

DOI: 10.12264/JFSC2025-0137

禁渔前后长江口棘头梅童鱼生活史参数和种群状态的变化

郑琳琳¹, 周雨霏¹, 麻秋云^{1*}, 陈锦辉^{2,3}, 魏广恩², 贾泽华^{2,3}

1. 上海海洋大学海洋生物资源与管理学院, 上海 201306;
2. 上海市水生野生动植物保护研究中心, 上海 200092;
3. 长江口水生生物资源监测与保护联合实验室, 上海 201306

摘要: 长江十年禁渔政策为揭示鱼类生活史策略对捕捞压力解除的适应性响应机制提供了关键研究契机。本研究通过在禁渔前、后时间段内(2017—2023 年)对长江口资源调查收集到的棘头梅童鱼(*Collichthys lucidus*)样本, 应用线性混合效应模型、von Bertalanffy 生长方程、体长转换渔获曲线法等方法估算了棘头梅童鱼的生活史参数, 并使用单位补充量亲体生物量(SSBPR)模型评价其资源状态, 探讨长江禁渔后棘头梅童鱼生活史特征和资源状况的短期变化。结果表明, 长江口棘头梅童鱼的平均体长由禁渔前(2017—2020 年)的 7.86 cm 增至禁渔后(2021—2023 年)的 9.22 cm, 平均体质量由 10.12 g 增至 16.19 g。最优线性混合效应模型结果表明棘头梅童鱼生长参数 b 的估计值为 2.87; 禁渔前和禁渔首年棘头梅童鱼肥满度 a 的估计值接近($2.32 \times 10^{-2} \sim 2.36 \times 10^{-2}$), 2022 年与 2023 年则降低到 2.14×10^{-2} ; 基于 von Bertalanffy 生长方程估算的棘头梅童鱼生长速率从禁渔前的 0.17 增至禁渔后的 0.26, 渐近体长由 15.86 cm 增至 19.53 cm。长江口棘头梅童鱼总死亡系数由禁渔前的 0.66 增加至禁渔后的 0.80, 这主要是因为自然死亡系数在禁渔后增加(0.52 到 0.78)。棘头梅童鱼的单位补充量亲体生物量由禁渔前的 0.45 大幅增加至禁渔后的 14.66。其生物学参考点($F_{20\%}$, $F_{40\%}$)在禁渔前分别为 0.23 和 0.13, 在禁渔后分别为 0.99 和 0.47; 对应的 $SSBPR_{20\%}$ 和 $SSBPR_{40\%}$ 在禁渔前分别为 0.24 和 0.48, 禁渔后增加至 3.08 和 6.16。SSBPR 模型的参数敏感性分析表明, 模型输出的准确性高度依赖自然死亡系数的估算精度, 随着自然死亡系数的增大, 对应的 $SSBPR_{20\%}$ 和 $SSBPR_{40\%}$ 均逐渐减小。研究结果有助于深入理解棘头梅童鱼在禁渔后的资源动态变化规律, 为长江禁渔效果评价提供支撑。

关键词: 长江禁渔; 棘头梅童鱼; 数据有限方法; 种群动力学

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2025)07-0889-12

长江作为亚洲第一大河, 其流域面积覆盖我国 19% 的陆地国土, 支撑着全国 35% 的水生生物多样性。然而近几十年来, 长江流域鱼类资源严重衰退^[1], 尤其是一些经济和生态价值较高的物种, 已经面临着灭绝的风险。为有效保护长江流域渔业资源, 修复长江生态系统, 农业农村部于 2019 年发布通告, 决定自 2021 年起实施为期 10 年的常年禁渔政策^[2]。研究长江十年禁渔背景下长江水域的生物资源变化, 特别是传统经济鱼种的保护与恢复, 对科学评估长江十年禁渔效果具

有重要意义。许多研究已经发现, 在全面禁渔之后, 长江流域鱼类资源明显增加, 鱼类小型化趋势得到遏制。例如, 与禁渔前相比, 赤水河的优势鱼类在体长方面呈现了显著的增长, 种群体长结构亦得到了明显改善^[3]; 鄱阳湖的鳊(*Siniperca chuatsi*)在禁渔后平均体长增幅为 48.3%^[4]; 长江刀鲚(*Coilia nasus*)的体长和体质量分别增长了 4.41%~5.84% 和 22.85%~37.55%^[5]。相比之下, 在长江口水域开展的相关研究较少^[6]。

棘头梅童鱼(*Collichthys lucidus*)主要分布在

收稿日期: 2025-05-12; 修订日期: 2025-06-16.

基金项目: 国家重点研发计划项目(2024YFD2400405); 上海市农委科技兴农技术创新项目(沪农科创字 2022 第 2-1 号).

作者简介: 郑琳琳(2000-), 女, 硕士研究生, 研究方向为渔业资源评估. E-mail: LinL_Zheng@163.com

通信作者: 麻秋云, 讲师, 主要从事种群动力学和渔业资源评估研究. E-mail: qyma@shou.edu.cn

中国、日本和朝鲜沿海^[7], 为近岸水域的重要经济鱼种, 也是长江口的优势鱼类^[8]。棘头梅童鱼是河口生态系统的重要组成部分^[9], 其生长速度快、性成熟早、繁殖力强且无长距离迁徙的习性。目前, 针对河口水域棘头梅童鱼资源状况及其变化规律的研究多见于闽江口^[10]、珠江口^[11]等水域。胡艳等^[12]曾对长江口近岸水域棘头梅童鱼的死亡参数和资源量进行估算, 但目前有关禁渔政策如何影响长江口棘头梅童鱼生长动态的研究较为缺乏。因此, 本研究基于 2017 至 2023 年间在长江口及其周边海域的渔业资源调查数据, 采用线性混合效应模型(linear mixed-effects model, LMEM)、单位补充量亲体生物量模型(spawning stock biomass per recruitment, SSBPR)等方法估算了棘头梅童鱼的生活史参数和生物学参考点, 评价其在禁渔前、后的资源动态变化, 初步探讨长江十年禁渔对河口小型经济鱼类的资源状况影响。

1 材料与方法

1.1 数据来源

棘头梅童鱼样品来自 2017—2023 年在长江口水域(121°12′—122°12′E、31°18′—31°45′N)进行

的渔业资源季度调查。调查采用分层设站的方式, 在长江口共设置 3 个区、19 个监测站点: 南支(Z1、Z3、Z6、Z9、Z14、Z16、Z19、Z20、Z21、Z22、Z23), 东滩(Z17、Z18、Z24), 北支(Z4、Z5、Z7、Z13、Z15)(图 1)。调查船为沪崇渔 1511 号, 调查网具为双囊底拖网, 网口宽 6 m, 高 2 m, 囊网网目为 20 mm。每站位的平均拖曳速度为 2 n mile/h, 平均拖网时间为 30 min。调查后将渔获物样品带回实验室, 进行种类鉴定和生物学测定。调查采样和样本测定参考《海洋监测规范 第 3 部分: 样品采集、贮存与运输》(GB 17378.3—2007)^[13]和《海洋调查规范 第 6 部分: 海洋生物调查》(GB/T 12763.6—2007)^[14]。每网渔获物随机保留 30 尾棘头梅童鱼进行分析, 不足 30 尾全部保留, 测定其体长、体质量、和性成熟度等生物学参数。调查期间共采集棘头梅童鱼样品 2791 尾, 其中春季 330 尾、夏季 769 尾、秋季 968 尾、冬季 723 尾。

1.2 棘头梅童鱼的生长特征

为分析禁渔政策施行前后棘头梅童鱼生活史和资源状态的差异, 本研究以长江十年禁渔启动年份 2021 年为分隔点, 分别计算了禁渔前(2017—

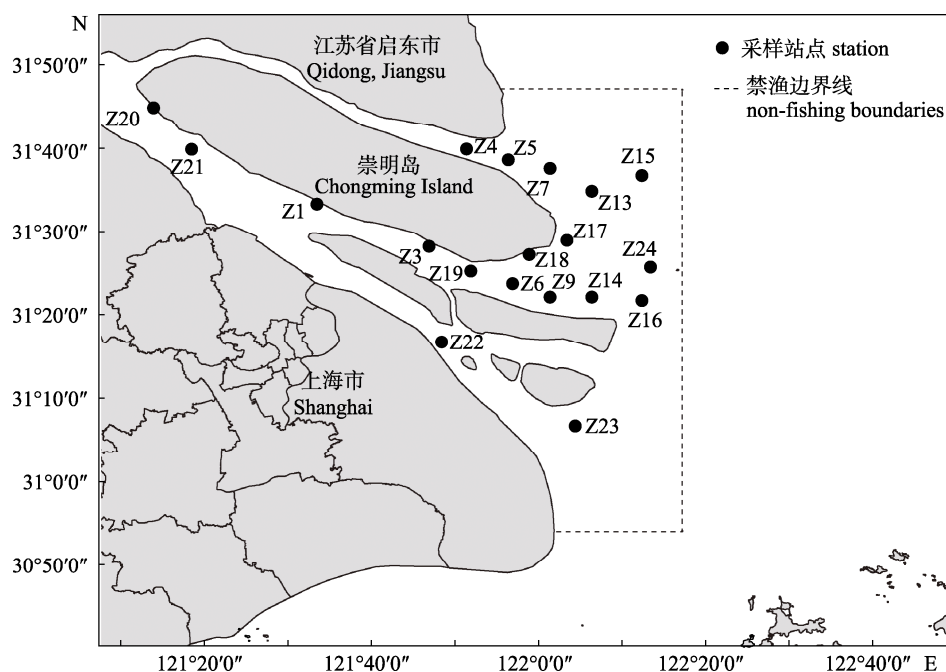


图 1 长江口附近水域资源调查站位图

Fig. 1 Stations of fishery resource survey in the Yangtze River Estuary

2020 年,下同)和禁渔后(2021—2023 年,下同)的鱼类体长、体质量信息,并进行比较。

本文拟合了棘头梅童鱼体长与体质量关系,分析重要生长参数的变化。关系式中异速生长参数 b 反映了鱼类长期进化遗传而形成的生长模式,而肥满度 a 更易受到外界环境的影响而发生变化^[15]。因此本研究着重考虑了禁渔状态对肥满度 a 的影响,基于是否加入禁渔与否、年份差异对 a 的随机效应,而构建了 4 个模型(表 1)。

表 1 长江口棘头梅童鱼体长-体质量关系的拟合模型及其评价

Tab. 1 Fitting performance of body length-body mass relationship of *Collichthys lucidus* in the Yangtze River Estuary

模型 model	公式 equation	AIC	BIC
1	$\ln W = \ln a + b \times \ln L$	-126	-108
2	$\ln W = (\ln a + \text{Re_ban}) + b \times \ln L$	-129	-104
3	$\ln W = (\ln a + \text{Re_year}) + b \times \ln L$	-147	-123
4	$\ln W = (\ln a + \text{Re_year} + \text{Re_ban}) + b \times \ln L$	-145	-115

模型中 W 和 L 分别表示棘头梅童鱼的体质量(g)和体长(cm), a 为肥满度, b 为异速生长参数; Re_ban 表示禁渔与否造成的随机效应, Re_year 表示不同年份造成的随机效应,由于禁渔前样本较少,分年份分析缺乏统计学意义,即 Re_year 中 2017—2020 年是合在一起估算随机效应的。不同模型的拟合效果通过比较赤池信息准则(Akaike information criterion, AIC)值和贝叶斯信息准则(Bayesian information criterion, BIC)值来评价, AIC 值与 BIC 值越小,表明模型的拟合效果越好^[16]。通过 R 软件中的“lme4”程序包进行模型构建与结果分析^[17]。

采用 FISAT II 软件中的 ELEFAN (Electronic Length Frequency Analysis I)程序估算渐近体长 L_∞ 和生长参数 k ^[18];进而应用 von Bertalanffy 生长方程(简称“VB”生长方程)拟合长江口棘头梅童鱼在禁渔前、后的体长和体质量生长模式,表达式为:

$$L_t = L_\infty [1 - e^{-k(t-t_0)}]$$

式中, L_t 为棘头梅童鱼 t 龄时的体长, L_∞ 为渐近体长, k 为生长速率, t_0 为理论初始年龄。

根据 Pauly 经验公式^[19]求得 t_0 :

$$\ln(-t_0) = -0.3992 - 0.2752 \ln L_\infty - 1.038 \ln k$$

使用逻辑斯蒂函数拟合性成熟比例与体长以估算初次性成熟体长^[20]。本研究将性成熟个体定义为性腺成熟度达到 III 期及以上,逻辑斯蒂函数表示如下:

$$A_t = \frac{1}{1 + e^{-r(L-L_{50})}}$$

式中, A_t 为 t 龄时性成熟概率, r 为性成熟曲线系数, L_{50} 为棘头梅童鱼初次性成熟时体长。由于禁渔前(2017—2020 年)的棘头梅童鱼样本数量较少,难以拟合 A_t , 因此禁渔前的 A_t 信息参考了胡艳等^[12]于 2012—2013 年在长江口水域对棘头梅童鱼的研究结果。

1.3 棘头梅童鱼的死亡特征

使用 Pauly 经验公式分别估算长江口棘头梅童鱼在禁渔前、后的自然死亡系数 M ^[21]:

$$\ln M = -0.0066 - 0.279 \ln L_\infty + 0.6543 \ln k + 0.4634 \ln T$$

式中, T 为研究海域的年平均水温,本研究取禁渔前 $T=19.03$ °C (2017—2020 年平均值)、禁渔后 $T=19.33$ °C (2021—2023 年平均值)求解自然死亡系数(M)。环境数据均来自夏威夷大学亚太数据研究中心(<http://apdrc.soest.hawaii.edu/index.php>)。 L_∞ 和 k 分别采用上文对应估算结果。

长江口棘头梅童鱼禁渔前、后的总死亡系数通过体长转换渔获曲线法^[22]进行估算并对比。体长转换渔获曲线法由 R 软件中的 TropFishR^[23]程序包运行,表达式为:

$$\ln \left(\frac{N_h}{\Delta t} \right) = \alpha + \beta t'$$

式中, N_h 代表体长组 h 的渔获尾数,体长组的划分与上述 ELEFAN 法划分一致(0.5 cm 间隔); Δt 表示从该体长组下边界生长到上边界所需的时间; t' 是该体长组中值对应的相对年龄; α 为 $\ln N_0$, $-\beta$ 即为总死亡系数(Z)的估计值。

捕捞死亡系数(F)通过 Z 与 M 之差计算得出($F=Z-M$)。

1.4 单位补充量亲体生物量模型

由于禁渔后,长江口水域无捕捞行为,无法满足单位补充量渔获量模型的假设条件,因此本

研究使用单位补充量亲体生物量模型(SSBPR)评估棘头梅童鱼在禁渔前、后的资源状态。本研究使用 R 软件中的 fishmethods^[24]程序包构建了禁渔前、后的 SSBPR 模型,并估算相关的生物学参考点,公式如下:

$$SSBPR = \sum_{t_R}^{t_L} W_t \times A_t \times \exp(-F \times S_t - M)$$

式中, t_L 为最大年龄,经查阅文献,棘头梅童鱼最大年龄为 4 龄^[25]; t_R 是补充年龄,棘头梅童鱼于 1~2 龄进行性腺发育^[26],大量研究均将小型鱼类的补充年龄设为 0 或 1^[27-28],本研究棘头梅童鱼的补充年龄设为 1 龄; W_t 为 t 龄个体的平均重量,通过上文 VB 生长方程估算; A_t 为 t 龄时性成熟概率; S_t 为 t 龄个体的捕捞选择性系数,由 R 软件的 TropfishR 程序包估算; M 为自然死亡系数,由上文估算得出。

生物学参考点用于评估资源的现状,并为渔业管理提供决策依据。本研究基于 $F_{20\%}$ 和 $F_{40\%}$ 等生物学参考点,通过与实际捕捞死亡系数进行比较来评估禁渔前后长江口棘头梅童鱼的资源状况。 $F_{20\%}$ 和 $F_{40\%}$ 则分别表示 SSBPR 为渔业种群未开发状态下的 20% 和 40% 时的捕捞死亡系数值。 $F_{40\%}$ 由于充分纳入了补充量的时空异质性特征,具有更强的稳健性,因而在渔业管理中通常被采纳为目标参考点;而 $F_{20\%}$ 则常作为限制参考点,表示此时 SSBPR 已接近最小值^[29-30]。

在单位补充量亲体生物量模型中,鱼类的生

活史参数是构建模型的关键数据,其值的准确性和精确性极有可能在一定程度上影响模型的估算结果^[31]。其中,自然死亡是鱼类种群动力学的关键过程,却通常由经验公式根据生长和环境参数间接估算,估算结果存在较大不确定性,直接影响 SSBPR 模型的输出结果。根据文献查阅,不同研究估算的棘头梅童鱼自然死亡系数在 0.5~1.7 之间^[10,12],因此综合考虑本文对棘头梅童鱼禁渔前后 M 的估算结果,以 0.2 为间隔,评估不同 M 的变化对 SSBPR 模型输出的影响。

2 结果与分析

2.1 长江口棘头梅童鱼生长参数

长江口棘头梅童鱼样本的平均体长和体质量在禁渔前后有一定变化。禁渔前,长江口棘头梅童鱼体长分布范围为 1.82~15.28 cm,平均体长为 7.86 cm;体质量分布范围为 0.01~59.63 g,平均体质量为 10.12 g。禁渔后,体长范围扩大至 1.45~18.70 cm,平均体长增长至 9.22 cm;体质量范围扩展至 0.05~98.10 g,平均体质量增至 16.19 g(表 2)。除了冬季由于禁渔前样本量极少外,各季节的体长和体质量较禁渔前也均有不同程度的增加,例如春、夏季的平均体长禁渔后增加了 0.30 cm 和 2.70 cm,平均体质量增加了 0.53 g 和 5.96 g。基于 1.0 cm 间隔的体长分组显示,禁渔前优势体长组集中在 7.50~8.50 cm,禁渔后体长优势组集中在 6.50~7.50 cm,但大体长组比例也明显增加(图 2)。

表 2 长江口棘头梅童鱼禁渔前后体长与体质量的各项参数

Tab. 2 Parameters of body length and body mass of <i>Collichthys lucidus</i> in the Yangtze River Estuary pre- and post-fishing ban		禁渔前 pre-fishing ban	禁渔后 post-fishing ban
变量 variables			
体长/cm body length	平均值 mean	7.86	9.22
	中位数 median	7.92	7.00
	范围 range	1.82~15.28	1.45~18.70
	优势体长 dominant length	7.50~8.50	7.00~8.50
体质量/g body mass	平均值 mean	10.12	16.19
	中位数 median	8.34	11.48
	范围 range	0.01~59.63	0.05~98.10
	优势体质量 dominant mass	0.10~10.00	5.10~10.00

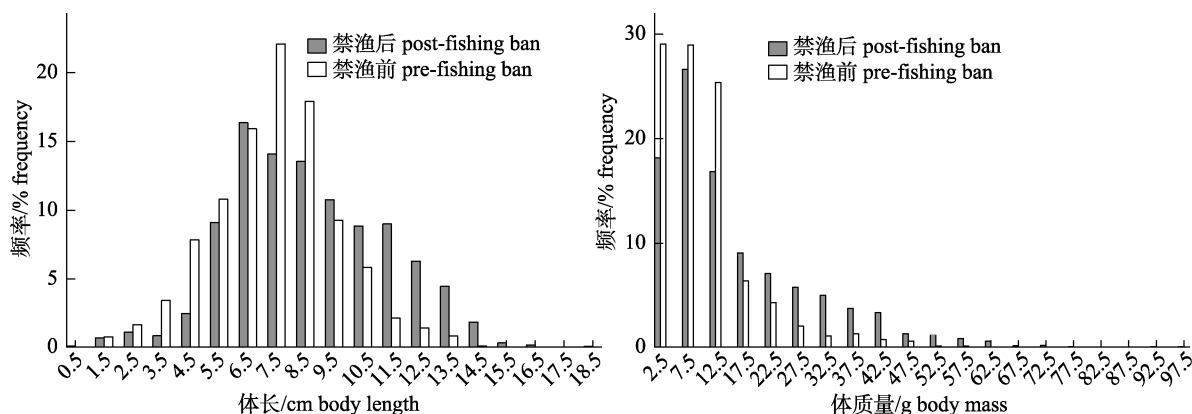


图 2 禁渔前后长江口棘头梅童鱼体长、体质量分布图

Fig. 2 Frequency distribution of body length and body mass for *Collichthys lucidus* in the Yangtze River Estuary

根据 AIC 与 BIC 综合比较 4 个体长-体质量关系的模型拟合结果, 将年份作为随机效应的模型(模型 3)拟合效果优于其他模型。最优模型的结果显示, 长江口棘头梅童鱼生长参数 b 的估计值为 2.87; 禁渔前和禁渔首年棘头梅童鱼肥满度 a 的估计值十分接近, 分别为 2.36×10^{-2} 和 2.32×10^{-2} , 禁渔后的 2022 年与 2023 年则降低到 2.14×10^{-2} (图 3)。

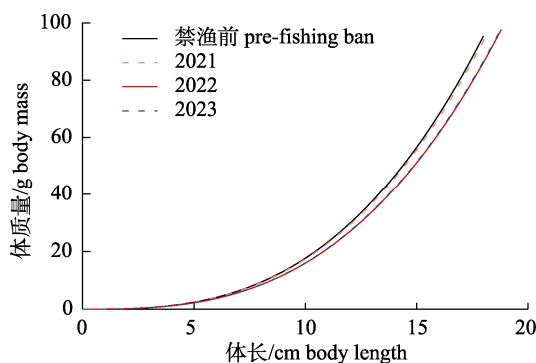


图 3 长江口棘头梅童鱼禁渔前与禁渔后不同年份体长-体质量关系

Fig. 3 Relationship between body length and body mass of *Collichthys lucidus* in the Yangtze River Estuary pre-fishing ban and in different years post-fishing ban.

通过上述 ELEFAN 方法拟合的 von Bertalanffy 生长方程显示, 在禁渔前, 长江口棘头梅童鱼渐近体长为 15.86 cm, 禁渔后为 19.53 cm, 增长 23.1%。棘头梅童鱼的生长系数 k 值由禁渔前的 0.17 增长至禁渔后的 0.26。采用 Pauly 经验公式得出禁渔前、后时间段内, 棘头梅童鱼的 t_0 分别为 -1.99 和 -1.21, 故长江口棘头梅童鱼在禁渔前、

后的生长方程分别为 $L_t = 15.86 \times [1 - e^{-0.17(t+1.99)}]$ (禁渔前) 和 $L_t = 19.53 \times [1 - e^{-0.26(t+1.21)}]$ (禁渔后) (图 4)。

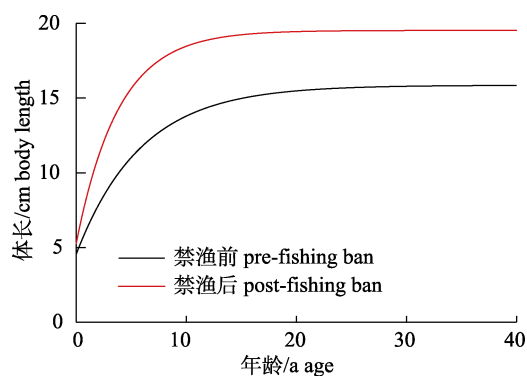


图 4 禁渔前后长江口棘头梅童鱼生长曲线

Fig. 4 Growth curve of *Collichthys lucidus* in the Yangtze River Estuary pre- and post-fishing ban.

2.2 长江口棘头梅童鱼死亡参数

根据体长转换渔获曲线法计算的总死亡系数结果显示, 禁渔前棘头梅童鱼总死亡系数为 0.66, 禁渔后为 0.80 (图 5)。基于 Pauly 经验公式估算的长江口棘头梅童鱼禁渔前、后自然死亡系数 (M) 分别为 0.52 和 0.78, 据此估算的禁渔前、后捕捞死亡系数 (F) 分别为 0.14 和 0.02。

2.3 单位补充量亲体生物量模型

单位补充量亲体生物量模型分析结果表明, 在禁渔前, 长江口棘头梅童鱼的 SSBPR 为 0.45 ($F_{pre}=0.14$), $F_{20\%}$ 和 $F_{40\%}$ 分别为 0.23 和 0.13 ($F_{20\%}>F_{pre}>F_{40\%}$), 对应的 SSBPR_{20%} 和 SSBPR_{40%} 为 0.24 和 0.48; 禁渔后的 SSBPR 为 14.66 ($F_{post}=0.02$), $F_{20\%}$ 和 $F_{40\%}$ 分别增加到 0.99 和 0.47, 对应的

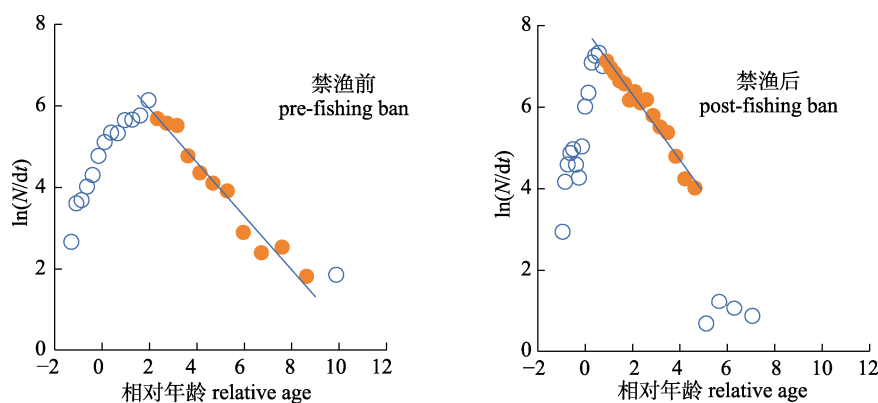


图 5 禁渔前后长江口棘头梅童鱼体长转换的渔获曲线

Fig. 5 Length-converted catch curve of *Collichthys lucidus* in the Yangtze River Estuary pre- and post-fishing ban

SSBPR_{20%}和 SSBPR_{40%}分别增长到 3.08 和 6.16。禁渔后 F 近似为 0, SSBPR _{$F=0$} 为 15.39, 较禁渔前 SSBPR _{$F=0$} 的 1.21 显著升高。

参数敏感性分析表明, 随着自然死亡系数从 0.52 增大到 1.70, 长江口棘头梅童鱼 SSBPR 呈逐

渐减小的趋势, 其中禁渔前 SSBPR_{20%}由 0.23 降至 0.0002, SSBPR_{40%}由 0.48 降至 0.0003, 减小幅度分别为 99.91%和 99.94%, 禁渔后 SSBPR_{20%}由 6.71 降至 0.64, SSBPR_{40%}由 13.42 降至 1.28, 减小幅度分别为 90.45%和 90.46% (图 6)。

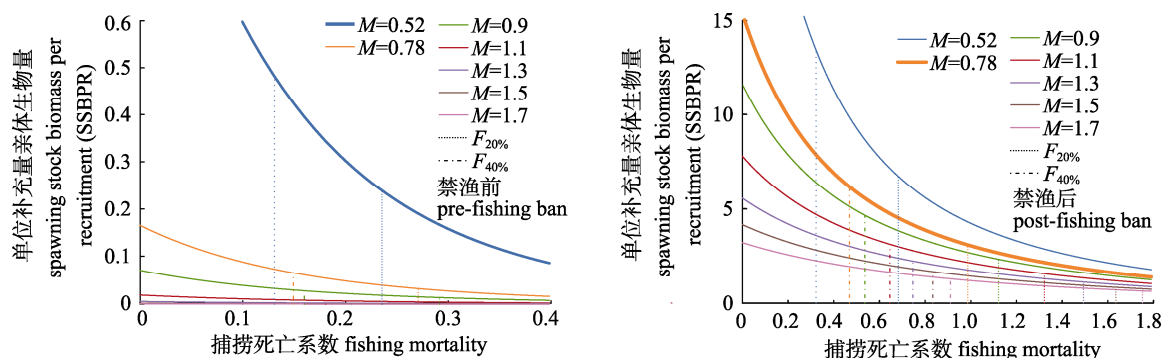


图 6 禁渔前后基于不同自然死亡系数的长江口棘头梅童鱼单位补充量亲体生物量曲线

禁渔前后自然死亡系数的估算值分别为 0.52 和 0.78 (即加粗曲线)。

Fig. 6 SSBPR of *Collichthys lucidus* based on different natural mortality in the Yangtze River Estuary pre-and post-fishing ban
The natural mortality estimates were 0.52 and 0.78 for pre-and post-fishing ban, i.e. bold curves.

3 讨论

3.1 禁渔对棘头梅童鱼生长的影响

本研究通过分析长江口禁渔前、后棘头梅童鱼的生活史特征, 探讨了长江十年禁渔措施对其生长与死亡过程的影响。已有众多研究表明长江禁渔会显著影响鱼类的个体生长特征^[4,32-33]。禁渔后, 大个体鱼类摆脱了捕捞压力, 使得野生种群的平均体长和体质量迅速增加。本研究结果也表明长江口棘头梅童鱼的生长特征在禁渔政策实施后发生了显著变化。从调查数据来看, 在禁渔前、

后长江口棘头梅童鱼样品的体长范围分别为 1.82~15.28 cm 和 1.45~18.70 cm。整体上看, 这与珠江口与福建宁德海域棘头梅童鱼的研究较一致^[34-35]。禁渔后的最大体长明显增加, 并接近 Fishbase 中记载的棘头梅童鱼最大长度(19.80 cm)^[36]。此外, 禁渔后棘头梅童鱼的最大体质量达 98.1 g, 明显高于禁渔前的 59.6 g, 说明禁渔措施在短期内快速提高了鱼类野生种群中大个体比例, 这也是许多鱼类资源量在禁渔后迅速增加的原因^[4-6]。

本研究估算出的长江口棘头梅童鱼体长-体质量关系在禁渔后首年 2021 年与禁渔前 2017—

2020 年非常接近, 而禁渔后 2022 和 2023 年的饱满度 a 有所减少, 即相同体长的个体重量更轻。从同一区域不同时间的研究结果来看, 胡艳等^[12]对 2012 年长江口近岸水域的棘头梅童鱼生物学参数进行分析, 得出其 a 值为 2×10^{-5} (体长单位为 mm), 按本研究长度单位 (cm) 换算后为 1.922×10^{-2} , 本研究结果与其相较有所增长。从不同研究区域来看, 麻秋云等^[37]对东海三种石首鱼的研究中, 得出 2015—2018 年浙江近海棘头梅童鱼的 a 值为 1.06×10^{-2} 。吉群等^[38]对 2020 年闽东海域棘头梅童鱼进行生物学参数分析得出 a 值为 4.5×10^{-6} (体长单位为 mm, 经换算为 8.8×10^{-3}); 赖丽华等^[39]对 2017—2020 年珠江口棘头梅童鱼的种群特征进行研究, 并得出该种群 a 值为 3.0×10^{-5} (体长单位为 mm, 经换算为 2.4×10^{-2})。本研究结果与长江口和珠江口较为接近, 均大于东海及闽东海域研究结果。这表明, 相较于海洋生态系统, 珠江口与长江口同属河口生态系统, 且其所属海域年平均温度偏高, 饵料生物更为丰富, 为棘头梅童鱼提供了较为理想的栖息环境^[40-41]。

鱼类生长参数 b 可以反映鱼类是否为异速生长^[42]。Froese^[43]研究表明, 大多数鱼类的 b 值通常位于 2.7 至 3.4 之间, 本研究计算得出的生长参数 b 值为 2.87, 符合该范围, 因此结果具有合理性。其小于 3 为负异速生长, 说明其体长较体质量增长速率略快, 这与其他学者长江口 (2.98) 以及珠江口棘头梅童鱼 (2.90) 的研究结果^[12,34]相符。棘头梅童鱼的平均体长、体质量以及生长参数在禁渔后的变化表明, 禁渔后棘头梅童鱼的个体规格变大, 同时生长速率有所提高, 这显示出禁渔措施对长江口棘头梅童鱼生长有着积极影响。

3.2 禁渔前后棘头梅童鱼死亡系数的差异

从种群角度, 禁渔后长江口棘头梅童鱼的总死亡系数明显增加。本质上, 总死亡系数可以反映鱼类的年生产量^[44], 因此长江口棘头梅童鱼总死亡系数的增加意味着其在禁渔后对生态系统的生产量贡献更高。从总死亡系数的构成来看, 长江口棘头梅童鱼总死亡系数的增加主要由自然死亡系数的大幅增加所导致。由于棘头梅童鱼是长

江口众多肉食性鱼类的饵料生物^[45], 禁渔导致的这些肉食性鱼类生物量增加^[6], 也会使得其摄食更多的棘头梅童鱼, 从而导致了棘头梅童鱼自然死亡系数的升高。这也同时说明针对整个海域生态系统的禁渔, 对不同种类的影响差异显著, 尤其是对自然死亡系数的影响存在明显的物种间差异。例如不同于棘头梅童鱼和隆头鹦嘴鱼 (*Bolbo-metopon muricatum*) 在禁渔后 M 增加的现象^[46], 长江上游圆筒吻鲷 (*Rhinogobio cylindricus*) 在禁渔后自然死亡系数明显减低^[32]; 瑞典西海岸海洋保护区中欧洲龙虾 (*Homarus gammarus*) 1989 年开始被禁捕之后, 1994—2007 年间其 M 持续下降^[47]。

值得注意的是, 本研究应用禁渔后的调查数据仍估算出了非零的捕捞死亡系数 (0.02), 这一方面是分析方法的缺陷所导致的, 在渔业资源评估中, 基于体长的总死亡系数估算模型均依赖于稳态年龄结构假设, 即要求种群满足恒定补充与恒龄恒时死亡率两个条件^[22]。然而, 实际渔业种群极少满足此类理想化假设, 导致基于体长法的总死亡系数估计值普遍存在高估现象^[22]。本研究中的捕捞死亡系数是通过总死亡系数与自然死亡系数差值间接估算得出, 前者基于统计方法, 后者多为经验公式, 因此该捕捞死亡系数可能存在极大不确定性。另一方面, 由于棘头梅童鱼分布于长江口及邻近海域, 在长江口及其邻近水域开展的水生生物资源调查、长江禁渔区外围水域的捕捞作业也会导致一定的捕捞死亡情况。

3.3 禁渔对棘头梅童鱼资源状态的影响

胡艳等^[12]对 2012—2013 年长江口水域棘头梅童鱼的研究表明其当时处于过度捕捞状态, 本研究应用 SSBPR 模型估算了棘头梅童鱼在 2017—2023 年间的资源状态, 结果表明在禁渔前, 棘头梅童鱼的开发强度虽还未达到目标参考点, 但已明显低于限制性参考点, 开发强度相对适宜。棘头梅童鱼资源状态的变化有可能是由于全面禁渔前期长江口渔业活动的降低所导致, 2016 年长江流域禁渔期由之前的 3 个月延长至 4 个月^[48], 2019 年农业农村部禁止对刀鲚、凤鲚 (*Coilia mystus*)、中华绒螯蟹 (*Eriocheir sinensis*) 资源的生

产性捕捞,这些管控措施均降低了长江口水域的捕捞压力^[49]。在禁渔后,棘头梅童鱼的生物学参考点 $F_{20\%}$ 和 $F_{40\%}$ 分别增加为 0.99 和 0.47。这进一步说明禁渔后渔业强度骤降,造成长江口棘头梅童鱼单位补充量亲体生物量迅速升高,从而促进资源增长,同近年来在长江流域开展的较多研究相似^[50-52]。本研究也表明,长江十年禁渔的实施以及长江口禁渔区的扩大,显著促进了包括棘头梅童鱼在内的水生生物资源恢复。

3.4 参数不确定性分析

渔业调查、评估和管理的各个环节普遍存在引入误差的可能^[53],造成了观测、建模和执行等方面的不确定性^[54-55]。在鱼类体长-体质量关系分析方面,本研究基于禁渔前、后长江口棘头梅童鱼体长与体质量数据,利用线性混合效应模型研究了长江口棘头梅童鱼在 2017—2023 年生长的异质性。线性混合效应模型能够量化本研究中禁渔状态对体长-体质量关系的随机效应。若将禁渔前后数据分割独立拟合,会忽略种群动态的时空连续性,可能高估管理措施对生长模式的短期影响,同时低估环境因子的协同作用。

在种群潜在生产力评估上,自然死亡系数起着至关重要的作用^[56],而目前缺乏 M 的直接估算方法,多通过经验公式估算。本研究采用了目前渔业科学领域最常用的 Pauly 经验公式基于禁渔前后的生长参数和环境温度,分别估算了两个阶段的 M 值。而禁渔后捕捞死亡系数为零, M 也可直接等于总死亡系数 Z ,经验公式的 M 估计值和 Z 十分接近,也在一定程度上佐证了估算结果的准确性。另一方面,本研究通过敏感性分析探讨了自然死亡系数对 SSBPR 模型分析结果的影响。当自然死亡系数从 0.52 增加至 1.70 时,单位补充量亲体生物量大幅下降。同时,生物学参考点 $F_{20\%}$ 和 $F_{40\%}$ 的增加幅度超过了自然死亡系数的变化幅度,说明 SSBPR 模型的准确性高度依赖于准确的鱼类自然死亡系数估算。因此,在进行资源评估和种群状态分析时,应尽可能提高自然死亡系数估算的准确性,采用多种方法进行综合分析,并结合敏感性分析以增强评估结果的可靠性。

4 结论

本研究综合分析了禁渔前后长江口及其邻近海域棘头梅童鱼的个体长度、体质量、生长、死亡等生活史特征参数,并通过多种生物学参考点评价了其种群的资源状态。结果表明,在长江禁渔政策实施后,尤其是长江口禁渔区扩大后,由于针对该海域生态系统的所有捕捞活动全面停止,长江口棘头梅童鱼个体体长与体质量均有所增加,生长速率提高同时渐近体长增大,单位补充量亲体生物量大幅升高,资源状态得到明显改善。以上结果直接反映出禁渔措施对棘头梅童鱼种群的积极影响,但同时禁渔后同等体长下体质量的降低和自然死亡率的升高,也体现了针对整个生态系统的禁渔对不同物种生活史参数的影响存在明显的异质性。本研究只分析了禁渔前后短时间内棘头梅童鱼的种群动力学变化,未来应对长江口及其邻近海域持续监测调查,在生态系统层面研究中长时间尺度的禁渔效果。

参考文献:

- [1] 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.]
- [2] Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. Notice of the Ministry of Agriculture and Rural Affairs on the Scope and Time of the Ban on Fishing in Key Waters of the Yangtze River Basin[CP/OL]. http://www.cjyzbgs.moa.gov.cn/tzgg/201912/t20191227_6334009.htm. [农业农村部. 农业农村部关于长江流域重点水域禁捕范围和时间的通告[CP/OL]. http://www.cjyzbgs.moa.gov.cn/tzgg/201912/t20191227_6334009.htm]
- [3] Lu W K, Zhu Z S, Liu F, et al. Evaluation of fishing ban effect in the Chishui River based on body length structure analysis[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, 48(8): 1433-1442. [鲁文楷, 朱忠胜, 刘飞, 等. 基于体长结构分析的赤水河鱼类禁渔效果评估[J]. *水生生物学报*, 2024, 48(8): 1433-1442.]
- [4] Shao H W, Lu W K, Li M Z, et al. Evaluation of fishing ban effect in the Poyang lake based on the analysis fish body length structure[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2025, 49(5): 18-29. [邵涵文, 鲁文楷, 黎明政, 等. 基于鱼类体长结构

- 分析的鄱阳湖禁渔效果评估[J]. 水生生物学报, 2025, 49(5): 18-29.]
- [5] Ma F J, Yang Y P, Fang D A, et al. Characteristics of *Coilia nasus* resources after fishing ban in the Yangtze River[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2022, 46(10): 1580-1590. [马凤娇, 杨彦平, 方弟安, 等. 长江禁捕后长江口刀鲚资源特征[J]. 水生生物学报, 2022, 46(10): 1580-1590.]
- [6] Zhang C G, Wang T, Han D Y, et al. Changes in fishery resources communities in the Yangtze River Estuary during the initial period of “10-year fishing ban” on the Yangtze River[J/OL]. Acta Hydrobiologica Sinica, DOI: 10.7541/2025.2024.0369. [张成功, 王婷, 韩东燕, 等. 长江“十年禁渔”初期长江口水域渔业资源变动[J/OL]. 水生生物学报, DOI: 10.7541/2025.2024.0369.]
- [7] Song W, Gan W, Xie Z L, et al. Small RNA sequencing reveals sex-related miRNAs in *Collichthys lucidus*[J]. Frontiers in Genetics, 2022, 13: 955645.
- [8] Zhu Y D. Fish Fauna of the East China Sea[M]. Beijing: Science Press, 1963. [朱元鼎. 东海鱼类志[M]. 北京: 科学出版社, 1963.]
- [9] Ou Y J, Liao R, Li J E, et al. Studies on the spawning period and growth of *Collichthys lucidus* in estuary of Pearl River based on otolith daily annulus[J]. Journal of Oceanography in Taiwan Strait, 2012, 31(1): 85-88. [区又君, 廖锐, 李加儿, 等. 利用耳石日轮研究珠江口棘头梅童鱼的产卵期及生长[J]. 台湾海峡, 2012, 31(1): 85-88.]
- [10] Huang L M, Li J, Xie Y J, et al. Study of the *Collichthys lucidus* fisheries resources of the Minjiang Estuary and its adjacent waters[J]. Journal of Oceanography in Taiwan Strait, 2010, 29(2): 250-256. [黄良敏, 李军, 谢仰杰, 等. 闽江口及其附近海域棘头梅童鱼资源的研究[J]. 台湾海峡, 2010, 29(2): 250-256.]
- [11] He B Q, Li H Q. Stock assessment of *Collichthys lucidus* in Pearl River estuary[J]. Journal of Fisheries of China, 1988, 12(2): 125-134. [何宝全, 李辉权. 珠江河口棘头梅童鱼的资源评估[J]. 水产学报, 1988, 12(2): 125-134.]
- [12] Hu Y, Zhang T, Yang G, et al. Assessment of resource situation of *Collichthys lucidus* in coastal waters of the Yangtze estuary[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(9): 2867-2873. [胡艳, 张涛, 杨刚, 等. 长江口近岸水域棘头梅童鱼资源现状的评估[J]. 应用生态学报, 2015, 26(9): 2867-2873.]
- [13] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. Specifications for oceanographic survey Part 3 Sample collection, storage and transportation [S]. Beijing: Standards Press of China, 2007. [中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 海洋监测规范 第 3 部分: 样品采集、贮存与运输[S]. 北京: 中国标准出版社: 2007.]
- [14] Standardization Administration of the People's Republic of China. Specifications for oceanographic survey: Part 6: Marine biological survey: GB/T 12763.6—2007[S]. Beijing: Standards Press of China, 2007.] 国家质量监督检验检疫总局 中国国家标准化管理委员会. 海洋调查规范 第 6 部分: 海洋生物调查: GB/T 12763.6—2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [15] Zhan B Y. Fish Stock Assessment[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1995. [詹秉义. 渔业资源评估[M]. 北京: 中国农业出版社, 1995.]
- [16] Wieczorek J, Lei J. Model selection properties of forward selection and sequential cross-validation for high-dimensional regression[J]. Canadian Journal of Statistics, 2022, 50(2): 454-470.
- [17] Bates D, Mächler M, Bolker B, et al. Fitting linear mixed-effects models Using lme4[J]. Journal of Statistical Software, 2015, 67(1): 1-48.
- [18] Gayanilo F, Sparre P, Pauly D. The FAO-ICLARM stock assessment tools II (User's Guide)[R]. Rome: FAP Computerized Information Series (Fisheries), 2005.
- [19] Bailey R S. Fish population dynamics in tropical waters: A manual for use with programmable calculators[J]. Fisheries Research, 1986, 4(2): 171-173.
- [20] Michael K. Fisheries Biology, Assessment and Management[M]. Oxford: Blackwell Publishing Ltd., 2007.
- [21] Pauly D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks[J]. Journal Du Conseil, 1980, 39(2): 175-192.
- [22] Pauly D. Length-converted catch curves and the seasonal growth of fishes[J]. Fishbyte, 1990, 8: 33-38.
- [23] Mildenerberger T K, Taylor M H, Wolff M. TropFishR: An R package for fisheries analysis with length-frequency data[J]. Methods in Ecology and Evolution, 2017, 8(11): 1520-1527.
- [24] Nelson G A. Fishmethods: fishery science methods and models in R[DB/OL]. [2019-11-01]. <https://CRAN.R-project.org/package=fishmethods>.
- [25] Gao W F, Sun D Q, Jiang X T, et al. Morphological differences and growth of *Collichthys lucidus* in coastal areas of Liaoning[J]. Journal of Economic Animal, 2017, 21(2): 87-95. [高伟峰, 孙德启, 姜欣彤, 等. 辽宁沿海棘头梅童鱼的形态差异及年龄生长的研究[J]. 经济动物学报, 2017, 21(2): 87-95.]
- [26] Wu Z X, Chen X L. *Collichthys lucidus* Richardson a

- preliminary study on the age and phasic growth of *collichthys lucidus*[J]. Journal of Zhejiang College of Fisheries, 1991, 10(2): 140-143. [吴振兴, 陈贤亮. 棘头梅童鱼年龄与阶段生长的初步研究[J]. 浙江水产学院学报, 1991, 10(2): 140-143.]
- [27] Li Y F, Li C, Zhu S L, et al. Exploitation status of *Megalobrama terminalis* based on analysis of SBR and YPR models in Xijiang River[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2018, 42(5): 975-983. [李跃飞, 李策, 朱书礼, 等. 基于单位补充量模型的西江广东鲂种群资源利用现状评价[J]. 水生生物学报, 2018, 42(5): 975-983.]
- [28] Li C, Li X H, Li Y F, et al. Exploitation status of *Squaliobarbus curriculus* in the Xijiang River based on the analysis of the yield per recruit and spawning biomass per recruit models[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2019, 26(1): 151-160. [李策, 李新辉, 李跃飞, 等. 基于单位补充量模型的西江赤眼鲮种群资源利用现状评价[J]. 中国水产科学, 2019, 26(1): 151-160.]
- [29] Mace P M. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1994, 51(1): 110-122.
- [30] Feng B, Xu Y, Lu H S. A modeling evaluation of effects of closed season on paragyrops Edita in Beibu Gulf[J]. Resources Science, 2009, 31(12): 2201-2207. [冯波, 徐翼, 卢伙胜. 北部湾二长棘鲷休渔效果模拟评价[J]. 资源科学, 2009, 31(12): 2201-2207.]
- [31] Cui M Y, Tian S Q, Ma Q Y, et al. Assessment for Japanese scad *Decapterus maruadsi* fishery in offshore waters of southern Zhejiang based on per recruitment model[J]. Fisheries Science, 2022, 41(5): 727-737. [崔明远, 田思泉, 麻秋云, 等. 基于单位补充量模型的浙江南部海域蓝圆鲹资源评价[J]. 水产科学, 2022, 41(5): 727-737.]
- [32] Han Y, He Y F, Gou Z Y, et al. Growth characteristics and changes of *Rhinogobio cylindricus* in the upper reaches of the Yangtze River after ten-year fishing ban[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2025, 49(2): 34-42. [韩毓, 何勇凤, 苟钟友, 等. 长江十年禁渔后长江上游圆筒吻鲃生长特征及其变化[J]. 水生生物学报, 2025, 49(2): 34-42.]
- [33] Li H F, Yu X J, Wu B B, et al. Temporal and spatial distribution characteristics of fish resources in a typical river-lake confluence ecosystem during the initial period of fishing ban[J]. Fishes, 2024, 9(12): 492.
- [34] Shi D F, Zhang K, Cai Y C, et al. Stock assessment of *Collichthys lucidus* in the Pearl River Estuary in data-limited conditions[J]. Marine Fisheries, 2022, 44(4): 435-445. [史登福, 张魁, 蔡研聪, 等. 数据有限条件下珠江口棘头梅童鱼资源状况评估[J]. 海洋渔业, 2022, 44(4): 435-445.]
- [35] Lu C, Wang H B, Lin X F, et al. Acoustic assessment of *Collichthys Lucidus* resources in the winter of 2023 in the cooling water area of Ningde Nuclear Power Plant[J]. Fishery Information & Strategy, 2024, 39(1): 39-48. [鲁超, 王洪波, 林先飞, 等. 2023 年冬季宁德核电冷源海域棘头梅童鱼(*Collichthys lucidus*)资源声学评估[J]. 渔业信息与战略, 2024, 39(1): 39-48.]
- [36] Chen F, Zhang H L, Fang Z, et al. Length-weight relationships for 15 fish species in the East China Sea mainly captured by the commercial fishery and subelemented by survey samples[J]. Journal of Applied Ichthyology, 2020, 36(4): 536-538.
- [37] Ma Q Y, Tian S Q, Han D Y, et al. Growth and maturity heterogeneity of three croaker species in the East China Sea[J]. Regional Studies in Marine Science, 2021, 41: 101483.
- [38] Ji Q, Song W, Xu W J, et al. Analysis of morphological characteristics and related biological parameters of *Collichthys lucidus*[J]. Fisheries Science & Technology Information, 2023, 50(3): 146-151. [吉群, 宋炜, 许文军, 等. 棘头梅童鱼形态特征及其相关生物学参数分析[J]. 水产科技情报, 2023, 50(3): 146-151.]
- [39] Lai L H, Zhang S Z, Lu L Y, et al. Population characteristics of *Collichthys lucidus* in the Pearl River Estuary during 2017 and 2020[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(5): 1413-1419. [赖丽华, 张申增, 陆丽仪, 等. 2017—2020 年珠江口棘头梅童鱼的种群特征[J]. 应用生态学报, 2022, 33(5): 1413-1419.]
- [40] Li L Q, Wang Y, Wang B, et al. Spatiotemporal distribution of plankton community structure in the Yangtze River Estuary in the summer of 2009-2021 and its influencing factors[J]. Research of Environmental Sciences, 2024, 37(2): 233-245. [李立群, 王艳, 王彪, 等. 2009—2021 年夏季长江口海域浮游生物群落结构时空分布特征及其影响因素研究[J]. 环境科学研究, 2024, 37(2): 233-245.]
- [41] Wang D, Lin Z J. Spatial and temporal variations of fish community structure in the Pearl River Estuary waters[J]. South China Fisheries Science, 2006, 2(4): 37-45. [王迪, 林昭进. 珠江口鱼类群落结构的时空变化[J]. 南方水产, 2006, 2(4): 37-45.]
- [42] Ricker W E. Computation and interpretation of biological statistics of fish population[J]. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 1975, 191: 1-382.
- [43] Froese R. Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations[J]. Journal of Applied Ichthyology, 2006, 22(4): 241-253.

- [44] Ulanowicz R E. Growth and Development[M]. New York: Springer-Verlag, 1986.
- [45] Wang W, Zhao X J, Ding L, et al. Research on the structure and characteristics of Chongming Island adjacent waters ecosystem based on Rpath[J]. Haiyang Xuebao, 2024, 46(1): 121-130. [王文, 赵修江, 丁玲, 等. 基于 Rpath 的崇明岛周边海域生态系统结构和特征研究[J]. 海洋学报, 2024, 46(1): 121-130.]
- [46] Friedlander A M, Bukurrou A, Filous A, et al. Assessing and managing charismatic marine megafauna in Palau: Bumphead parrotfish (*Bombometopon muricatum*) and Napoleon wrasse (*Cheilinus undulatus*)[J]. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 2023, 33(4): 349-365.
- [47] Moland E, Ulmestrand M, Olsen E M, et al. Long-term decrease in sex-specific natural mortality of European lobster within a marine protected area[J]. Marine Ecology Progress Series, 2013, 491: 153-164.
- [48] Xinhua News Agency. Yangtze River fishing ban extended from 3 to 4 months[J]. Fisheries Science & Technology Information, 2016, 43(03): 161. [新华社. 长江禁渔时间由 3 个月延长至 4 个月[J]. 水产科技情报, 2016, 43(03): 161.]
- [49] Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. Notice of the Ministry of Agriculture and Rural Affairs on adjusting the management system of special fishing in the Yangtze River Basin[EB/OL]. (2019-05-21). http://www.cjyzbgs.moa.gov.cn/zcjd/201905/t20190521_6313317.htm. [中华人民共和国农业农村部. 农业农村部关于调整长江流域专项捕捞管理制度的通告[EB/OL]. (2019-05-21). http://www.cjyzbgs.moa.gov.cn/zcjd/201905/t20190521_6313317.htm]
- [50] Xia Z J, Wang Q, Brosse S, et al. Trait-based analyses reveal the recovery of riverine fish communities after a fishing ban[J]. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 2025, 35(1): 431-445.
- [51] Tang C, Deng H T, Tian H W, et al. Interannual variation of the community structure and diversity of rare and endemic fish in the upper reaches of the Yangtze River section from Yibin to Jiangjin[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2024, 31(11): 1273-1290. [唐成, 邓华堂, 田辉伍, 等. 长江上游宜宾至江津江段珍稀特有鱼类群落结构及多样性年际变化[J]. 中国水产科学, 2024, 31(11): 1273-1290.]
- [52] Lu S C, Ye H M, Lin Y H, et al. Structural characteristics and interannual changes of fish communities in Yibin section of the upper reaches of the Yangtze River during the early stage of the fishing ban[J]. Freshwater Fisheries, 2024, 54(6): 35-47. [禄盛超, 叶海明, 林艳红, 等. 禁捕初期长江上游宜宾段鱼类群落结构特征及年际变化[J]. 淡水渔业, 2024, 54(6): 35-47.]
- [53] FAO. Code of Conduct for Responsible Fisheries[M]. Rome: FAO, 1995.
- [54] Caddy J F, Mahon R. Reference Points for Fisheries Management[M]. FAO Fisheries Technical Paper, No. 347, Rome, 1995.
- [55] Haddon M. Modelling and Quantitative Methods in Fisheries[M]. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2011.
- [56] Liu Y W, Zhang C L, Liu S D, et al. Yield per recruitment evaluation of *Oratosquilla oratoria* in coastal waters of Shandong[J]. Journal of Fisheries of China, 2020, 44(2): 213-221. [刘逸文, 张崇良, 刘淑德, 等. 山东近海口虾蛄单位补充量渔获量评估[J]. 水产学报, 2020, 44(2): 213-221.]

Changes in life history traits and stock status of *Collichthys lucidus* in the Yangtze River Estuary pre- and post-fishing ban

ZHENG Linlin¹, ZHOU Yufei¹, MA Qiuyun^{1*}, CHEN Jinhui^{2, 3}, WEI Guang'en², JIA Zehua^{2, 3}

1. College of Marine Living Resource Sciences and Management, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;
2. Center for Protection and Research of Aquatic Wild Living Plants and Animals in Shanghai, Shanghai 201306, China;
3. Joint Laboratory for Monitoring and Conservation of Aquatic Living Resources in the Yangtze Estuary, Shanghai 201306, China

Abstract: The ten-year fishing ban policy in the Yangtze River provides a key research opportunity to reveal the adaptive response mechanisms of fish life history strategies to the lifting of fishing pressure. This study estimated

the life history parameters of *Collichthys lucidus* using linear mixed-effects models, von Bertalanffy growth equation, and length-converted catch curve, based on samples collected from the resource survey of the Yangtze River Estuary in the pre- and post-fishing ban time periods (2017–2023). Spawning stock biomass per recruitment models were then applied to estimate the stock status during pre-ban and post-ban period. Finally, short-term changes were analyzed and summarized in the life history characteristics and stock status of *C. lucidus* after the fishing ban. The results showed that the mean body length of the *C. lucidus* in the Yangtze River estuary increased from 7.86 cm pre-fishing ban (2017–2020) to 9.22 cm post-ban (2021–2023), and the mean body mass increased from 10.12 g to 16.19 g. The results of the optimal linear mixed-effects model indicated that the estimated value of the growth parameter b for *C. lucidus* was 2.87, and that the estimated values of condition factor a for *C. lucidus* were 2.32×10^{-2} – 2.36×10^{-2} during 2017–2021, and then decreased to 2.14×10^{-2} in 2022 and 2023. Similarly, the growth rate of *C. lucidus* estimated based on von Bertalanffy's growth equation increased from 0.17 (pre-fishing ban) to 0.26 (post-fishing ban), and the infinite length of *C. lucidus* increased from 15.86 cm to 19.53 cm. The total mortality coefficient of *C. lucidus* in the Yangtze River Estuary increased from 0.66 pre-fishing ban to 0.80 post-ban, which was mainly due to the increase of natural mortality coefficient (0.52 to 0.78) after the fishing ban. Spawning stock biomass per recruitment for *C. lucidus* increased substantially from 0.45 pre-fishing ban to 14.66 post-ban. Before the fishing ban, its biological reference points ($F_{20\%}$, $F_{40\%}$) were 0.23 and 0.13 with corresponding SSBPR values of 0.24 and 0.48, while post the fishing ban these reference points changed to 0.99 and 0.47 with SSBPR increased to 3.08 and 6.16, respectively. Sensitivity analysis showed that the SSBPR model result were highly influenced by the estimation of natural mortality, and as the natural mortality coefficients increased, the corresponding SSBPR_{20%} and SSBPR_{40%} both decreased gradually. The results of this study are expected to provide an in-depth understanding of the resource dynamics of the *C. lucidus* during post-fishing ban period, and to provide support for the evaluation of the effectiveness of the fishing ban in the Yangtze River.

Key words: Yangtze River fishing ban; *Collichthys lucidus*; data-limited method; population dynamics

Corresponding author: MA Qiuyun. E-mail: qyma@shou.edu.cn