

Gong H B, Yu J X, Wu X Y, *et al.* Fish community responses to different management models in Yangming Lake after the decade-long fishing ban [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2025, 49(12): 122501. [龚海波, 余进祥, 巫曦雅, 等. 全面禁捕后阳明湖鱼类群落对不同管理模式的响应 [J]. 水生生物学报, 2025, 49(12): 122501.]

全面禁捕后阳明湖鱼类群落对不同管理模式的响应

龚海波¹ 余进祥¹ 巫曦雅¹ 傅雪军¹ 黄滨¹ 孟子豪² 易霏霏¹

(1. 江西省水生生物保护救助中心, 南昌 330029; 2. 中国水产科学研究院长江水产研究所, 农业农村部淡水鱼类种质资源与生物技术重点实验室, 武汉 430223)

摘要: 以全面禁捕后的阳明湖为例, 于2022—2024年分别在阳明湖生态渔业区和禁捕区水域进行了8次季度调查, 全面对比分析了阳明湖不同管理模式下水体鱼类群落差异, 探讨禁捕实施效果以及生态渔业模式对鱼类群落的干扰程度。研究结果表明在全面禁捕后, 两种管理模式下水体鱼类资源均呈明显恢复态势: 禁捕区和生态渔业区鱼类物种数量由禁捕前的25和28种提升到了禁捕后的44和34种, 两个区域的鱼类生物多样性对比历史数据有所提高。分析表明, 生态捕捞对生态渔业区鱼类群落未造成明显干扰, 且能够一定程度丰富鱼类群落功能的丰富度。但是, 生态渔业区的鱼类多样性指标显著低于禁捕区, 群落组成上生态渔业区小型鱼类丰度显著低于禁捕区, 而凶猛性鱼类丰度则显著高于禁捕区。未来, 建议进一步实施严格的十年禁渔政策, 以助力鱼类资源的进一步恢复, 同时深入探索生态捕捞的可持续管理模式, 为禁渔十年实施后的长江鱼类资源利用与管理奠定基础。

关键词: 渔业模式; 生态渔业; 禁捕区; 大水面; 鱼类群落; 阳明湖

中图分类号: S932.4

文献标识码: A

文章编号: 1000-3207(2025)12-122501-11

doi: 10.3724/1000-3207.2025.2025.0091

CSTR: 32229.14.SSSWXB.2025.0091



全球淡水水域主要的渔业模式有捕捞渔业、养殖渔业和休闲渔业^[1]。渔业模式因文化和经济发展而有所不同, 早期主要是以捕捞渔业为主。然而, 随着人类干扰的增多、环境的破坏、气候的变化、捕捞工具发展带来的过度捕捞等问题, 导致全球鱼类资源衰退^[2-4], 捕捞渔业模式难以实现可持续发展。随着各地渔业资源的降低, 随之而来的是19世纪中期养殖渔业逐渐兴起^[5], 但部分天然水域集约化的养殖方式, 也带来了水体富营养化等一系列生态问题^[6-8]。这些问题给全球渔业可持续发展带来极大的挑战^[2-4]。为了应对这种严峻的形势, 各地积极探索恢复水域鱼类资源的方法, 例如以物种恢复为主的增殖放流^[9], 以鱼类生境多样性恢复

为主的栖息地修复^[10]。

我国是重要的全球水产品生产和供应地区, 水产品供应量占全球供应链的60%以上^[11], 长江流域更是我国重要的水产资源保存库和淡水水产品供应地。随着社会发展长江流域也面临着鱼类资源衰退的问题^[12, 13], 为了恢复鱼类资源, 我国从2021年开始实施长江流域的十年禁渔措施(包括长江干流及其重要支流、长江口、两湖和水产种质资源保护区等)。如何在长江流域重点水域全面禁捕的情况下, 探索适宜的渔业可持续发展路径是未来我国淡水渔业发展面临的重要问题。尽管对于禁捕成效或渔业可持续发展的研究不少^[14, 15], 但在空间尺度上, 直接对比不同管理模式(全面禁捕与生态渔

收稿日期: 2025-03-20; **修订日期:** 2025-06-19

基金项目: 国家大宗淡水鱼产业技术体系(CARS-45-41); 江西省重点研发计划“揭榜挂帅”项目(20223BBF61010); 2024年江西省农牧渔业科研指导性课题“仙女湖大水面生态渔业食物网结构研究”(JXNMY202447)资助 [Supported by National Major Freshwater Fish Industrial Technology System (CARS-45-41); Jiangxi Provincial Key Research and Development Program “Leader Recruitment” Project (20223BBF61010); 2024 Guiding Scientific Research Project for Agriculture, Animal Husbandry and Fisheries of Jiangxi Province “Study on Food Web Structure of Large-Scale Ecological Fisheries in Xiannv Lake” (JXNMY202447)]

作者简介: 龚海波(1990—), 男, 水产师, 硕士研究生; 主要研究方向为鱼类生态。E-mail: 422964048@qq.com

通信作者: 傅雪军(1984—), 男, 高级水产师; 主要研究方向为水产养殖。E-mail: fuxuejun721@163.com

业)对鱼类群落影响的研究还相对较少。

阳明湖原名陡水湖,位于赣江源头区域,地形呈“Y”字形,左侧在崇义县境内,右侧属上犹县。阳明湖在20世纪90年代大量开展集约化网箱养殖,截至2012年仅上犹水域网箱数量达12298个。阳明湖上犹水域,在2013年获得农业农村部批准划定为上犹江特有鱼类国家级水产种质资源保护区,保护区主要保护对象为子陵吻虾虎鱼(*Rhinogobius giurinus*)、斑鳊(*Siniperca scherzeri*)和鳊(*Parabramis pekinensis*)等物种^[16],属于长江十年禁捕的重点水域。2020年,阳明湖水产种质资源保护区率先实施禁捕(以下简称禁捕区)。2015年,阳明湖整治“三网”,清退传统湖泊养殖渔业,阳明湖崇义非保护区水域(以下简称生态渔业区)摒弃传统的捕捞和网箱渔业模式,开始探索可持续的渔业模式——生态渔业,一种综合考虑生态系统平衡、资源可持续利用和环境保护的渔业模式。当前阳明湖生态渔业以增殖鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙(*Aristichthys nobilis*)等鱼类为主,每年根据生态容量投放一定数量小个体鲢鳙,使用网目2a=10 cm的网具选择性捕捞个体大于2.5 kg鲢鳙的模式。

阳明湖作为重要的渔业水域,经历了从集约化网箱养殖向禁捕和生态渔业模式的转变,在长江流域十年禁渔政策的实施下,又为鱼类资源提供了休养生息的机会。阳明湖两个不同区域的不同渔业模式,在以生态保护为主题的长江十年禁渔背景下,为探索渔业资源可持续发展提供了很好的研究范

式。基于此目的,本研究旨在通过对阳明湖两种渔业模式下鱼类群落的多维度分析,评估十年禁渔政策的成效,探讨生态渔业模式对鱼类群落的作用及生态效益。

1 材料与方法

1.1 研究区域及采样

阳明湖地处江西省赣州市西部,位于上犹江中游河段,属亚热带季风性湿润气候区(图1)。该湖因1955年(我国第一个五年计划)在陡水镇建成的上犹江水电站截流蓄水而成,总库容达 $8.22 \times 10^8 \text{ m}^3$,水域面积约 38 km^2 ,是赣南地区最大的湖库。上犹江发源于湖南汝城县的诸广山脉,流经赣州崇义县、上犹县和南康区,在南康区汇入章江。阳明湖地跨崇义、上犹两县,为实现水域精细化管理,在两县水域交界处设置了5道网栏。网栏采用孔径2a=10 cm的网片构建,网栏两端固定于湖岸,底部与湖床紧密贴合,可以对两个不同生态功能区形成物理隔离,但又确保了水体的自然流通。

阳明湖调查时间分别是2022年5月、2022年8月、2022年11月、2023年2月、2023年5月、2023年8月、2023年11月和2024年3月,共9个渔获物调查点。其中上犹县阳明湖水域为国家级水产种质资源保护区(禁捕区水域)调查点位包括1、2、3、4和5号点,崇义阳明湖生态渔业区水域调查点位包括7、9、10和11号点(表1)。调查网具是三层定置刺网和地笼,三层刺网规格(高×长)分别是2a=2 cm、

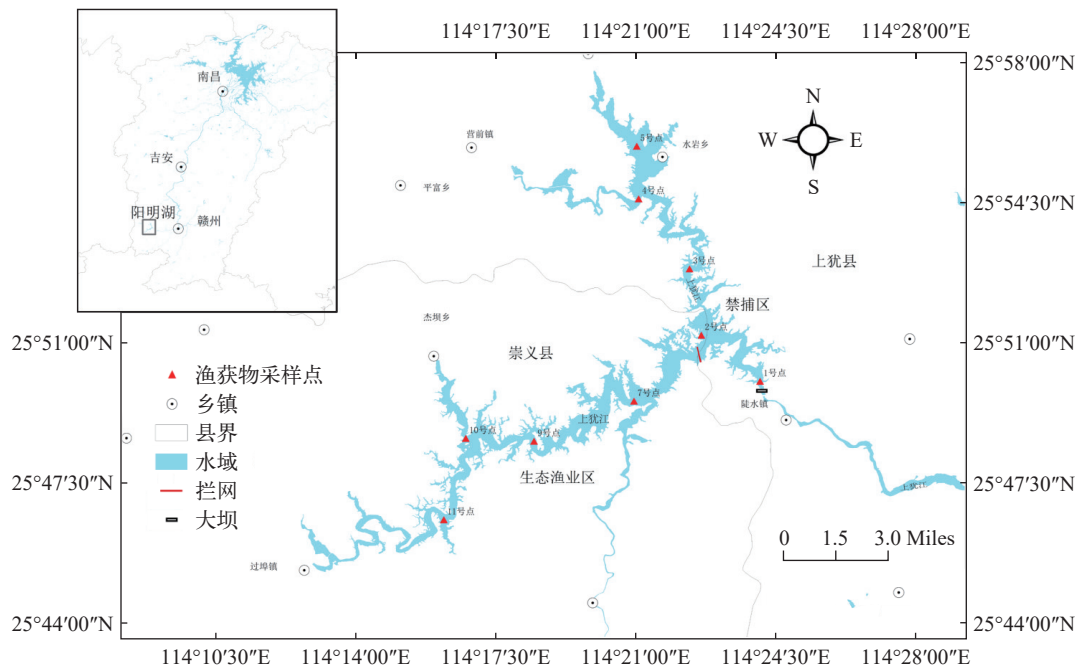


图1 阳明湖采样点分布

Fig. 1 Sampling site in Yangming Lake

1.2×100 m, 1.2×100 m、2a=4 cm, 2a=10 cm、1.5×100 m, 2a=14 cm、2×100 m; 地笼规格是0.3 m×0.3 m×15 m, 网目4 mm。调查时每个样点4种规格刺网串联, 两个地笼串联, 放置过夜(12h)后起网。对采集到的渔获物参照江西鱼类、湖南鱼类志和四川鱼类原色图志进行分类鉴定^[17-19], 并测定全长(精确到0.1 cm)、体长(精确到0.1 cm)、体重(精确到0.1 g)。历史数据参考2016年史子莫等^[20]的调查数据, 由南昌大学胡茂林老师提供。

鱼类资源调查的同时, 同步采集水样并当天送往实验室检测TN (总氮)、TP (总磷)、COD_{Mn} (高锰酸盐指数)、Chl.*a* (叶绿素*a*)和TSS (总悬浮颗粒物)等指标, pH、水温和DO (溶解氧)使用YSI水质仪现场测定, 透明度、水深分别使用黑白盘和便携式超声波测深仪(Speedtech SM-5A)现场测定。

1.2 分析方法

为了探究禁捕前后阳明湖不同管理模式下鱼类群落的变化, 采用物种多样性指标、优势种类组成、群落功能多样性指标进行评价。

鱼类多样性指标采用Shannon-Wiener多样性指数(H')、Pielou均匀度指数(J')、Margalef 丰富度指数(D)、Simpson优势度指数(C), 计算公式:

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (1)$$

$$J' = H' / \ln S \quad (2)$$

$$D = (S - 1) / \ln(N) \quad (3)$$

$$C = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad (4)$$

式中, P_i 是第*i*种鱼个体数占总个体数 N 的比值; S 是物种总数; N 是总个体数; 群落中个体数越集中在少

数类群上, 群落的优势度(C)就越大, 越分散, 群落的优势度(C)就越小^[21, 22]。

优势种采用Pinkas (1971)提出的相对重要性指数(Index of relative importance, IRI)评价鱼类在群落中的重要性, 计算公式:

$$IRI = (N + W) \times F \times 10000 \quad (5)$$

式中, N 是某一物种个体数占总物种个体数的百分比; W 是某一物种个体生物量占样方总物种生物量的百分比; F 为出现的频率; 当 $IRI > 1000$ 时, 该种为优势种, 100—1000时为一般种, 10—100为少见种, $IRI < 10$ 时, 为偶见种^[23]。

本研究选取了13项功能性状, 包括食性、营养级、性成熟年龄、性成熟体长、水流速偏好、栖息水层、移动性、体型、种群恢复力、最大体长、亲代抚育、卵的类型和绝对繁殖力^[24], 性状参数参考Fishbase网站、《江西鱼类》和《湖南鱼类志》^[17, 18]。基于Gower距离公式计算功能多样性, 本研究选取了功能丰富度(Functional richness, FRic)、功能均匀度(Functional evenness, FEve)、功能离散度(Functional divergence, FDiv)、功能分散度(Functional dispersion, FDis)和二次熵指数(Quadratic entropy, RaoQ)衡量指标。功能冗余度(Functional redundancy, FRed), 由RaoQ和Simpson指数计算得出, 代表群落中相同生态位物种数的高低^[25]。

为了探究生态渔业区鱼类群落相较禁捕前是否受到严重干扰, 利用ABC (Abundance-Biomass Comparison)曲线描述鱼类群落受干扰程度及生物量/丰度的优势地位^[26, 27]。当鱼类群落未受到干扰时, 生物量优势度曲线在丰度曲线上方; 受到中等干扰时, 两条曲线将相交; 当处于严重干扰时, 生物量曲线在下方。

ABC 曲线中丰度与生物量相对关系用 W 统计量表示, 计算公式:

$$W = \sum_{i=1}^S \frac{B_i - A_i}{50 \times (S - 1)} \quad (6)$$

式中, B_i 和 A_i 分别为 ABC 曲线中种类序号对应的生物量和数量的累积百分比, S 为出现的物种数^[28]。

基于Bray-Curtis距离构建矩阵, 使用非度量多维尺度(Non-metric multi-dimensional scale, NMDS)排序分析群落结构的差异性, 使用胁迫系数(Stress)衡量NMDS图的优劣, stress>0.2时无解释意义; 0.1≤stress≤0.2时具有一定的解释意义; stress<0.1时排序结果较好; stress<0.05时表示结果具有很好的代表意义^[29]。

表 1 阳明湖调查点位表

Tab. 1 Survey site list in Yangming Lake

区域 Area	点位 Point	经度 Longitude	纬度 Latitude	调查事项 Survey matter
禁捕区 No-fishing zone	1	114.40198	25.83414	渔获物、水质
	2	114.37757	25.85334	渔获物、水质
	3	114.37244	25.88086	渔获物、水质
	4	114.35122	25.91003	渔获物、水质
	5	114.35048	25.93188	渔获物、水质
生态渔业区 Ecological fisheries zone	7	114.34932	25.82585	渔获物、水质
	9	114.30773	25.80921	渔获物、水质
	10	114.27930	25.81039	渔获物、水质
	11	114.27017	25.77654	渔获物、水质

1.3 数据处理

使用Excel进行数据整理并计算鱼类相对重要性指数;使用PRIMER5.0软件计算物种多样性 H' 、 J' 、 D 和 C , ABC曲线;水质指标数据 t 检验分析,多样性指数正态分布检验、 t 检验使用SPSS 26软件;功能多样性分析、NMDS排序分别使用R语言中的“ggplot2”和“FD”程序包进行分析;绘图使用软件origin 2024。

2 结果

2.1 水质

阳明湖调查期间水质如表2所示,从空间上分析,两种渔业管理模式状态下TN、TP、Chl. a 和COD $_{Mn}$ 等10个水质指标差异均不显著($P>0.05$)。对比李科等^[30]传统渔业时期(2016年6月至2017年5月)阳明湖库区调查结果(禁捕区TN: 0.794±0.100, TP: 0.046±0.010;生态渔业区TN: 0.774±0.085, TP: 0.038±0.020),禁捕区总磷显著降低($P=0.008$)。

2.2 鱼类群落组成

阳明湖共调查到鱼类870.96 kg, 5904尾, 48种,隶属于4目9科。鲤形目(Cypriniformes)物种数占鱼类物种数的70.83%, 鲇形目(Siluriformes)占鱼类物种数的10.42%, 鲈形目(Perciformes)占鱼类物种数的16.67%, 胡瓜鱼目(Osmeriformes)占鱼类物种数的2.08%。鲤科(Cyprinidae)鱼类32种,占渔获物种类数量的66.67%, 花鳉科(Cobitidae)鱼类2种, 鲮科(Bagridae) 4种, 鲇科(Siluridae)1种, 鳊科(Channidae) 3种, 丽鱼科(Cichlidae) 2种, 鲈科(Serranidae) 2种, 虾虎鱼科(Gobiidae) 1种, 银鱼科(Salangidae) 1种。

禁捕区禁捕前后分别调查到鱼类25和44种,相同的物种有20种,禁捕后新调查到鱼类24种。生态渔业区禁捕前后分别调查到28和34种,相同的物种有17种,禁捕后新调查到的鱼类17种。

禁捕后鱼类食性分类如图2A所示,两个水域杂食性鱼类(如鲤、鲫等)的丰度占比最高,在生态渔业区和禁捕区分别占比37.04%和66.44%,两个水域各点位杂食性鱼类丰度差异显著($P=0.021$);食鱼性鱼类(如斑鳊、鳊、月鳊等)在生态渔业区占比为8.89%,在禁捕区占比4.34%,两个水域食鱼性鱼

类组成差异显著($P=0.010$);草食性鱼类(如鳊、鲂、草鱼等)在禁捕区占比最低(3.09%),在生态渔业区占比为13.47% ($P=0.016$)。生物量占比最高的为浮游食性鱼类(如鲢、鳙和太湖新银鱼),在生态渔业区和禁捕区的占比分别是74.92%和59.43%,其次是杂食性鱼类占比分别是8.83%和22.11%;其中浮游食性鱼类($P=0.008$)和草食性鱼类($P=0.003$)的生物量具有显著差异性。渔获物小型鱼类占比变化如图2B所示(小型鱼类分类主要根据fishbase数据库渐进体长小于20 cm),禁捕前小型鱼类占据主导(两渔区占比均约为70%);禁捕后生态渔业区小型鱼类占比为30.75%,禁捕区小型鱼类占比59.70%,具有显著差异性($P=0.005$)。禁捕后鱼类体长分布如图2C所示,在禁捕区体长小于10 cm的渔获物丰度占比为69.24%,体长越长占比越小;生态渔业区体长10—20 cm组占比最高为47.66%, <10 cm组占比约为25.41%, 40—50 cm占比10.47%居第三。

2.3 不同管理模式的优势种

IRI指数结果显示(表3),禁捕区优势种有3种,分别是鳊(*A. nobilis*)、伍氏华鳊(*Sinibrama wui*)和齐氏罗非鱼(*Coptodon zillii*),优势种数量占物种数的6.82%;一般种有8种,占总物种数的18.18%,分别是黄尾鲮(*Xenocypris davidi*)、伽利略罗非鱼(*Tilapia galilaea*)、鲮(*Hemiculter leucisculus*)、子陵吻虾虎鱼(*R. giurinus*)、斑鳊(*S. scherzeri*)、银鲮(*Squalidus argentatus*)、鳊(*Megalobrama skolkovii*)和鲤(*Cyprinus carpio*);少见种有12种,占比为27.27%;罕见种24种,占比是54.55%。

生态渔业区优势种有4种,占物种数量的11.76%,分别是鳊(*A. nobilis*)、伍氏华鳊(*Sinibrama wui*)、鳊(*M. skolkovii*)和黄尾鲮(*X. davidi*);一般种有6种,占比为17.65%,分别是齐氏罗非鱼(*C. zillii*)、斑鳊(*S. scherzeri*)、花鲮(*Hemibarbus maculatus*)、鲤(*C. carpio*)、鲢(*H. molitrix*)和子陵吻虾虎鱼(*R. giurinus*);少见种7种,占比是20.59%;罕见种17种,占比为50%。

2.4 物种多样性和功能多样性

2022—2024年阳明湖Shannon-Wiener多样性指数 $H'=2.730$, Margalef丰富度指数 $D=5.413$, Simpon

表2 阳明湖不同区域水质

Tab. 2 Water quality in different areas of Yangming Lake (mean±SD)

	TN (mg/L)	TP (mg/L)	Chl a (mg/L)	COD $_{Mn}$ (mg/L)	DO (mg/L)	深度 (m)	透明度 (m)	温度 (°C)	TSS	pH
禁捕区 No-fishing zone	0.848± 0.700	0.021± 0.018	6.700± 3.909	2.236± 1.071	8.257± 1.600	22.30± 9.98	2.00± 0.76	23.26± 6.69	6.300±4.200	8.15± 0.97
生态渔业区 Ecological fisheries zone	0.783± 0.700	0.024± 0.020	6.460± 4.660	2.155± 1.064	8.232± 1.200	20.96± 8.96	2.13± 0.92	23.02± 6.55	6.156± 5.100	8.33± 1.06

优势度指数 $C=0.904$, Pielou均匀度指数 $J'=0.705$ (表 4)。相较于2016年的数据, 禁捕后禁捕区物种数量增加了76%; H' 和 C 变化幅度不大, 仅提升1.3%和0.11%, J' 下降了13.83%, D 升高了43.12%。生态渔业区相较于禁捕前(2016年)数据, 物种数量增加了21.43%, H' 和 C 变化幅度不大, 仅提升4.33%和1.62%, J' 下降了1.43%, D 升高了16.96%。两区域采样点多样性如图 3所示, 2022—2024年期间阳明湖禁捕区和生态渔业区采样点在Margalef 丰富度、Shannon-Wiener多样性和Simpon优势度3个指数上有显著差异性($P<0.05$), Pielou均匀度无显著差异($P>0.05$)。

FEve、FDiv、FDis和RaoQFRed显示禁捕区和生态渔业区无显著性差异($P>0.05$); 功能丰富度(Functional richness, FRic)两区域水域存在显著性差异($P<0.05$), 生态渔业区高于禁捕区水域(图 4)。

2.5 非线性多维尺度分析

结合8次采样各点位渔获物丰度数据进行非线性多维尺度(Non-metric multidimensional scaling, NMDS)分析(图 5), stress=0.188 (stress<0.2)说明该

图具有一定解释意义, anosim相似性分析 $R>0$, 生态渔业区和禁捕区鱼类群落具有一定差异, 且差异极显著($P=0.005$)。

从鱼类物种数量上来看, 生态渔业区鱼类34种, 禁捕区鱼类44种。生态渔业区调查到的大鳍鲩(*Mystus macropterus*)、大眼鲈(*Siniperca kneri*)和泥鳅(*Misgurnus anguillicaudatus*)是禁捕区所没有的; 而禁捕区的太湖新银鱼(*Neosalanx taihuensis*)、伍氏半鲮(*H. wui*)、马口鱼(*Opsariichthys bidens*)、宽鳍鱲(*Zacco platypus*)、达氏鲃(*Culter dabryi*)、唇鲮(*Hemibarbus labeo*)、似鲃(*Pseudobrama simoni*)、月鲮(*Channa asiatica*)、棒花鱼(*Abbottina rivularis*)、光唇鱼(*Acrossocheilus fasciatus*)、湘华鲮(*Sinilabeo tungting*)、高体鲮鱼(*Rhodeus ocellatus*)、大鳞副泥鳅(*Paramisgurnus dabryanus*)等鱼类是生态渔业区未调查到的。这些差异物种均为少见种或罕见种, 且主要为小型杂食性鱼类。

2.6 ABC曲线分析

ABC曲线分析结果如图 6所示, 调查期间, 禁

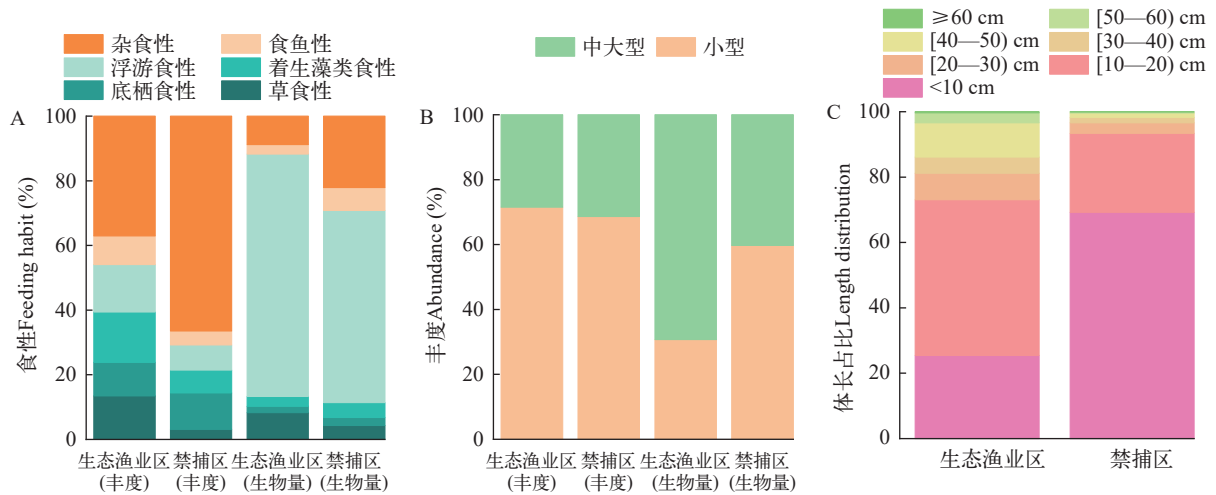


图 2 阳明湖鱼类群落功能性状

Fig. 2 Functional traits of fish communities in Yangming Lake

A. 禁捕后阳明湖不同食性鱼类分布; B. 小型鱼类丰度占比; C. 禁捕后阳明湖鱼类体长分布

A. Distribution of fish with different feeding habits in Yangming Lake after fishing ban; B. Proportion of small fish abundance; C. Body length distribution of fish in Yangming Lake after fishing ban

表 3 阳明湖优势种(IRI>1000)鱼类相对重要性指数

Tab. 3 Relative Importance Index of dominant fish species (IRI>1000) in Yangming Lake

物种Species	禁捕区No-fishing zone			生态渔业区Ecological fisheries zone		
	数量(尾)	体重(g)	IRI	数量(尾)	体重(g)	IRI
鳊A. nobilis	139	186068.3	2047.94	219	382042.5	7491.48
伍氏华鲮S. wui	770	13387.3	1695.25	336	7401.4	1639.84
齐氏罗非鱼C. zillii	763	16150.0	1614.47			
鲢Megalobrama skolkovii				180	36454.0	1437.70
黄尾鲮Xenocypris davidi				237	16163.8	1196.47

捕区ABC曲线分析 $W=0.085$, 生态渔业区 $W=0.147$, 表明两个区域在调查期间受到的干扰均较小。

3 讨论

3.1 全面禁捕对阳明湖鱼类资源起到了明显的恢复作用

禁捕前的网箱养殖时期, 上犹和崇义水域分别记录鱼类25和28种^[20], 而禁捕后两区域物种数分别增加至44种(提升76.0%)和34种(提升21.4%), 禁捕对阳明湖鱼类物种丰度提升具有显著效果, 与曹乐乐等^[31]对石臼湖禁捕效果调查一致。从鱼类组成上分析, 阳明湖鱼类群落以鲤形目占主导, 与长江流域的其他水域相似^[32, 33]。

虽然两个水域的鱼类群落有所差异, 但是与禁捕前相比, 禁捕成效显著。阳明湖禁捕区和生态渔业区分别是 $H'=2.640$ 和 $H'=2.433$, 与历史数据相比

(2016年)分别提升0.034和0.101, 处于Magurran^[21]提出一般范围(1.5—3.5)的中上水平。阳明湖禁捕效果的调查结果与石臼湖的相似, 鱼类物种数量和Shannon-Wiener指数均有一定程度的提升^[31]。

3.2 全面禁捕背景下生态渔业模式的初步探讨

ABC曲线分析显示, 生态渔业区 W 值(0.147)高于禁捕区(0.085), W 大于0, 表明阳明湖生态渔业区的捕捞活动未对鱼类群落造成干扰。NMDS分析结果表明生态渔业区和禁捕区鱼类群落具有显著的差异性($P<0.01$), 但是差异程度不高 R 仅有0.125 (R 是衡量区域差异性的指标, 当 $R>0$ 是具有差异, R 值

表 4 阳明湖物种多样性

Tab. 4 Diversity of different waters of Yangming Lake

区域 Zone	物种数 S	H'	D	J'	C
禁捕前Before the fishing ban					
禁捕区 No-fishing zone	25	2.6063	5.880	8.100	8.895
生态渔业区Ecological fisheries zone	28	2.3323	8.330	7.000	8.863
禁捕后After the fishing ban					
禁捕区 No-fishing zone	44	2.6405	13.50	6.980	8.896
生态渔业区Ecological fisheries zone	34	2.4334	4.830	6.900	8.877
全湖the whole lake water area	48	2.7305	4.130	7.050	9.04

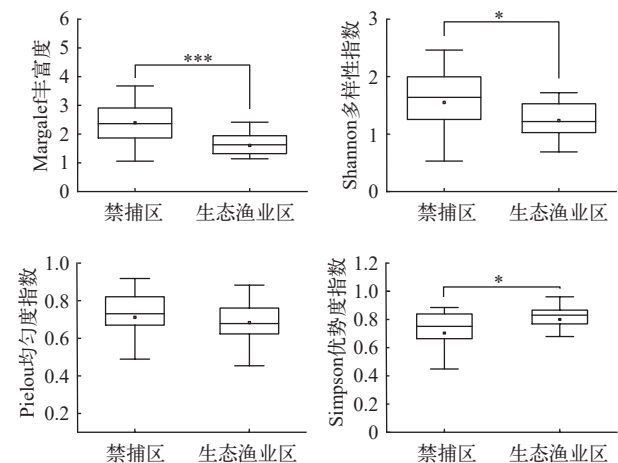


图 3 阳明湖两区域采样点物种多样性分析

Fig. 3 Analysis of species diversity at sampling sites in two regions of Yangming Lake

* $P<0.05$, ** $P<0.01$, *** $P<0.001$; 下同

* $P<0.05$, ** $P<0.01$, *** $P<0.001$; The same applies below

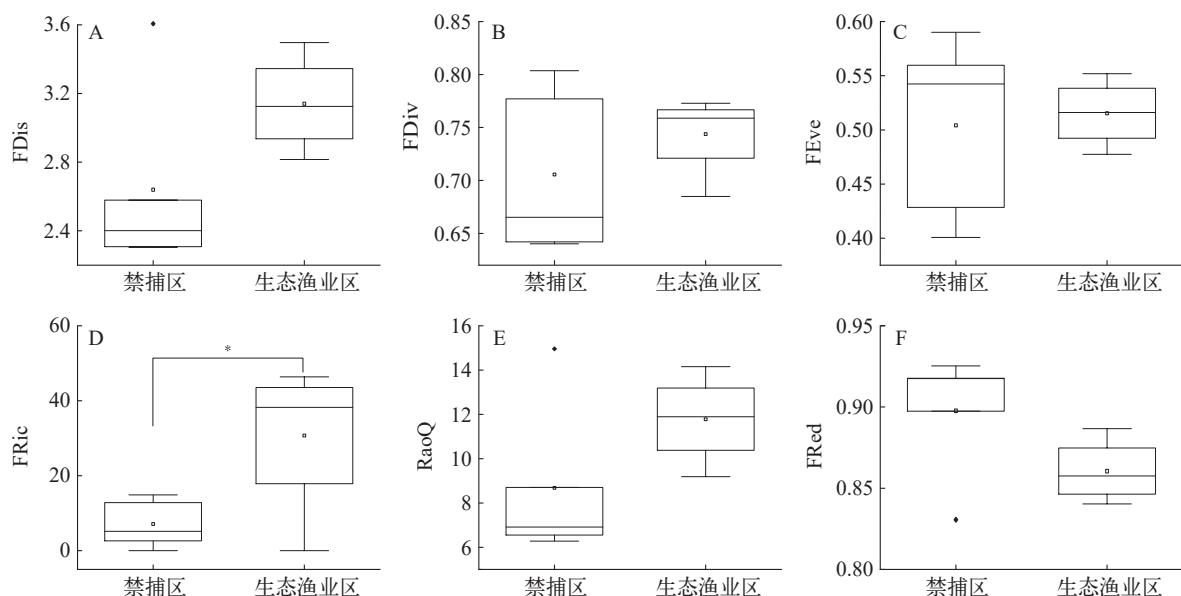


图 4 阳明湖水域鱼类功能多样性指标

Fig. 4 Index of fish functional diversity in Yangming Lake

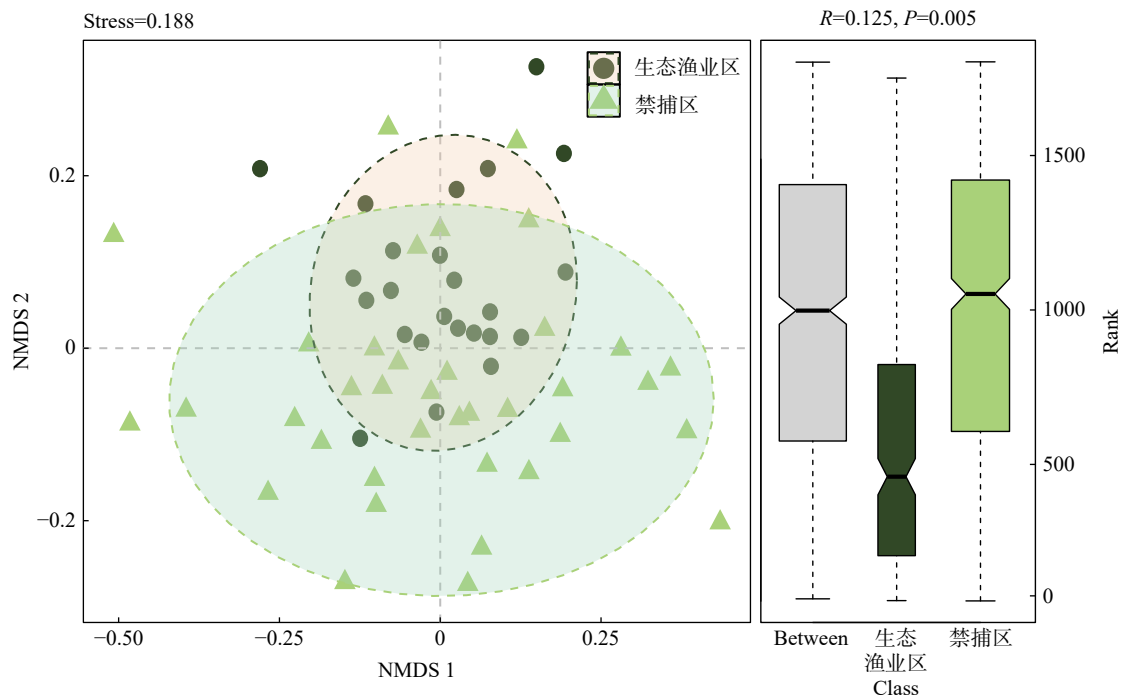


图 5 阳明湖鱼类群落结构的非线性多维标度排序分析

Fig. 5 Analysis of fish community structure using nonmetric multidimensional scaling (NMDS) in Yangming Lake

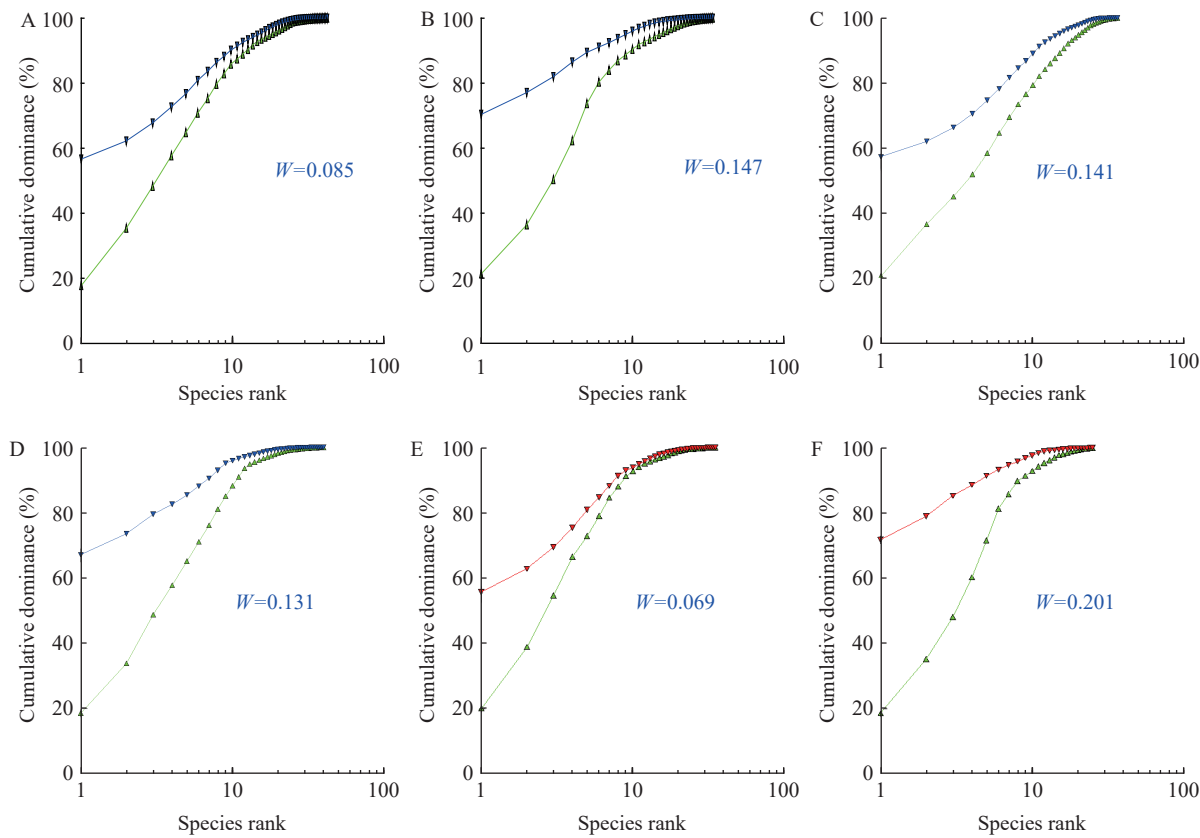


图 6 阳明湖不同管理模式区域和时间鱼类群落ABC曲线

Fig. 6 Abundance-Biomass Comparison (ABC) curve for fish communities in different areas and periods of Yangming Lake

A. 禁捕区2022—2023年; B. 生态渔业区2022—2023年; C. 禁捕区2022年; D. 生态渔业区2022年; E. 禁捕区2023年; D. 生态渔业区2023年W=0.201

越接近1说明差异越大)。许多研究表明鱼类群落分布和环境因子(如TN、TP、Chl.a和水深等)密切相关^[34, 35], 本研究中两水域的调查的环境因子未有显著差异性, 因此这种差异可能是管理模式的不同所主导的。

功能多样性关注的是物种在生态系统中所扮演的不同功能角色, 其不仅考虑物种的存在, 还考虑物种的如形态、行为等功能特征。功能多样性可以通过分析物种的功能特征来评估生态系统的功能性和稳定性^[36], 评估环境变化对鱼类生物多样性的影响^[37]。研究表明, 功能多样性与物种丰富度呈正相关^[38, 39], 生态渔业区鱼类功能丰富度(FRic)显著高于禁捕区($P=0.03$)。这可能是由于鲢鳙增殖引入了特定功能性状(如滤食性、大个体、生活史)拓展了群落生态位空间, 增强了抗干扰能力^[40], 有研究表明在水库中增殖一定数量的鲢鳙有助于提高群落生态系统的稳定性和成熟度^[41]。

两个不同管理区域的鱼类群落差异主要表现在小型鱼类组成上, 禁捕区相对于生态渔业区增多的主要是伍氏半鲮(*H. wui*)、宽鳍鱮(*Z. platypus*)和唇鲮(*H. labeo*)等杂食性的小型鱼类, 且禁捕区小型鱼类生物量占比(59.70%)显著高于生态渔业区(30.75%, $P=0.005$), 禁捕区杂食性鱼类平均丰度为51.87 ind. 显著高于生态渔业区的16.54 ind. ($P=0.021$)。有研究认为禁捕初期小型杂食性鱼类因其生活史周期较短群体能够率先恢复^[42]。导致这种差异的原因可能是生态渔业区鱼食性鱼类未得到有效控制(生态渔业区鱼食性鱼类显著高于禁捕区, $P=0.01$), 其次是生态渔业区鲢鳙等增殖鱼类生物量过高(各点位平均生物量11381.45 g), 显著高于禁捕区($P=0.008$), 过高的增殖鱼类生物量可能通过直接或间接的营养级联效应使得其他鱼类种群恢复速度减缓。Gong等^[43]通过Ecopath模型研究阳明湖的营养物质能量流动也表明适当减少生态渔业单一增殖物种的数量可能有助于该水域物种多样性的提升。根据中度干扰假说(Intermediate disturbance hypothesis)单一物种过度增殖相当于“高强度定向干扰”, 反而抑制多样性。因此, 生态渔业区需要适当控制凶猛肉食性鱼类, 同时对于增殖目标鱼类的生态容量进行评估, 从而确定投放量。

历史数据显示2016年及以前阳明湖未发现齐氏罗非鱼(*C. zillii*)和伽利略罗非鱼(*T. galilaea*)^[44], 在本研究调查期间齐氏罗非鱼已成为禁捕水域的优势种(IRI: 1614.47), 伽利略罗非鱼为一般种, 但其IRI指数(IRI: 625.2)处于较高水平; 但是, 在生态渔业区齐氏罗非鱼属于一般种(IRI: 762.59), 伽利略

罗非鱼为少见种(IRI: 10.05)。本研究发现, 生态渔业水域中的两种罗非鱼丰度占比均显著低于禁捕水域(齐氏罗非鱼 $P=0.011$, 伽利略罗非鱼 $P=0.019$)。在本研究中虽然没有直接的证据表明导致阳明湖罗非鱼差异的具体原因, 但是推测可能与两个水域渔业管理模式有关。生态渔业区大量增加鲢鳙导致对浮游动物和浮游植物下行效应增强, 使得浮游动物和浮游植物生物量减少, 以浮游动植物为食的其他鱼类的上行效应减弱, 巫曦雅等^[45]利用稳定性同位素研究阳明湖鱼类食性的结果表明齐氏罗非鱼和鲢鳙所处营养级相近, 可能是这种营养级联效应导致罗非鱼在生态渔业区的丰度要低于禁捕区^[40]。Yin等^[46]对洱海西太公鱼入侵的研究表明, 适当地增殖本土鱼类有助于抑制外来物种的入侵。

4 结论

本研究揭示了两种渔业管理模式的差异化生态效益: 禁捕政策显著提升了阳明湖鱼类物种多样性; 生态渔业模式通过功能多样性增强和选择性捕捞, 实现了资源利用与生态保护的平衡, 但是也需要科学制定合理的调控策略。

阳明湖不同生态保护管理还处于初步阶段, 其禁捕区存在罗非鱼入侵严重、生态渔业区存在增殖物种过于单一等问题。为了更好地发挥长江十年禁渔的效果, 提出以下建议: (1)加强禁捕区的管理, 常态化监测罗非鱼等入侵物种, 研究相应生物防控技术, 维护生物多样性; (2)优化生态渔业区增殖模式, 科学确定滤食性鱼类的投放数量和比例, 合理控制凶猛性鱼类, 同时加强对外来物种的防控, 多元化投放增殖目标鱼类, 降低单一物种数量, 为恢复鱼类多样性的提高留下空间; (3)加强长期监测, 掌握鱼类群落结构变化, 为长江“十年禁渔”后的渔业资源可持续发展提供重要依据。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

参考文献:

- [1] Gu X H, Mao Z G, Ding H P, et al. Progress and prospect of lake fishery [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2018, **30**(1): 1-14. [谷孝鸿, 毛志刚, 丁慧萍, 等. 湖泊渔业研究: 进展与展望 [J]. *湖泊科学*, 2018, **30**(1): 1-14.]
- [2] Chevalier M, Ngor P B, Pin K, et al. Long-term data show alarming decline of majority of fish species in a Lower Mekong basin fishery [J]. *Science of The Total Environment*, 2023(**891**): 164624.
- [3] Froese R, Pauly D. Taking stock of global fisheries [J]. *Science*, 2024, **385**(6711): 824-825.
- [4] Lynch A J, Taylor W W, Smith K D. The influence of changing climate on the ecology and management of

- selected Laurentian Great Lakes fisheries [J]. *Journal of Fish Biology*, 2010, **77**(8): 1764-1782.
- [5] Botsford L W, Castilla J C, Peterson C H. The management of fisheries and marine ecosystems [J]. *Science*, 1997, **277**(5325): 509-515.
- [6] van der Veer G, Nentwig W. Environmental and economic impact assessment of alien and invasive fish species in Europe using the generic impact scoring system [J]. *Ecology of Freshwater Fish*, 2015, **24**(4): 646-656.
- [7] Charvet P, Occhi T V T, Faria L, *et al.* Tilapia farming threatens Brazil's waters [J]. *Science*, 2021, **371**(6527): 356.
- [8] Marques É A T, da Silva G M N, de Oliveira C R, *et al.* Assessing the negative impact of an aquaculture farm on effluent water quality in Itacuruba, Pernambuco, Brazilian semiarid region [J]. *Water Science and Technology*, 2018, **78**(7): 1438-1447.
- [9] Liu W C, Li J Y, Wu J M, *et al.* Breeding and releasing Yangtze sturgeon of in the upper reaches of the Yangtze River during the early stage of fishing ban [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2025, **49**(2): 26-33. [刘文成, 李君轶, 吴金明, 等. 禁捕初期长江上游长江鲟增殖放流效果 [J]. *水生生物学报*, 2025, **49**(2): 26-33.]
- [10] Radinger J, Matern S, Klefoth T, *et al.* Ecosystem-based management outperforms species-focused stocking for enhancing fish populations [J]. *Science*, 2023, **379**(6635): 946-951.
- [11] FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022: Towards Blue Transformation [R]. Rome, 2022.
- [12] Liu F, Lin P C, Li M Z, *et al.* Situations and conservation strategies of fish resources in the Yangtze River basin [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2019, **43**(S1): 144-156. [刘飞, 林鹏程, 黎明政, 等. 长江流域鱼类资源现状与保护对策 [J]. *水生生物学报*, 2019, **43**(S1): 144-156.]
- [13] Ma J, Huang J L, Chen J H, *et al.* Analysis of spatiotemporal fish density distribution and its influential factors based on generalized additive model (GAM) in the Yangtze River estuary [J]. *Journal of Fisheries of China*, 2020, **44**(6): 936-946. [马金, 黄金玲, 陈锦辉, 等. 基于GAM的长江口鱼类资源时空分布及影响因素 [J]. *水产学报*, 2020, **44**(6): 936-946.]
- [14] Wang Y Z. Research on the integrated development of fishery and tourism in Chagan Lake under the background of the integration of agriculture and tourism [D]. Changchun: Jilin Agricultural University, 2024. [王雨竹. 农旅融合背景下查干湖渔业与旅游业融合发展问题研究 [D]. 长春: 吉林农业大学, 2024.]
- [15] Liu Q G, Wang Y B, Chen L Q, *et al.* Impacts of aquatic environment protection oriented fishery on the structure of food web in Lake Qiandaohu [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, **30**(10): 2774-2783. [刘其根, 王钰博, 陈立侨, 等. 保水渔业对千岛湖食物网结构及其相互作用的影响 [J]. *生态学报*, 2010, **30**(10): 2774-2783.]
- [16] The Fisheries and Fishery Administration Bureau of the Ministry of Agriculture and Rural Affairs of China. Notice of the General Office of the Ministry of Agriculture on Announcing the Area Range and Functional Zoning of the Sixth Batch of National Aquatic Germplasm Resources Protection Areas (2013-6-17) [EB]. 2013. [农业农村部渔业渔政管理局. 农业部办公厅关于公布第六批国家级水产种质资源保护区面积范围和功能分区的通知(2013-6-17) [EB]. 2013. URL: http://www.moa.gov.cn/govpublic/YYJ/201307/t20130717_3528743.htm.]
- [17] Wang S. Fishes of Jiangxi [M]. Nanchang: Jiangxi Science and Technology Press, 2020. [王生. 江西鱼类 [M]. 南昌: 江西科学技术出版社, 2020.]
- [18] Wu Y A, Li H, Liao F C, Yang X, *et al.* The Fishes of Hunan [M]. Beijing: Science Press, 2019. [伍远安, 李鸿, 廖伏初, 等. 湖南鱼类志 [M]. 北京: 科学出版社, 2019.]
- [19] Guo Y S, Sun Z Y, He X H, *et al.* Colored Atlas of Fishes in Sichuan [M]. Beijing: Science Press, 2021. [郭延蜀, 孙治宇, 何兴恒, 等. 四川鱼类原色图志 [M]. 北京: 科学出版社, 2021.]
- [20] Shi Z, Zhang J, Wu H, *et al.* Taxonomic diversity pattern and composition of fish species in the upper reaches of Ganjiang River, Jiangxi, China [J]. *PLoS One*, 2020, **15**(11): e0241762.
- [21] Magurran A E. Ecological Diversity and Its Measurement [M]. Ecological Diversity and Its Measurement, 1988.
- [22] Chen D Q. Handbook of Monitoring Aquatic Biological Resources in the Yangtze River [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2021. [陈大庆. 长江水生生物资源监测手册 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2021.]
- [23] Hu M, Wang C, Liu Y, *et al.* Fish species composition, distribution and community structure in the lower reaches of Ganjiang River, Jiangxi, China [J]. *Scientific Reports*, 2019, **9**(1): 10100.
- [24] Shuai F M, Li X H, Chen F C, *et al.* Functional diversity of freshwater fishes and methods of measurement [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, **37**(15): 5228-5237. [帅方敏, 李新辉, 陈方灿, 等. 淡水鱼类功能多样性及其研究方法 [J]. *生态学报*, 2017, **37**(15): 5228-5237.]
- [25] Ricotta C, de Bello F, Moretti M, *et al.* Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide [J]. *Methods in Ecology and Evolution*, 2016, **7**(11): 1386-1395.
- [26] Clarke K R. Comparisons of dominance curves [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1990, **138**(1/2): 143-157.
- [27] Li S F. Status of fish community in East China Sea using the method of abundance-biomass comparison (ABC) curve [J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2008, **15**(1): 136-144. [李圣法. 以数量生物量比较曲线评价东海鱼类群落的状况 [J]. *中国水产科学*, 2008, **15**(1):

- 136-144.]
- [28] Stojkovic Piperac M, Milošević D, Simic V. The application of the abundance/biomass comparison method on riverine fish assemblages: limits of use in lotic systems [J]. *Biologica Nyssana*, 2015(6): 25-32.
- [29] Lozupone C, Knight R. UniFrac: a new phylogenetic method for comparing microbial communities [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, **71**(12): 8228-8235.
- [30] Li K, Zhang M, Liu X J, *et al.* Community structure and environmental determinants of macrozoobenthos in the Doushui Lake basin [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2019, **28**(4): 939-949. [李科, 张萌, 刘雄军, 等. 陡水湖流域大型底栖动物群落结构及其环境影响因素 [J]. 长江流域资源与环境, 2019, **28**(4): 939-949.]
- [31] Cao L L, Wang Y P, Ge K, *et al.* Response of fish community to different management models in Shijiu Lake during the initial stage of the Yangtze River decade-long fishing ban [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2024, **19**(2): 1-17. [曹乐乐, 王银平, 葛坤, 等. 长江十年禁捕初期石臼湖鱼类群落多样性及环境影响因子研究 [J]. 生态毒理学报, 2024, **19**(2): 1-17.]
- [32] Wang Y P, Deng Y M, Liu S L, *et al.* Status analysis of fish community in the lower reaches of the Yangtze River at the beginning of 10-year fishing ban and assessment of fishing ban effect [J]. *Journal of Fisheries of China*, 2023, **47**(2): 206-218. [王银平, 邓艳敏, 刘思磊, 等. 禁捕初期长江下游鱼类群落现状分析及禁渔效果初步评估 [J]. 水产学报, 2023, **47**(2): 206-218.]
- [33] Yang M, Sheng P, Zhang Y P, *et al.* Characteristics of fish assemblages of Poyang Lake at the initial stage of the fishing ban [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2022, **46**(10): 1569-1579. [阳敏, 盛漂, 张燕萍, 等. 禁捕初期鄱阳湖鱼类群落的结构特征 [J]. 水生生物学报, 2022, **46**(10): 1569-1579.]
- [34] Wang Z M, Zhang D C, Chen F, *et al.* The structure and distribution characteristics of fish communities in the Suwalong to Hutiaoxia section of the upper reaches of the Jinsha River [J/OL]. *Chinese Journal of Ecology*, 2024: 1-11. (2024-12-17) [王中敏, 张登成, 陈锋, 等. 金沙江上游苏洼龙至虎跳峡江段鱼类群落结构及分布特征 [J/OL]. 生态学报, 2024: 1-11. (2024-12-17)]
- [35] Yang Y Y, Zhu M M, Xu B Q, *et al.* Community structure of ichthyoplankton and its relationship with environmental factors in coastal waters of southern Shandong Peninsula [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2021, **30**(5): 995-1004. [杨艳艳, 朱明明, 徐炳庆, 等. 山东半岛南部近岸海域鱼卵、仔稚鱼群落结构与环境因子相关性 [J]. 生态环境学报, 2021, **30**(5): 995-1004.]
- [36] Myers E M V, Anderson M J, Liggins L, *et al.* High functional diversity in deep-sea fish communities and increasing intraspecific trait variation with increasing latitude [J]. *Ecology and Evolution*, 2021, **11**(15): 10600-10612.
- [37] Sánchez-Pérez A, Oliva-Paterna F J, Colin N, *et al.* Functional response of fish assemblage to multiple stressors in a highly regulated Mediterranean river system [J]. *Science of the Total Environment*, 2020(730): 138989.
- [38] Chen K, Meng Z H, Li X M, *et al.* Community structure and functional diversity of fishes in Zhelin Reservoir, Jiangxi Province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, **42**(11): 4592-4602. [陈康, 孟子豪, 李学梅, 等. 江西柘林水库鱼类群落结构及功能多样性分析 [J]. 生态学报, 2022, **42**(11): 4592-4602.]
- [39] Zhou Z N, Tong A N, Wu Y N, *et al.* The impact of rare species loss on species diversity and functional diversity of fish communities [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2025, **45**(1): 252-264. [周钟楠, 童安楠, 吴亚妮, 等. 稀有种丧失对鱼类群落物种多样性和功能多样性的影响 [J]. 生态学报, 2025, **45**(1): 252-264.]
- [40] Li X Y, Sun Z X, Wang F Z, *et al.* Impacts of urban development on functional diversity in fish: a case study of Beijing, a megacity [J]. *Biodiversity Science*, 2024, **32**(8): 125-140. [李雪原, 孙智闲, 王凤震, 等. 城市发展对鱼类功能多样性的影响: 以超大城市北京为例 [J]. 生物多样性, 2024, **32**(8): 125-140.]
- [41] Fan Z Y, Bai X L, Xu J C, *et al.* Analysis of ecological system characteristics and ecological capacity of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* in the Weishui Reservoir based on Ecopath model [J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2021, **28**(6): 773-784. [范泽宇, 白雪兰, 徐聚臣, 等. 基于Ecopath模型的洮水水库生态系统特征及鲢、鳙生态容量分析 [J]. 中国水产科学, 2021, **28**(6): 773-784.]
- [42] Huang Z J, Tian J L, Wang Y P, *et al.* The community characteristics of larval and juvenile fish in Anqing section of the Yangtze River during the first year of fishing ban [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, **48**(4): 537-545. [黄中家, 田佳丽, 王银平, 等. 禁捕首年长江安庆段仔稚鱼群聚特征 [J]. 水生生物学报, 2024, **48**(4): 537-545.]
- [43] Gong H, Yin C, Yu J, *et al.* An ecosystem-based approach to evaluating impacts of fisheries management on ecosystem restoration in a Chinese subtropical Yangming Reservoir [J]. *Fishes*, 2025, **10**(6): 246.
- [44] Shi Z M. Research on the status of fish community, species diversity and early-stage resources of Ganjiang River [D]. Nanchang: Nanchang University, 2021. [史子莫. 赣江鱼类的群落与物种多样性及其早期资源研究 [D]. 南昌: 南昌大学, 2021.]
- [45] Wu X Y, Gong H B, Yi P P, *et al.* Difference in the trophic structure of fish communities in the ecological-stocking area of *Hypophthalmichthys molitrix* and *H. nobilis* and the closed-fishing area in Shangyoujiang Reservoir [J]. *Freshwater Fisheries*, 2024, **54**(5): 13-23. [巫曦雅, 龚海波, 易霏霏, 等. 上犹江水库鲢鳙生态增殖

区与禁捕区鱼类群落营养结构差异的研究 [J]. [淡水渔业](#), 2024, **54**(5): 13-23.]

[46] Yin C, Gong L, Chen Y, *et al.* Modeling ecosystem

impacts of the invasive Japanese smelt *Hypomesus nipponensis* in Lake Erhai, southwestern China [J]. [Ecological Informatics](#), 2022(67): 101488.

FISH COMMUNITY RESPONSES TO DIFFERENT MANAGEMENT MODELS IN YANGMING LAKE AFTER THE DECADE-LONG FISHING BAN

GONG Hai-Bo¹, YU Jin-Xiang¹, WU Xi-Ya¹, FU Xue-Jun¹, HUANG Bin¹, MENG Zi-Hao² and YI Pei-Pei¹

(1. Jiangxi Provincial Aquatic Biology Protection and Rescue Center, Nanchang 330029, China; 2. Key Laboratory of Freshwater Biodiversity Conservation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuhan 430223, China)

Abstract: With the implementation of the Yangtze River Great Protection Strategy, ecological conservation-oriented fisheries models have emerged as a key pathway to promote the sustainable development of freshwater lake and reservoir fisheries. Taking Yangming Lake after the full implementation of the fishing ban as a case study, this research conducted eight quarterly surveys from 2022 to 2024 in both the Yangming Lake ecological fisheries zone and the fishing-ban zone. The study comprehensively compared and analyzed fish community differences under different management models, exploring the implementation effects of the fishing ban and the degree of disturbance caused by ecological fisheries models on fish communities. Results showed that fish resources in both management zones of Yangming Lake demonstrated significant recovery after the full fishing ban: the number of fish species in the fishing-ban zone and ecological fisheries zone increased from 25 and 28 species (pre-ban) to 44 and 34 species (post-ban), respectively, with biodiversity in both regions improved when compared to historical data. Analyses indicated that ecological fishing did not cause statistically significant disturbances to fish communities in the ecological fisheries zone and could moderately enhance the functional richness of fish communities. However, fish diversity indices in the ecological fisheries zone were significantly lower than those in the fishing-ban zone. In terms of community composition, the abundance of small-sized fish in the ecological fisheries zone was significantly lower, while the abundance of predatory fish was significantly higher. Future recommendations include further strict enforcement of the decade-long fishing ban to facilitate continued recovery of fish resources and in-depth exploration of sustainable ecological fishing management models, laying a foundation for the science-based utilization and management of Yangtze River fish resources after the completion of the ten-year fishing ban.

Key words: Fishery model; Ecological fishery; Fishing prohibited area; Large water surface; Fish community; Yangming Lake