔业生产则更看重群落稳定性提供的持续高渔产力^[28-29]。因此,系统解析洪泛湖泊鱼类多样性和群落稳定性的关系,是统筹和协调鱼类多样性保护和渔业资源可持续发展的关键。

历史上长江中下游绝大多数浅水湖泊都为通江湖泊,自 20 世纪 50 年代以来,受围湖造田、修建堤坝闸门等人为活动影响,除洞庭湖、鄱阳湖和石臼湖外,其余湖泊均建有闸阀^[30]。升金湖作为长江中下游浅水湖泊典型的阻隔湖泊,其多样化的生境条件和丰富的饵料资源维持了较高的鱼类多样性,也是自然捕捞渔业的生产基地^[31]。近年来,随着捕捞技术的不断改进和过度捕捞行为的屡禁不止,升金湖的野生鱼类资源急剧下降。在此背景下,升金湖于 1995 年开始实施基于围网养殖的人工增殖渔业^[32],养殖的主要品种为以鲢鳙为代表的四大家鱼,养殖面积在 2017 年几乎覆盖了整个湖面^[33]。在围网养殖、水质污染、生境破碎化和水生植物退化的多重干扰下,升金湖鱼类多样性和资源量不断降低。随着“长江大保护”和“十年禁渔”政策的实施,升金湖严格执行了围网拆除和禁渔措施,并在 2018 年完成了全部围网的拆除工作^[31]。本研究分别在围网拆除前后(2017 年和 2019 年)的不同水文时期(丰水期:7—8 月;枯水期:11—12 月)开展鱼类群落的定量调查和监测工作,试图厘清这两个时期升金湖鱼类群落稳定性的差异以及与物种多样性、功能多样性、功能性状的关系,为升金湖鱼类资源的保护和管理提供理论基础和数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

升金湖是位于长江南岸的长江中下游洪泛湖泊,地处安徽省池州市东至县和贵池县交界处。升金湖一般分为上湖、中湖和下湖 3 个部分,上湖和中湖分别与南部张溪河和东部唐田河连接,而下湖通过黄湓河与长江干流相连^[34],是受黄湓闸节制的阻隔湖泊。受亚热带季风影响^[35],升金湖流域有较为明显的四季气候变化,夏季平均气温为 27.9 °C,平均降雨量在 800 mm 上下;冬季平均气温为 3.5 °C,平均降雨量在 636.7 mm 左右^[35-36]。升金湖的水文结构随季节变化有较为明显的波动,丰水期湖泊面积最大可达 133 km²,平均水位为 12.69 m,枯水期湖泊面积萎缩至 33 km²,平均水位为 9.73 m^[37-38]。升金湖作为国际重要湿地和国家级自然保护区,在维持鱼类多样性中扮演着重要角色,是鱼类索饵洄游、生长和繁殖重要的栖息场和庇护所^[39]。

1.2 鱼类的调查采集

本研究分别在围网拆除前后(2017 年和 2019 年)两个主要的水文时期(丰水期:7—8 月;枯水期:11—12 月)在升金湖设置 6 个监测站点开展鱼类资源的定量调查,6 个监测站点随机均匀地分布在升金湖不同湖区(图 1)。渔业捕捞主要采用网簰采集方法。网簰由引网、围网、网袋组成,每组网簰引网长 150 m,围网面积约为 500 m²,网袋 2 个。引网和围网高出水面 1 m,3 部分均由网目为 15 mm 的聚乙烯网片组成^[40]。各网簰于前一天傍晚放置并于第二天清晨收取,网簰捕捞时间超过 12 h。

对于渔获物中可以直接鉴定的鱼类种类,现场测量鱼类的体长、体重。体长用简易量鱼板测量,精确到 1 mm。体重用电子称称量,精确到 0.1 g。对于不能当场鉴定、识别尚存疑问或者以前没有采集到的种类,用 10% 的福尔马林溶液固定后,夹写布质标签,标明采集地点、采集时间,运回实验室进行种类鉴定和功能性状度量。功能性状数据主要来源于广泛使用的鱼类数据库网站(<https://fishbase.mnhn.fr/search.php>),部分性状数据通过实测后利用 fishbase 中的 life history tool 工具计算得出。

1.3 物种多样性和功能多样性指数

1.3.1 物种多样性指数 本研究选用 Shannon-Wiener 多样性指数(H')、Simpson 优势度指数(D)和 Pielou 均匀度指数(E)表征各样点的物种多样性。

1.3.2 功能性状的选取与功能多样性指数 功能性状的选取有 3 个标准:(1)具有代表性和解释意义;(2)必

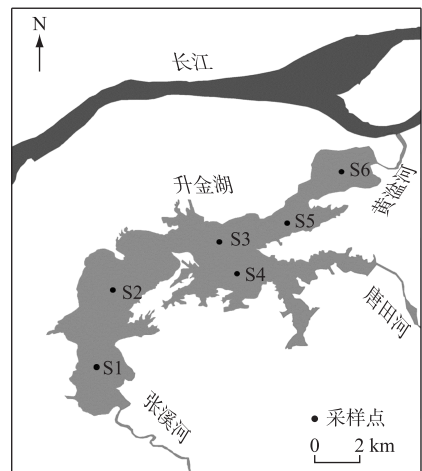


图 1 升金湖采样点分布
Fig.1 Distribution of sampling sites in Lake Shengjin

要且不重复性;(3)易获取且方便度量。因此,我们基于生活史、摄食和栖息地偏好选择功能性状(附表 I),包括 6 种连续型变量(最大体长、生长速率、寿命、初次性成熟时间、初次性成熟体长和营养级)和 3 种分类变量(食性、口位和基质偏好)。本研究选取功能丰富度指数(functional richness, FRic)、功能分散指数(functional dispersion, FDis)以及功能均匀度指数(functional evenness, FEve)来表征各样点的功能多样性。同时,我们也计算了各样点功能性状的加权平均值(community weighted mean, CWM)来表征各样点的功能多样性。CWM 值是由群落中各个物种的相对丰度加权的平均性状值^[41],反映了群落中优势物种特征的变化^[42],对于评估群落动态和生态系统过程具有重要意义。

1.4 群落稳定性的度量

本文选取时间变化下的时间稳定性指数、物种异步性指数和渔产力变化率来度量升金湖鱼类群落在围网拆除前后的稳定性变化。

1.4.1 时间稳定性指数 每个群落的平均生物量和其随时间变化的标准偏差之比是时间稳定性(temporal stability index, TSI)的典型度量方法^[43]。采用每个群落渔产量(生物量)随时间变化的稳定性表征群落稳定性水平。每个样点的 TSI 计算公式如下:

$$TSI = \left(\sum \frac{\mu_i}{\mu_M} \times \frac{\sigma_i}{\mu_i} \right)^{-1} \quad (1)$$

式中, μ_i 是时间变化下群落 i 的平均渔产量, μ_M 是时间变化下集合群落 M 的平均渔产量, σ_i 是时间变化下群落 i 渔产量的标准差。

1.4.2 物种异步性指数 一个群落中群落生产力与生态系统功能的稳定性可以用物种异步性(asynchrony, ASY)来表征,根据 Loreau 等提出的方法^[44],采用以下公式计算每个样点的物种异步性指数:

$$ASY = 1 - \frac{\sigma_{FT}^2}{\left(\sum_{i=1}^S \sigma_{Fi} \right)^2} \quad (2)$$

式中, σ_{FT}^2 是鱼类群落总生物量随时间变化的总方差, S 为鱼类群落的物种数, σ_{Fi} 是物种 i 随时间变化的标准差。

1.4.3 渔产力变化率 采用渔产力变化率(rate of change of fishing productivity, RCFP)来表征每个群落在时间变化下渔业生产力的变异程度,用同一样点不同时间群落生物量(渔产量)之间差值与变化前渔产量的比值来表示^[28]。

1.5 优势度指数计算

使用相对重要性指数(index of relative importance, IRI)来评估鱼类群落优势种,计算公式如下:

$$IRI = (N\% + W\%) \times F\% \quad (3)$$

式中, $N\%$ 为某一种鱼类的尾数占总尾数的百分比; $W\%$ 为某一种鱼类的质量占总质量的百分比; $F\%$ 为某一种鱼类出现的采样点占总调查采样点的百分比。将 $IRI > 1000$ 的物种定义为优势种, $100 < IRI \leq 1000$ 的物种定义为常见种, $10 < IRI \leq 100$ 的物种定义为一般种, $IRI \leq 10$ 定义为少见种^[24]。

1.6 空间自相关分析

通过空间自相关分析可以得到不同样点鱼类的资源量是否与其相邻的样点存在相关性,进而反映出鱼类资源量的空间差异性^[45]。本研究采用全局 Moran's I 指数对升金湖围网拆除前后不同水文时期鱼类资源量在空间上的相关程度进行度量,所有鱼类资源量数据在计算前进行标准化处理,计算公式如下^[46]:

$$\text{Moran's } I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x}) (x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (i \neq j) \quad (4)$$

$$Z_{\text{score}} = \frac{I - E(I)}{\sqrt{\text{VAR}(I)}} \quad (5)$$

式中, n 为总样点数; x_i, x_j 分别为第 i, j 个样点的鱼类资源量; \bar{x} 为所有样点鱼类资源量的平均值; w_{ij} 为样点 i

和 j 的邻接关系,当样点 i 和 j 为邻近的空间位置时, $w_{ij} = 1$, 反之 $w_{ij} = 0$; $E(I)$ 、 $VAR(I)$ 分别代表 Moran's I 指数的期望值和方差; Z_{score} 用来检验 Moran's I 指数是否具有显著性^[47]。

1.7 统计分析

首先,通过单因素多元置换方差分析(one-way PERMANOVA, 9999 次置换, 显著性水平 $P = 0.05$) 来检验围网拆除前后升金湖鱼类群落多样性和稳定性差异的显著性。其次,为了分析围网拆除前后升金湖鱼类群落稳定性和多样性的关系,本研究分别以 TSI、ASY 以及 RCFP 作为因变量,以各类多样性的变化率为自变量进行多元线性逐步回归(multiple linear regression, MLR)分析,分别厘清驱动围网拆除前后群落稳定性变化的关键因子,并将筛选出的因子与群落稳定性变量分别做回归拟合分析。其中,围网拆除前后 H' 、 D 、 E 、 $FRic$ 、 $FDis$ 、 $FEve$ 和 CWM 的年内变化率 Δ 计算公式如下:

$$\Delta = \frac{I_1 - I_2}{I_1} \quad (6)$$

式中, I_1 为丰水期各类多样性的值, I_2 为枯水期各类多样性的值。

分别用 R 语言的“vegan”包和“FD”包计算物种和功能多样性指数,单因素多元置换方差分析利用 PAST 4.03 软件完成,多元线性逐步回归利用 R 语言的“stats”包进行和计算。相关图表在 Origin 2021 和 Excel 2016 软件中完成。

2 结果

2.1 围网拆除前后升金湖鱼类物种组成和空间自相关分析

2017 年(围网拆除前)在升金湖共鉴定鱼类 21 种,隶属于 3 目 4 科 17 属。鲤形目鱼类占比最高,共 18 种,占鱼类种类总数的 85.7%。根据鱼类相对重要性指数(IRI),鲢、鳙、翘嘴鲌是升金湖围网拆除前的优势种,合计占总尾数的 39.1%,占渔获物总重量的 77.0%(表 1)。2019 年(围网拆除后)在升金湖共鉴定鱼类 26 种,隶属于 4 目 6 科 21 属。鲤形目鱼类占比最高,共 19 种,占鱼类种类总数的 73.1%。黄尾鲴、翘嘴鲌、蒙古鲌、团头鲂和草鱼是升金湖围网拆除后的优势种,合计占总尾数的 69.1%,占渔获物总重量的 38.7%(表 1)。

对升金湖围网拆除前后不同水文时期鱼类进行空间自相关分析,发现各样点间鱼类资源量不存在显著相关($P > 0.05$),表现为随机分布(表 2)。

2.2 围网拆除前后升金湖鱼类群落多样性和稳定性差异

升金湖围网拆除前后鱼类群落的物种多样性和功能多样性指数均存在显著差异($P < 0.05$),围网拆除后的 Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数、Pielou 指数、 $FRic$ 指数、 $FDis$ 指数和 $FEve$ 指数均显著高于围网拆除前(图 2A~F)。升金湖围网拆除前后鱼类群落的 TSI($P < 0.01$)和 ASY($P < 0.05$)存在显著性差异,围网拆除前的 TSI(53.06 ± 32.68)显著高于围网拆除后(18.47 ± 13.34)(图 3A),围网拆除前的 ASY 指数(0.76 ± 0.30)显著高于围网拆除后(0.54 ± 0.38)(图 3B)。围网拆除后 RCFP 的均值略低于围网拆除前,但在围网拆除前后不存在显著差异($P = 0.204$)(图 3C)。

2.3 围网拆除前升金湖鱼类群落稳定性的驱动因子

围网拆除前升金湖鱼类群落稳定性和多样性变化率的多元线性回归结果如表 3 所示。结果表明,ASY 指数和 RCFP 指数与各种多样性指数的拟合程度不佳,而 TSI 指数与多样性指数变化率有较好的拟合,升金湖围网拆除前物种和功能多样性指数变化率对 TSI 指数的解释率达 81.2%。TSI 指数通过正向选择程序和多重共线性检验选择了具有显著意义的 1 个物种多样性变化率变量($\Delta Pielou$)和 2 个 CWM (ΔGR (生长速率)、 ΔFMT (初次性成熟时间))变化率变量来解释群落稳定性。进一步通过回归分析发现,TSI 指数与 ΔFMT ($adj-R^2 = 0.683, P < 0.05$)和 $\Delta Pielou$ ($adj-R^2 = 0.676, P < 0.05$)呈显著正相关,与 ΔGR ($adj-R^2 = 0.867, P < 0.01$)呈显著负相关(图 4)。

表 1 升金湖围网拆除前后渔获物结构

Tab.1 Structure of the catch before and after pen-culture ban in Lake Shengjin

物种	围网拆除前(2017年)				围网拆除后(2019年)			
	N%	W%	F%	IRI	N%	W%	F%	IRI
鲤形目 Cypriniformes								
鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	17.7	16.3	91.7	3113	1.9	10.7	41.7	524
鳙 <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	11.6	56.4	91.7	6229	0.5	13.8	16.7	239
黄尾鲮 <i>Xenocypris davidi</i>	14.4	1.5	66.7	1057	17.7	3.9	100	2162
银鲮 <i>Xenocypris argentea</i>	2.4	0.4	33.3	94	4.0	1.4	66.7	359
银鲃 <i>Squalidus argentatus</i>	1.3	0.1	25.0	35	—	—	—	—
吻鲃 <i>Rhinogobio typus</i>	—	—	—	—	0.2	0.1	16.7	4
翘嘴鲌 <i>Culter alburnus</i>	9.8	4.3	91.7	1298	21.4	3.8	83.3	2101
蒙古鲌 <i>Culter mongolicus</i>	2.4	5.4	58.3	453	7.6	8.3	83.3	1321
达氏鲌 <i>Culter dabryi</i>	5.1	2.9	58.3	466	6.2	4.1	75.0	773
大鳍鱮 <i>Acheilognathus macropterus</i>	1.4	0.2	33.3	54	2.2	0.3	58.3	149
蚤 <i>Hemiculter leucisculus</i>	5.6	0.9	50.0	326	1.2	1.0	33.3	72
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	9.0	5.0	58.3	814	0.1	0.3	8.3	3
鲫 <i>Carassius auratus</i>	7.3	1.2	66.7	572	1.1	1.3	50.0	118
团头鲂 <i>Megalobrama amblycephala</i>	4.1	2.1	75.0	467	22.1	3.1	83.3	2101
似鳊 <i>Pseudobrama simony</i>	1.1	0.4	33.3	50	1.5	0.4	41.7	76
光唇蛇鲃 <i>Saurogobio gymnocheilus</i>	—	—	—	—	0.8	0.1	33.3	28
似刺鳊鲃 <i>Paracanthobrama guichenoti</i>	—	—	—	—	1.6	0.2	33.3	59
花鲢 <i>Hemibarbus maculatus</i>	0.7	0.3	33.3	34	—	—	—	—
鳊 <i>Parabramis pekinensis</i>	0.7	0.8	25.0	37	0.2	9.3	16.7	159
华鳊 <i>Sarcocheilichthys sinensis</i>	0.3	0.1	16.7	6	—	—	—	—
草鱼 <i>Ctenopharyngodon idellus</i>	—	—	—	—	0.8	19.6	50.0	1021
鳊 <i>Elopichthys bambusa</i>	—	—	—	—	0.9	9.5	33.3	346
蛇鲃 <i>Saurogobio dabryi</i>	0.2	0.1	8.3	3	—	—	—	—
鲇形目 Siluriformes								
鲇 <i>Silurus asotus</i>	1.1	0.4	25.0	38	0.8	1.2	41.7	83
黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	1.2	0.6	33.3	62	1.7	0.5	41.7	92
长须黄颡鱼 <i>Pelteobagrus eupogon</i>	—	—	—	—	1.1	0.4	25.0	37
鲈形目 Perciformes								
乌鳢 <i>Channa argus</i>	—	—	—	—	0.2	2.8	25.0	76
鳊 <i>Siniperca chuatsi</i>	—	—	—	—	1.3	2.6	58.3	230
大眼鳊 <i>Siniperca kneri</i>	—	—	—	—	0.5	0.3	25.0	19
鲱形目 Clupeiformes								
短颌鲚 <i>Coilia brachygnathus</i>	2.4	0.7	41.7	128	2.5	1.2	58.3	213

“—”代表该物种本时期不是优势种。

表 2 升金湖围网拆除前后鱼类空间自相关分析

Tab.2 Analysis of spatial autocorrelation of fish before and after pen-culture ban in Lake Shengjin

		Moran's <i>I</i>	<i>Z</i> _{score}	<i>P</i>	自相关性
围网拆除前	枯水期	0.052	0.912	0.312	随机分布
	丰水期	-0.018	-0.244	0.818	随机分布
围网拆除后	枯水期	0.049	0.994	0.328	随机分布
	丰水期	0.061	0.908	0.285	随机分布

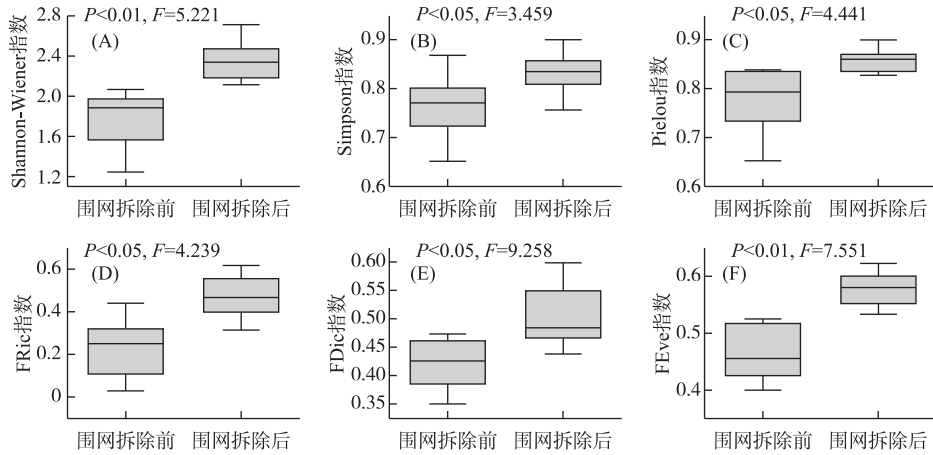


图 2 围网拆除前后物种多样性和功能多样性

Fig.2 Species diversity and functional diversity before and after pen-culture ban

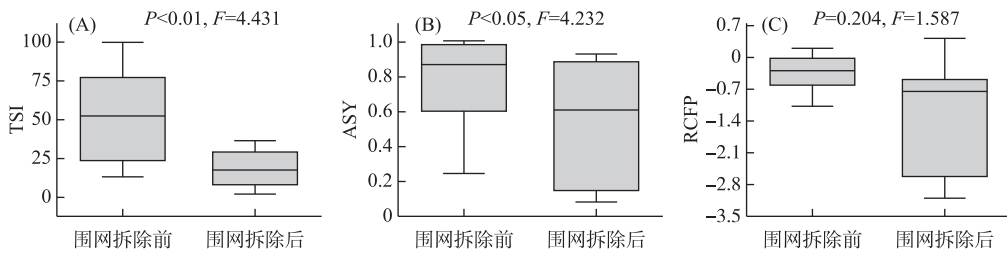


图 3 围网拆除前后 TSI、ASY 和 RCFP

Fig.3 TSI, ASY and RCFP before and after pen-culture ban

表 3 群落稳定性指数与多样性指数变化率的多元线性逐步回归分析

Tab.3 Stepwise regression analysis of community stability indexes and change rate of diversity indexes

时间	稳定性指数	adj-R ²	F	P	回归方程
2017 年	TSI	0.81	13.38	<0.001 **	$Y = 608.51 - 288.98X_1 - 205.44X_3 + 901.35X_5$
	ASY	0.21	1.44	>0.05	—
	RCFP	0.46	3.36	>0.05	—
2019 年	TSI	0.89	15.25	<0.001 **	$Y = 1135.4 + 234.62X_1 - 225.15X_2 + 246.2X_3 + 990.92X_4 - 803.35X_5$
	ASY	0.65	12.86	<0.05 *	$Y = 0.18 + 1.37X_2$
	RCFP	0.45	2.24	>0.05	—

X_1 : Δ Pielou; X_2 : Δ FDIS; X_3 : Δ GR; X_4 : Δ LS; X_5 : Δ FMT。* 表示 $P < 0.05$; ** 表示 $P < 0.01$ 。

2.4 围网拆除后升金湖鱼类群落稳定性的驱动因子

围网拆除后升金湖鱼类群落稳定性和多样性变化率的多元线性回归结果如表 3 所示。结果表明,RCFP 与各种多样性指数变化率的拟合程度不佳,而 TSI 和 ASY 与多样性指数变化率有较好的拟合,升金湖围网拆除后物种和功能多样性指数变化率对 TSI 指数的解释率达 88.6%,对 ASY 指数的解释率达 65.2%。TSI 指数通过正向选择程序和多重共线性检验选择了具有显著意义的 1 个物种多样性变量 (Δ Pielou)、1 个功能多样性变化率变量 (Δ FDIS) 和 2 个 CWM (Δ LS (寿命)、 Δ GR、 Δ FMT) 变化率变量来解释群落稳定性,ASY 指数通过正向选择程序和多重共线性检验选择了具有显著意义的 1 个物种多样性变化率变量 (Δ Pielou) 来解释群落稳定性。

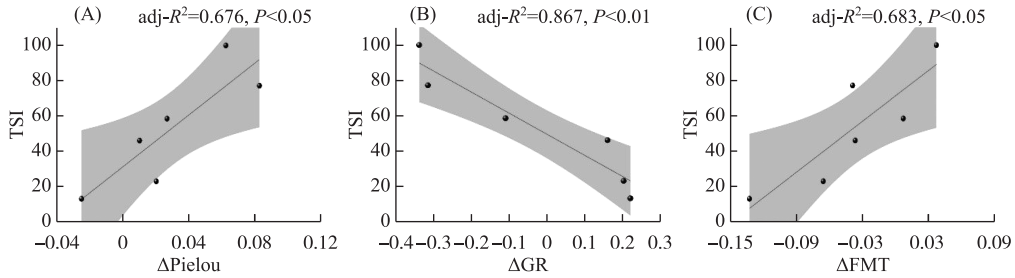


图4 围网拆除前 TSI 指数的线性回归拟合图

Fig.4 Linear regression fitting of the TSI index before pen-culture ban

通过回归分析进一步发现, TSI 指数与 ΔGR ($\text{adj-}R^2 = 0.669, P < 0.05$)、 ΔPielou ($\text{adj-}R^2 = 0.754, P < 0.05$) 和 ΔFDis ($\text{adj-}R^2 = 0.699, P < 0.05$) 呈显著正相关, 与 ΔLS ($\text{adj-}R^2 = 0.794, P < 0.05$) 和 ΔFMT ($\text{adj-}R^2 = 0.582, P < 0.05$) 呈显著负相关(图5)。ASY 指数与 ΔPielou ($\text{adj-}R^2 = 0.766, P < 0.05$) 呈显著正相关(图5)。

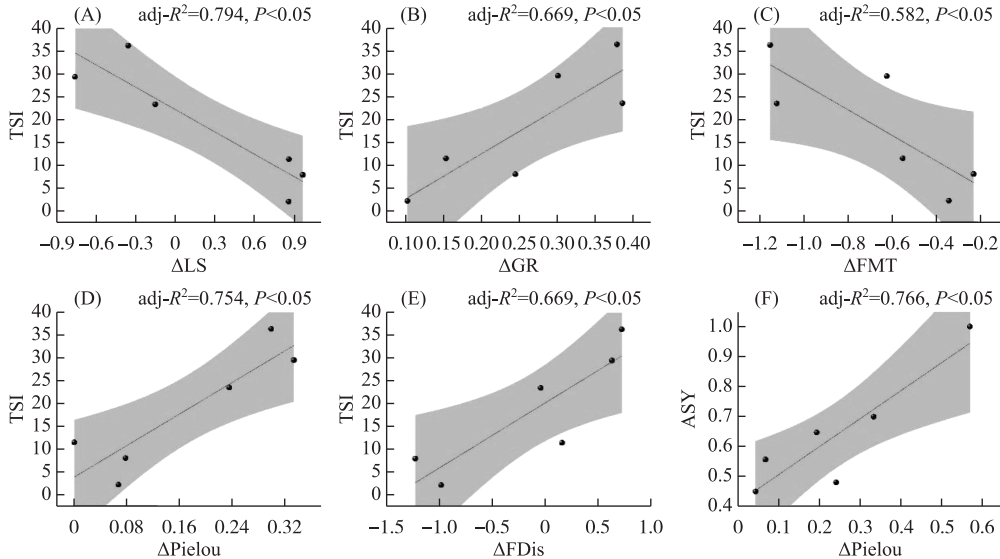


图5 围网拆除后 TSI、ASY 的线性回归拟合图

Fig.5 Linear regression fitting of the TSI and ASY after pen-culture ban

3 讨论

本研究选取 3 种物种多样性指数 (Shannon-Wiener、Simpson、Pielou) 和 3 种功能多样性指数 (FRic、FDis、FEve) 来表征升金湖围网拆除前后鱼类群落多样性差异, 结果表明围网拆除后物种和功能多样性指数均显著高于围网拆除前, 这预示着随着围网拆除和“十年禁渔”政策的有效实施, 升金湖鱼类的资源量和多样性得到了明显的恢复^[48]。一方面, 围网拆除后因围拦网造成的湖域不同微生境和江湖之间的阻隔完全消失, 湖泊生境的片段化和破碎化得到有效改善^[49], 鱼类能够在江湖和湖域微生境之间自由迁移和扩散, 河流干流的鱼类可以对洪泛湖泊的鱼类资源进行有效补充^[50]。另一方面, 随着升金湖有效禁渔举措的积极实施, 鱼类资源的过度捕捞受到了遏制, 有利于围网拆除后升金湖鱼类群落物种和功能多样性的进一步提升^[31]。

本研究同时选取了 3 种指数 (TSI、ASY、RCFP) 来表征升金湖围网拆除前后的群落稳定性差异, 结果显示围网拆除后升金湖鱼类群落的 TSI 指数和 ASY 指数均显著低于围网拆除前, RCFP 指数虽显示出类似的

差异,但这种差异不显著。理论上 TSI 指数反映的是群落水平层面生物量与均值的趋异^[44],而 ASY 指数则表征物种水平层面生物量与均值的趋异。由此可见,升金湖在围网拆除前从物种到群落水平的稳定性均高于围网拆除后,这可能与围网拆除前大量鲢、鳙等养殖鱼类的人工引种和增养殖有关。Jennings 等^[51]在对大西洋 18 种经济鱼类的研究中发现大个体的鱼类具有更高的时间稳定性,在环境波动时能保持相对稳定。同时,de Bello^[52]认为时间稳定性作为群落稳定性的主要组成成分,是决定群落时空变化下稳定性的关键^[53]。升金湖在围网拆除前大量投放的鲢、鳙等物种因其个体大、密度高的特点,成为该湖鱼类的绝对优势种,具有较高的时间稳定性,支撑了群落整体的稳定性。随着围网的全面拆除,野生鱼类可以自由地在各个生境间迁移扩散,同时养殖物种不再投放,原本个体较大、生物量占比较高的养殖物种的优势地位被个体大小随机的野生物种所取代,导致群落稳定性水平较围网拆除前有所下降。因升金湖野生鱼类群落尚处于恢复的早期阶段,鱼群的有效建群和最终稳定仍然需要时间^[31]。

通过分析围网拆除前群落稳定性与多样性的关系,结果表明均匀度指数、初次性成熟时间和生长速率的变化率是决定群落稳定性的关键驱动因子。Jiang 等^[54]对高寒草地植物群落的研究表明,群落稳定性下降主要是群落均匀度下降引起的,高的均匀度能带来更高的群落稳定性。本研究结果与其相似,升金湖围网拆除前鱼类群落的稳定性(TSI)与均匀度指数(Pielou)呈正相关。Winemiller 和 Rose^[55]基于功能性状对鱼类的生活史策略划分了 3 类模式,分别是周期策略(个体大、绝对繁殖力高、生命周期长、初次性成熟晚)、机会策略(个体小、初次性成熟早、生命周期短)和均衡策略(个体大小中等、绝对繁殖力小)。围网拆除前由于集约化养殖,升金湖鱼类群落以鲢、鳙等养殖物种占绝对优势地位,是初次性成熟时间长、生长速率慢的周期策略者的代表。周期策略的鱼类因体型大、寿命长拥有较高的抵抗力稳定性。Pribil 等^[56]的研究也发现以生活史周期长的体型大、寿命长、低繁殖力的物种为优势种的群落能较好抵抗自然生境的破碎化甚至消失等环境压力,在强干扰条件下仍能保持群落的相对稳定。本研究中,升金湖围网拆除前鱼类群落的稳定性(TSI)与初次性成熟时间呈正相关,与生长速率呈负相关,可能是周期策略鱼类通过抵抗力稳定性支撑了群落整体的稳定。

此外,本研究还发现均匀度指数、功能分散指数、寿命、生长速率和初次性成熟时间的变化率共同驱动了升金湖围网拆除后的群落稳定性。升金湖围网拆除后的群落稳定性(TSI)与功能分散指数(FDis)呈正相关。与本研究结果类似,在针对植物群落稳定性的研究中也发现群落功能分散指数与稳定性呈正相关^[54,57]。功能分散指数(FDis)反映了群落中物种之间的生态位互补程度,功能分散指数越高,群落内功能生态位的分化程度越高,表现为物种间性状差异水平提高,从而使种间竞争减少,群落获得的资源量增加,因此群落整体更加稳定^[58]。同时,围网拆除后以鲢、鳙为主的大个体优势地位被以小个体为主的野生鱼类(黄尾鲴、翘嘴鲌、蒙古鲌等)所取代^[31],这些小个体的野生鱼类通常是寿命短、生长速率快、初次性成熟时间短的机会策略者^[59]。McLean 等^[60]在针对海洋鱼类群落的研究中发现个体小、繁殖力强的鱼类群落可以在干扰下仍能维持群落的稳定性,这主要是因为机会策略者在遇到较高强度的环境扰动下利用较高的繁殖力进行种群的补充,较强的恢复力稳定性在维持群落稳定性中发挥重要作用。因此,本研究发现围网拆除后升金湖鱼类群落的稳定性(TSI、ASY)与寿命、初次性成熟时间呈反比,机会策略者可能通过其恢复力稳定性支撑围网拆除后群落的稳定。

通过对围网拆除前和围网拆除后稳定性驱动因子的比较发现,不同类型鱼类群落的多样性和功能性状趋异了不同时期的群落稳定性。值得注意的是,无论是围网拆除前还是围网拆除后均匀度指数变化率都与群落稳定性呈正比,这可能是因为高的均匀度通过保险效应增加了群落的稳定性^[52]。在均匀度高的情况下,如果优势物种对干扰敏感,对干扰敏感度低的次优物种可以在优势物种衰退后利用保险效应成为新的优势种从而继续维持群落的结构和功能,保持群落的相对稳定^[61-62]。在功能性状层面,围网拆除前和围网拆除后由完全不同的功能性状趋异群落的稳定性。围网拆除前是由生长速率慢和初次性成熟时间长的周期策略鱼类主导群落的稳定性,而围网拆除后的群落稳定性是由生长速率快、初次性成熟时间短的机会策略者趋异。本研究发现鱼类群落在围网拆除前和围网拆除后分别依赖抵抗力稳定性和恢复力稳定性支撑群落的整体稳定。

4 结论与展望

升金湖在实施了“围网拆除”和“十年禁渔”的渔业资源保护恢复管理措施后,群落稳定性指数显著低于围网拆除前。围网拆除前的群落稳定主要依赖外源引入的鲢、鳙等养殖物种的时间稳定性和抵抗力稳定性来支撑,在维持相对较高的持续渔产力的同时支撑渔业生产。理论上,长江中下游洪泛湖泊鱼类在长期适应进化的过程中形成了季节性水位波动相适应的生活史周期和节律,鱼类群落潜在会有年内的波动变化^[31]。外源引种的加入虽然维持了渔业生产的稳定性,但是打破了这种季节变化的平衡。此外,本研究也发现了围网养殖和围网拆除后两种不同的群落稳定性支撑模式,围网拆除前虽靠周期策略者鱼类的抵抗力稳定性支撑群落整体的稳定性,但这是一种人类干扰下依赖外源投放支撑的模式。围网拆除后主要依赖机会策略者鱼类的恢复力稳定性支撑群落整体的稳定性,鱼类群落尚处于恢复重建的早期阶段,群落的最终稳定依赖于集合种群的时间稳定性、保险效应、补偿效应的共同作用。

因此,在“十年禁渔”和“长江大保护”的大背景下,在加强对升金湖鱼类多样性保护和生态恢复的同时,厘清升金湖鱼类群落稳定性和持续渔产力的维持机制,为统筹和协调阻隔洪泛湖泊鱼类多样性保护和利用提供理论基础和决策依据。虽然早在2020年农业农村部等部委已联合印发《关于推进大水面生态渔业发展的指导意见》,但长江中下游洪泛湖泊鱼类的恢复和重建尚处于早期阶段,大水面生态渔业的发展规划依赖于鱼类群落和资源量长期持续监测提供的理论依据。此外,本研究基于有限的时间尺度数据探讨了群落稳定性与多样性的关系,但长时间序列的鱼类资源监测数据才能保证结果的普适性和可靠性,未来将尝试持续开展鱼类多样性调查监测结合水环境因子数据系统解析鱼类群落稳定性的维持机制。针对洪泛湖泊鱼类多样性保护,本研究建议进一步加强对鱼类群落的持续监测,防范小型鱼类种群变动引起的生态风险;加强水生植被和生境的保护和修复,为不同生态习性的鱼类提供异质化的索饵以及越冬和繁殖场。

5 附录

附表 I 见电子版(DOI: 10.18307/2025.0232)。

6 参考文献

- [1] Hurd LE, Mellinger MV, Wolf LL *et al.* Stability and diversity at three trophic levels in terrestrial successional ecosystems. *Science*, 1971, **173**(4002): 1134-1136. DOI: 10.1126/science.173.4002.1134.
- [2] Oliver TH, Isaac NJB, August TA *et al.* Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. *Nature Communications*, 2015, **6**: 10122. DOI: 10.1038/ncomms10122.
- [3] Venail P, Gross K, Oakley TH *et al.* Species richness, but not phylogenetic diversity, influences community biomass production and temporal stability in a re-examination of 16 grassland biodiversity studies. *Functional Ecology*, 2015, **29**(5): 615-626. DOI: 10.1111/1365-2435.12432.
- [4] Zhou M, Yang Q, Zhang HJ *et al.* Plant community temporal stability in response to nitrogen addition among different degraded grasslands. *Science of the Total Environment*, 2020, **729**: 138886. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138886.
- [5] Isbell FI, Polley HW, Wilsey BJ. Biodiversity, productivity and the temporal stability of productivity: Patterns and processes. *Ecology Letters*, 2009, **12**(5): 443-451. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01299.x.
- [6] Murase A. Community structure and short temporal stability of a rockpool fish assemblage at Yaku-Shima Island, southern Japan, northwestern Pacific. *Ichthyological Research*, 2013, **60**(4): 312-326. DOI: 10.1007/s10228-013-0351-1.
- [7] FAO, Aquaculture production 1986-1992. Rome: FAO Fisheries Circular, 1994.
- [8] MacArthur R. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, 1955, **36**(3): 533-536. DOI: 10.2307/1929601.
- [9] Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 2012, **486**: 59-67. DOI: 10.1038/nature11148.
- [10] McCann KS. The diversity-stability debate. *Nature*, 2000, **405**: 228-233. DOI: 10.1038/35012234.
- [11] Elton CS. The ecology of invasions by animals and plants. Springer Nature, 2020.
- [12] May RM. Stability and complexity in model ecosystems. Princeton: Princeton university press, 2019.
- [13] Lepš J, Osbornová-Kosinová J, Rejmánek M. Community stability, complexity and species life history strategies. *Vegetatio*, 1982, **50**(1): 53-63. DOI: 10.1007/BF00120678.
- [14] MacGillivray CW, Grime JP. Testing predictions of the resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events. *Functional Ecology*

- gy, 1995, **9**(4): 640. DOI: 10.2307/2390156.
- [15] Grime JP, Brown VK, Thompson K *et al.* The response of two contrasting limestone grasslands to simulated climate change. *Science*, 2000, **289**(5480): 762-765. DOI: 10.1126/science.289.5480.762.
- [16] Lavorel S. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distributions*, 1999, **5**(1/2): 3-13. DOI: 10.1046/j.1472-4642.1999.00033.x.
- [17] Wang GH. Further thoughts on diversity and stability in ecosystems. *Biodiversity Science*, 2002, **10**(1): 126-134. DOI: 10.3321/j.issn:1005-0094.2002.01.016. [王国宏. 再论生物多样性与生态系统的稳定性. 生物多样性, 2002, **10**(1): 126-134.]
- [18] Huang JH, Han XG. Biodiversity and ecosystem stability. *Biodiversity Science*, 1995, (1): 31-37. [黄建辉, 韩兴国. 生物多样性和生态系统稳定性. 生物多样性, 1995, (1): 31-37.]
- [19] Liu F, Lin PC, Li MZ *et al.* Status of fish resources in the Yangtze River basin and countermeasures for their protection. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2019, **43**(S1): 144-156. DOI: 10.7541/2019.177. [刘飞, 林鹏程, 黎明政等. 长江流域鱼类资源现状与保护对策. 水生生物学报, 2019, **43**(S1): 144-156.]
- [20] Dong F, Fang DD, Zhang H *et al.* Conservation and development of the Yangtze River after a 10-year ban on fishing. *Journal of Fisheries of China*, 2023, **47**(2): 245-259. DOI: 10.11964/jfc.20221013724. [董芳, 方冬冬, 张辉等. 长江十年禁渔后保护与发展. 水产学报, 2023, **47**(2): 245-259.]
- [21] Gu XH, Mao ZG, Ding HP *et al.* Lake fishery research: Progress and prospects. *J Lake Sci*, 2018, **30**(1): 1-14. DOI: 10.18307/2018.0101. [谷孝鸿, 毛志刚, 丁慧萍等. 湖泊渔业研究: 进展与展望. 湖泊科学, 2018, **30**(1): 1-14.]
- [22] Li ZX. 60 years of splendid achievements in China's fisheries industry. *China Fisheries*, 2009, (10): 14-16. [李振雄. 中国渔业 60 年辉煌成就. 中国水产, 2009, (10): 14-16.]
- [23] Jia PQ, Zhang WB, Liu QG. Lake fisheries in China: Challenges and opportunities. *Fisheries Research*, 2013, **140**: 66-72. DOI: 10.1016/j.fishres.2012.12.007.
- [24] Jiang ZG, Wang C, Zhou LZ *et al.* Impacts of pen culture on alpha and beta diversity of fish communities in a large floodplain lake along the Yangtze River. *Fisheries Research*, 2019, **210**: 41-49. DOI: 10.1016/j.fishres.2018.10.007.
- [25] Zhan SY, Gong XJ, Zhang LL *et al.* Carrying out the Yangtze River Protection Law and Implementing the "ten-year fishing ban on the Yangtze River". *Henan Fisheries*, 2021, (5): 44-46. [詹世盈, 巩喜佳, 张琳琳等. 贯彻《长江保护法》实施“长江十年禁渔”. 河南水产, 2021, (5): 44-46.]
- [26] 曹文宣. 长江鱼类资源的现状与保护对策. 江西水产科技, 2011, (2): 1-4.
- [27] Liu ZF, Li F, Xia JJ. Research on development status, issues and countermeasures for ecological fishery of large-scale water. *Ecological Economy*, 2022, (3): 142-148. [刘子飞, 李飞, 夏佳佳. 大水面生态渔业发展的现状、困境与对策. 生态经济, 2022, (3): 142-148.]
- [28] Robinson JPW, Robinson J, Gerry C *et al.* Diversification insulates fisher catch and revenue in heavily exploited tropical fisheries. *Science Advances*, 2020, **6**(8): eaaz0587. DOI: 10.1126/sciadv.aaz0587.
- [29] Moore JW, Connors BM, Hodgson EE. Conservation risks and portfolio effects in mixed-stock fisheries. *Fish and Fisheries*, 2021, **22**(5): 1024-1040. DOI: 10.1111/faf.12567.
- [30] Ru HJ, Liu XQ, Huang XR *et al.* Diversity of fish species and its spatio-temporal variations in Lake Dongting, a large Yangtze-connected lake. *J Lake Sci*, 2008, **20**(1): 93-99. DOI: 10.18307/2008.0114. [茹辉军, 刘学勤, 黄向荣等. 大型通江湖泊洞庭湖的鱼类物种多样性及其时空变化. 湖泊科学, 2008, **20**(1): 93-99.]
- [31] Xie C, Dai BG, Wu JJ *et al.* Initial recovery of fish faunas following the implementation of pen-culture and fishing bans in floodplain lakes along the Yangtze River. *Journal of Environmental Management*, 2022, **319**: 115743. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115743.
- [32] Song JW, Zhou LZ. Effects of habitat changes on spatio-temporal pattern of the wintering waterbird community at Shengjin Lake. *Journal of Anhui Agricultural University*, 2019, **46**(4): 610-617. [宋昀微, 周立志. 生境变化对升金湖越冬水鸟群落时空动态的影响. 安徽农业大学学报, 2019, **46**(4): 610-617.]
- [33] Pan C, Zhou LZ, Wang XH *et al.* Impact of artificial activities on the landscape patterns in Shengjin Lake National Nature Reserve. *Ecological Science*, 2021, **40**(2): 116-124. [潘晨, 周立志, 王晓辉等. 人类活动对升金湖国家级自然保护区景观格局的影响. 生态科学, 2021, **40**(2): 116-124.]
- [34] Shang NX, Zhang K, Yuan SQ *et al.* Metazoan zooplankton community structure and influencing factors in Shengjin Lake after purse seine removal. *Journal of Hydroecology*, 2022, **43**(1): 86-94. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202001140017. [商乃萱, 张坤, 袁素强等. 围网拆除后升金湖后生浮游动物群落结构及环境影响因子. 水生态学杂志, 2022, **43**(1): 86-94.]
- [35] Wang C, Wang L, Deng DG *et al.* Temporal and spatial variations in rotifer correlations with environmental factors in Shengjin Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, **23**(8): 8076-8084. DOI: 10.1007/s11356-015-6009-y.
- [36] Zhang T, Zhou LZ, Lu YH *et al.* Dynamic ecosystem service value in the wetland of Shengjin Lake National Nature Reserve. *Journal of Anhui Agricultural University*, 2018, **45**(5): 909-915. [张桃, 周立志, 陆胤昊等. 升金湖国家级自然保护区湿地生态系统服务价值的动态变化. 安徽农业大学学报, 2018, **45**(5): 909-915.]
- [37] Zhang YQ, Zhou LZ, Cheng L *et al.* Water level management plan based on the ecological demands of wintering waterbirds at Shengjin Lake. *Global Ecology and Conservation*, 2021, **27**: e01567. DOI: 10.1016/j.gecco.2021.e01567.
- [38] Dibar DT, Zhang K, Yuan SQ *et al.* Ecological stoichiometric characteristics of carbon (C), nitrogen (N) and phosphorus (P) in leaf,

- root, stem, and soil in four wetland plants communities in Shengjin Lake, China. *PLoS One*, 2020, **15**(8): e0230089. DOI: 10.1371/journal.pone.0230089.
- [39] 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.
- [40] Li W, Lin ML, Lian YX *et al.* The catch structure characteristics of *Siniperca chuatsi* captured by five fishing gears and its impact on *Siniperca chuatsi* resources in Xiaosihai Lake. *Journal of Fisheries of China*, 2015, **39**(5): 712-719. DOI: 10.11964/jfc.20140809415. [李为, 林明利, 连玉喜等. 肖四海湖五种渔具的鳊渔获结构特征及其对鳊资源的影响. 水产学报, 2015, **39**(5): 712-719.]
- [41] Craven D, Eisenhauer N, Pearse WD *et al.* Multiple facets of biodiversity drive the diversity-stability relationship. *Nature Ecology & Evolution*, 2018, **2**: 1579-1587. DOI: 10.1038/s41559-018-0647-7.
- [42] Garnier E, Cortez J, Billès G *et al.* Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, 2004, **85**(9): 2630-2637. DOI: 10.1890/03-0799.
- [43] Wang SP, Loreau M. Biodiversity and ecosystem stability across scales in metacommunities. *Ecology Letters*, 2016, **19**(5): 510-518. DOI: 10.1111/ele.12582.
- [44] Loreau M, de Mazancourt C. Species synchrony and its drivers: Neutral and nonneutral community dynamics in fluctuating environments. *The American Naturalist*, 2008, **172**(2): E48-E66. DOI: 10.1086/589746.
- [45] Li MK, Xu BY, Xue Y *et al.* Spatial distribution and seasonal variation of mantis shrimp near Haikou in southern Shandong Province. *Journal of Fisheries of China*, 2019, **43**(8): 1749-1758. DOI: 10.11964/jfc.20181011488. [李明坤, 徐宾铎, 薛莹等. 山东南部近海口虾蛄空间分布特征及其季节变化. 水产学报, 2019, **43**(8): 1749-1758.]
- [46] Liu YX, Wang XF, Lv SL *et al.* Spatial autocorrelation of *Priacanthus* spp. resources in the northern South China Sea. *Journal of Fisheries of China*, 2021, **45**(8): 1361-1373. DOI: 10.11964/jfc.20200512256. [刘禹希, 王学锋, 吕少梁等. 南海北部海域大眼鲷空间自相关性. 水产学报, 2021, **45**(8): 1361-1373.]
- [47] Du HW, Wang Y, Zhuang DF *et al.* Temporal and spatial distribution characteristics in the natural plague foci of Chinese Mongolian gerbils based on spatial autocorrelation. *Infectious Diseases of Poverty*, 2017, **6**(1): 124. DOI: 10.1186/s40249-017-0338-7.
- [48] Gu XK, Liu YS, Tang SK *et al.* Spatio-temporal variation with influencing factors for fish functional groups in East Lake Taihu after the removal. *J Lake Sci*, 2022, **34**(2): 569-581. DOI: 10.18307/2022.0217. [谷先坤, 刘燕山, 唐晟凯等. 网围拆除后东太湖鱼类功能群时空变化及影响因子. 湖泊科学, 2022, **34**(2): 569-581.]
- [49] Xie H, Jiang ZG, Xia ZJ *et al.* The impacts of enclosure aquaculture on fish community in the Huayanghe Lake. *Journal of Fisheries of China*, 2018, **42**(9): 1399-1407. DOI: 10.11964/jfc.20170610888. [谢涵, 蒋忠冠, 夏治俊等. 网围养殖对华阳河湖鱼类群落结构的影响. 水产学报, 2018, **42**(9): 1399-1407.]
- [50] Wang CY, Wei M, Wu BD *et al.* Alpine grassland degradation reduced plant species diversity and stability of plant communities in the Northern Tibet Plateau. *Acta Oecologica*, 2019, **98**: 25-29. DOI: 10.1016/j.actao.2019.05.005.
- [51] Jennings S, Reynolds JD, Mills SC. Life history correlates of responses to fisheries exploitation. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences*, 1998, **265**(1393): 333-339. DOI: 10.1098/rspb.1998.0300.
- [52] de Bello F, Lavorel S, Hallett LM *et al.* Functional trait effects on ecosystem stability: Assembling the jigsaw puzzle. *Trends in Ecology & Evolution*, 2021, **36**(9): 822-836. DOI: 10.1016/j.tree.2021.05.001.
- [53] Ingrisch J, Bahn M. Towards a comparable quantification of resilience. *Trends in Ecology & Evolution*, 2018, **33**(4): 251-259. DOI: 10.1016/j.tree.2018.01.013.
- [54] Jiang LM, Sattar K, Lü GH *et al.* Different contributions of plant diversity and soil properties to the community stability in the arid desert ecosystem. *Frontiers in Plant Science*, 2022, **13**: 969852. DOI: 10.3389/fpls.2022.969852.
- [55] Winemiller KO, Rose KA. Patterns of life-history diversification in north american fishes: Implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1992, **49**(10): 2196-2218. DOI: 10.1139/f92-242.
- [56] Pribil S, Houlihan JE. Life-history strategies associated with local population variability confer regional stability. *Proceedings Biological Sciences*, 2003, **270**(1522): 1419-1423. DOI: 10.1098/rspb.2003.2378.
- [57] Zhou TY, Zhang JX, Qin YZ *et al.* Species asynchrony and large trees jointly drive community stability in a montane subtropical forest. *Ecosystems*, 2023, **26**(4): 740-751. DOI: 10.1007/s10021-022-00790-5.
- [58] Mason NWH, Peltzer DA, Richardson SJ *et al.* Stand development moderates effects of ungulate exclusion on foliar traits in the forests of New Zealand. *Journal of Ecology*, 2010, **98**(6): 1422-1433. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2010.01714.x.
- [59] Mims MC, Olden JD. Life history theory predicts fish assemblage response to hydrologic regimes. *Ecology*, 2012, **93**(1): 35-45. DOI: 10.1890/11-0370.1.
- [60] McLean M, Auber A, Graham NAJ *et al.* Trait structure and redundancy determine sensitivity to disturbance in marine fish communities. *Global Change Biology*, 2019, **25**(10): 3424-3437. DOI: 10.1111/gcb.14662.
- [61] Flöder S, Hillebrand H. Species traits and species diversity affect community stability in a multiple stressor framework. *Aquatic Biology*, 2012, **17**(3): 197-209. DOI: 10.3354/ab00479.
- [62] Wittebolle L, Marzorati M, Clement L *et al.* Initial community evenness favours functionality under selective stress. *Nature*, 2009, **458**: 623-626. DOI: 10.1038/nature07840.

附表 I 鱼类功能性状及其生态学意义

Attached Tab.I Functional traits in fish and their ecological significance

功能性状	数据类型	单位/描述	生态意义
最大体长 (L _{max})	连续型	鱼类的最大标准体长 (cm)	反映鱼类在食物网中的位置、代谢率、移动能力和活动范围。
生长速率 (GR)	连续型	鱼类的生长速率 (a ⁻¹)	描述处理营养平衡的生理能力, 与营养循环的潜在影响有关。
寿命 (LS)	连续型	鱼类的潜在最长存活时间 (a)	描述个体的寿命, 关系到种群的长期稳定。
初次性成熟时间 (FMT)	连续型	鱼类成熟可以繁殖的最早时间 (a)	描述鱼类繁殖的生理能力, 与种群的稳定性有关。
初次性成熟体长 (FML)	连续型	鱼类成熟可以繁殖的体长 (cm)	关系到繁殖方式, 防御被捕食, 以及种群随时间的稳定。
营养级 (TL)	连续型	鱼类在食物链中所处的营养位置	描述在食物网中的位置、食物获取能力和营养平衡。
食性 (FH)	分类型	鱼类主要的食物类型	描述鱼类对食物的选择
口位 (MP)	分类型	鱼类口的位置和下颌骨的长短	关系到摄食类型和摄食方式的不同
基质偏好 (SP)	分类型	鱼类栖息地基质的选择	关系到栖息地选择的不同, 与种群稳定性有关