

基于体长结构分析的赤水河鱼类禁渔效果评估

鲁文楷 朱忠胜 刘飞 高欣 刘焕章

EVALUATION OF FISHING BAN EFFECT IN THE CHISHUI RIVER BASED ON BODY LENGTH STRUCTURE ANALYSIS

LU Wen-Kai, ZHU Zhong-Sheng, LIU Fei, GAO Xin, LIU Huan-Zhang

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.7541/2024.2023.0369>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

近十年来赤水河不同江段鱼类群落年际变化特征

INTERANNUAL VARIATIONS OF FISH ASSEMBLAGE IN THE CHISHUI RIVER OVER THE LAST DECADE

水生生物学报. 2020, 44(1): 122–132 <https://doi.org/10.7541/2020.015>

赤水河两种荷马条鳅属鱼类的遗传多样性及谱系生物地理学过程分析

GENETIC DIVERSITY AND PHYLOGEOGRAPHY OF TWO *HOMATULA* SPECIES (TELEOSTEI: NEMACHEILIDAE) IN THE CHISHUI RIVER

水生生物学报. 2017, 41(2): 356–362 <https://doi.org/10.7541/2017.43>

赤水河半鲮的遗传多样性和种群历史动态分析

GENETIC DIVERSITY AND POPULATION DEMOGRAPHIC HISTORY OF *HEMICULTERELLA SAUVAGEI* IN THE CHISHUI RIVER

水生生物学报. 2018, 42(1): 106–113 <https://doi.org/10.7541/2018.014>

赤水河产漂流性卵鱼类的繁殖活动及其与环境因子之间的关系

RELATIONSHIPS BETWEEN REPRODUCTION ACTIVITIES OF FISHES WITH DRIFTING EGGS AND ENVIRONMENTAL FACTORS IN THE CHISHUI RIVER

水生生物学报. 2019, 43(S1): 77–83 <https://doi.org/10.7541/2019.170>

西昌华吸鳅的微卫星引物筛选及赤水河四个地理种群的遗传多样性分析

ISOLATION OF MICROSATELLITE LOCI AND GENETIC DIVERSITY ANALYSIS OF *SINOCASTROMYZON SICHANGENSIS*

水生生物学报. 2019, 43(6): 1224–1230 <https://doi.org/10.7541/2019.145>

基于鱼类物种状况的长江生态环境质量评估

ECOLOGICAL ASSESSMENT OF THE YANGTZE RIVER ENVIRONMENT BASED ON FISH SPECIES RICHNESS

水生生物学报. 2021, 45(6): 1385–1389 <https://doi.org/10.7541/2021.2021.0269>



关注微信公众号，获得更多资讯信息

doi: 10.7541/2024.2023.0369

基于体长结构分析的赤水河鱼类禁渔效果评估

鲁文楷¹ 朱忠胜² 刘飞¹ 高欣^{1*} 刘焕章^{1*}

(1. 中国科学院水生生物研究所, 中国科学院水生生物多样性与保护重点实验室, 武汉 430072;
2. 遵义市农业农村局, 遵义 563000)

摘要: 为评估赤水河禁渔效果, 研究分析了禁渔前5年(2012—2016年)与禁渔后5年(2017—2021年) 20种主要鱼类种群的平均体长、种群体长比例分布(Proportional size distribution, PSD)及种群中性成熟个体占比变化。结果显示: 在禁渔持续5年后, 主要物种个体小型化初步缓解, 大个体及性成熟个体占比增加, 种群结构得到优化。其中, 16种鱼类种群平均体长增长1.7%—104.5% ($P<0.05$); 种群PSD值增长1—57 ($P<0.05$); 13种鱼类种群中性成熟个体占比增加1.0%—81.4%。但是, 并非所有物种都呈现一致性的表现, 有2种鱼类种群平均体长及PSD值无显著变化; 2种鱼类种群平均体长下降2.4%—6.2% ($P<0.05$), 种群PSD值下降3—15 ($P<0.05$)。7种鱼类种群中性成熟个体占比下降0.8%—18.1%。在禁渔后, 20种主要鱼类的种群体长结构变化存在差异, 这表明尽管大部分的优势鱼类种群结构得到有效改善, 赤水河鱼类的全面恢复却尚未实现。禁渔措施在促进部分鱼类资源恢复的同时, 也改变了鱼类群落结构, 并推动了整个水域生态系统的动态调整。因此文章建议, 赤水河禁渔应当持续, 并应在此基础上开展全面、长期、连续的监测和研究, 以期实现赤水河鱼类资源的有效恢复和生态系统服务功能的提升, 并为长江十年禁渔效果的评估及未来资源管理和生态保护提供可靠的理论和技术支撑。

关键词: 体长结构; 体长比例分布; 性成熟个体占比; 十年禁渔; 鱼类种群; 赤水河

中图分类号: S932.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2024)08-1433-10



过度捕捞是影响鱼类资源的主要因素之一, 大规模的捕捞活动使得经济鱼类资源大幅衰退, 种群结构遭到严重破坏^[1]。据统计, 全球约63%的渔业评估物种正处于资源极度衰退的状态^[2]。为了实现渔业资源的可持续利用, 修复水生生态系统的结构和功能, 许多国家纷纷采取多种渔业管理措施以期恢复濒临崩溃的鱼类种群, 例如控制捕捞规模、进行渔具改进、设立禁渔区和禁渔期等^[3]。在实施渔业管理之后, 东北大西洋及西北太平洋地区近百种鱼类种群得到有效恢复^[4—7]。然而, 研究发现, 尽管这些渔业管理措施在某些地区取得了显著成果, 但并不能确保所有鱼类的种群资源都得到全面恢复^[8]。

这提示我们需要进行更深入的研究和更全面的管理策略, 以更好地应对不同地区和物种的复杂渔业生态系统。

长江, 作为中国第一大河, 既是生物多样性保护的热点区域, 也是我国淡水渔业的宝贵种质资源库。由于过度捕捞、水利工程建设、水环境污染、外来种入侵和江湖阻隔等人类活动干扰, 长江天然鱼类资源严重衰退^[9—14]。赤水河是长江上游唯一一条干流未修建梯级电站的一级支流, 也是长江上游珍稀、特有鱼类国家级自然保护区的重要组成部分。赤水河自然生态良好, 分布有鱼类167种, 其中长江上游特有鱼类45种^[15, 16], 在长江上游珍稀

收稿日期: 2023-11-10; **修订日期:** 2024-01-26

基金项目: 科技基础资源调查专项(2022FY100400); 三峡工程运行安全综合监测系统, 库区维护和管理基金(2136703); 中国生物多样性监测与研究网络-内陆水体鱼类多样性监测网资助; 知识创新专项-基础研究项目(2022020801010141)资助 [Supported by the National Science and Technology Basic Resources Survey Special Project (2022FY100400); The Comprehensive Safety Monitoring System of Three Gorges Project, Reservoir Operation and Management Fund (2136703); The Sino-BON-Inland Water Fish Diversity Observation Network; Knowledge Innovation Program of Wuhan-Basic Research (2022020801010141)]

作者简介: 鲁文楷(2000—), 男, 博士, 主要从事鱼类种群生态学。E-mail: 1139203909@qq.com

通信作者: 高欣(1980—), 男, 博士, 副研究员; 主要从事鱼类生态学研究。E-mail: gaixin@ihb.ac.cn 刘焕章(1966—), 男, 博士, 研究员; 主要从事进化生物学和保护生物学研究。E-mail: hzliu@ihb.ac.cn *共同通信作者

特有鱼类保护方面具有不可替代的作用^[17]。但是,在2017年以前,受捕捞等因素的影响,赤水河也同样面临鱼类资源衰退、鱼类种群结构破坏等问题^[15, 18]。为了保护 and 恢复鱼类资源,提高水生生态系统的完整性,赤水河于2017年1月1日率先实施了为期十年的全面禁渔管理,成为长江“十年禁渔”先行示范区。这一举措旨在通过禁渔来推动鱼类资源的恢复,为整个长江流域的水生态系统注入新的生机,并为其他地区提供实践经验和示范效应。迄今为止,赤水河已全面禁渔5年,禁渔后鱼类种群如何变化及禁渔效果如何是亟需回答的重要问题。同时,需要建立禁渔效果评估的指标体系,为长江十年禁渔效果的评估提供理论和技术基础,并为深入了解禁渔政策的影响、未来的管理决策提供可靠的科学支持。

在众多可用的渔业评估指标中,鱼类的体长是最为常见、经济且信息量最大的生物学指标之一。通过分析鱼类体长数据,可以迅速了解鱼类种群的结构特征,为种群评估和管理提供科学依据^[19, 20]。鱼类种群的体长结构反映了鱼类繁殖、生长与死亡三种动态速率之间的相互作用,也是影响种群丰度、空间分布的关键功能特征^[21, 22]。体长频率分布是评估鱼类种群体长结构常用方法之一^[23],通常以频率直方图的方式展示。然而,这种方法无法量化分析不同状态种群之间的特征差异。因此,体长比例分布(Proportional size distribution, PSD)被提出以量化和评估种群结构状况,其作为渔业评估指标已在多种淡水鱼类中得到应用^[19, 24–27]。PSD可直

观地反映鱼类种群中个体的大小分布,将PSD与其他种群指标相结合,可以深入了解鱼类种群状况及种群动态^[27]。此外,过度捕捞造成繁殖群体的下降是引起渔业资源衰退的最重要原因之一^[28]。因此,种群中性成熟个体占比也是评估禁渔效果的重要指标之一。

本研究于禁渔前5年(2012—2016年)与禁渔后5年(2017—2021年)在赤水河开展鱼类资源调查,通过分析禁渔前后主要鱼类种群的平均体长、PSD值和性成熟个体占比变化,从种群体长结构层面对赤水河禁渔效果进行评估,为赤水河鱼类资源保护与管理工作的开展提供科学依据,也为长江十年禁渔效果评估提供参考。

1 材料与方法

1.1 采样地点及采样方法

赤水河(104°45′—106°51′E, 27°20′—28°50′N)发源于乌蒙山北麓的云南省镇雄县赤水河镇,于四川省合江县汇入长江,干流长约437 km。赤水河镇至茅台镇为上游,长225 km,落差1275 m;茅台镇至赤水市为中游,长158 km,落差158 m;赤水市至合江县为下游,长54 km,天然落差16 m^[29]。赤水河上、中游山谷幽深、水流湍急。下游河宽水深,水流平缓^[30, 31]。

在赤水河干流共设置4个采样点(图1),分别为坡头镇、赤水镇、赤水市及合江县。于2012—2021年每年5—6月和9—10月进行鱼类资源调查,每次调查20d。鱼类样品的收集主要通过自主采样方式进

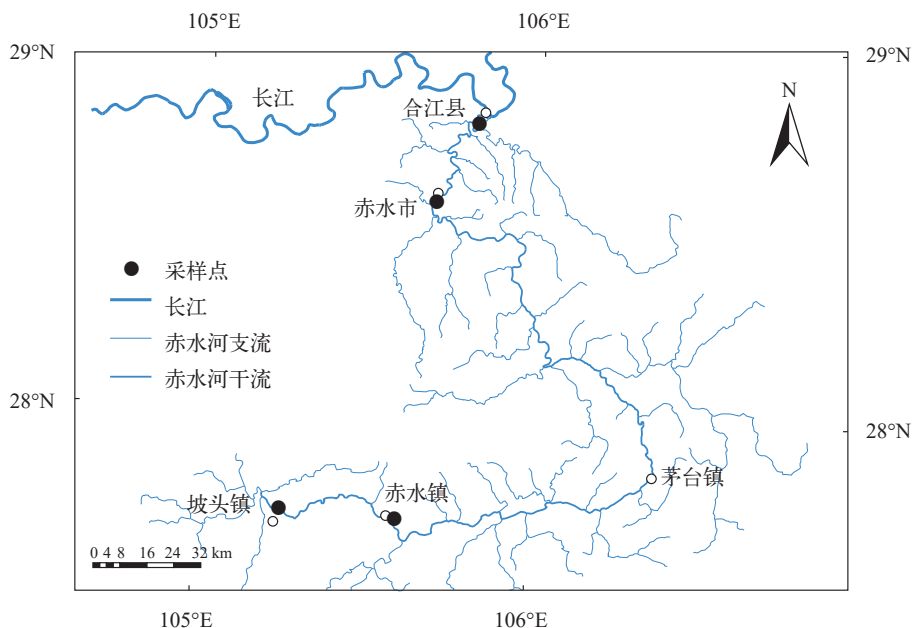


图1 赤水河鱼类资源调查样点

Fig. 1 Fish resource survey sites in Chishui River

行, 禁渔前后采样网具均为定置刺网(网长100 m, 网高1.5 m, 网目2—5 cm)及小钩(500个)。每天18:00左右下网, 次日6:00左右收网。对收集到的鱼类样本, 进行种类鉴定^[32, 33]。针对每天采样数量超过60尾的鱼类, 随机抽取60尾个体进行测量; 对于不足60尾的鱼类, 则测量所有个体。同时记录鱼类体长(精确至1 mm)等生物学数据, 并于测量记录后放归原采集地。因捕捞而死亡的鱼类个体, 视情况制为标本或进行无害化处理。

1.2 种群平均体长分析

对鱼类体长数据进行统计分析, 计算同种鱼类禁渔前(2012—2016年)后(2017—2021年)的平均体长, 并使用*t*检验进行统计学差异分析, 所有统计值均采用平均值±标准差(mean±SD)的方式表示。

1.3 种群体长比例分布(Proportional size distribution, PSD)分析

Gabelhouse提出5单元分类法将鱼类的体长划分为5个级别: 基础长度(Stock-Length, 为该物种记录最大体长的20%)、合格长度(Quality-Length, 为该物种记录最大体长的36%)、良好长度(Preferred-Length, 为该物种记录最大体长的45%)、优秀长度(Memorable-Length, 为该物种记录最大体长的59%)和超级长度(Trophy-Length, 为该物种记录最大体长的74%)^[27]。

基于上述5单元分类法, Gabelhouse描述了计算鱼类种群PSD的传统PSD (Traditional PSD)算法^[27]。计算公式如下:

$$\text{PSD-}X = \frac{\text{种群中超过特定长度的个体占比}}{\text{种群中超过基础长度(Stock-Length)个体占比}} \times 100$$

依据5个不同的长度级别, 可以计算不同体长单元的PSD。其中: PSD-Q值为合格长度占比(PSD-Q值后文统称为PSD值), PSD-P值为良好长度占比, PSD-M值为优秀长度占比, PSD-T值为超级长度占比。

为了制定赤水河评估种的标准长度类别, 结合赤水河鱼类生长的实际情况及评估需要, 本研究采用的赤水河鱼类最大记录体长数据来源于刘飞^[18]于赤水河的鱼类资源调查结果。

PSD值的显著性由Mann-Whitney U检验实现。

1.4 种群性成熟比例分析

参考Froese和Binohlan^[34]所提出的经验公式计算各物种的性成熟体长(L_M), 并结合历史调查数据和相关文献进行核实。计算公式如下:

$$\lg L_M = 0.8979 \lg L_{\text{inf}} - 0.0782$$

式中, L_M 为性成熟体长, L_{inf} 为极限体长, 单位均为

mm。

极限体长 L_{inf} 由FiSAT-II软件中的ELEFAN I模块进行估算。

性成熟个体占比计算:

$$\text{性成熟个体占比} = \frac{\text{种群中体长超过}L_M\text{个体数量}}{\text{种群总数}} \times 100$$

1.5 使用软件及方法

数据统计及差异性分析使用IBM SPSS (version 26)进行。极限体长 L_{inf} 计算由FiSAT-II (version 1.2.2)完成。Traditional PSD计算及其95%置信区间计算由R包FSA (Version 0.9.4)实现^[35]。绘图由Origin 8.5实现。

2 结果

2.1 赤水河20种主要鱼类体长基本特征

本研究选取了禁渔前后赤水河20个常见物种进行体长结构比较分析, 能够在一定程度上代表赤水河鱼类种群基本特征, 确保了评估结果的代表性和可靠性。主要物种体长基本特征见表1。

2.2 赤水河20种主要鱼类种群平均体长变化

禁渔前赤水河20种主要鱼类种群平均体长为69.5—198.5 mm, 中位数为123.5 mm。禁渔后20种鱼类种群平均体长为87.4—270.4 mm, 中位数为158.8 mm (图2)。

其中, 16种鱼类种群平均体长增长1.7%—104.5% ($P < 0.05$); 岩原鲤与高体近红鲌种群平均体长无显著变化; 切尾拟鲢及云南光唇鱼种群平均体长下降2.4%—6.2% ($P < 0.05$)。

2.3 赤水河20种主要鱼类种群PSD变化

根据PSD值计算结果显示, 禁渔前赤水河20种主要鱼类种群PSD值为19—96, 中位数为47。禁渔后20种鱼类种群PSD为22—99, 中位数为70。种群PSD值的增加, 准确地描述了种群结构由小个体组成变为大个体组成(图3)。

其中, 16种鱼类种群PSD值增长1—57 ($P < 0.05$); 岩原鲤及高体近红鲌种群PSD值无显著变化; 切尾拟鲢和云南光唇鱼种群PSD值分别下降3和15 ($P < 0.05$)。

20种鱼类的PSD-P、PSD-M及PSD-T值均呈现不同的变化, 而这些变化趋势与PSD值的变化基本相似。以图4中的6种鱼类为例, PSD值增长的5种鱼类其PSD-P值增加了14—50, PSD-M值增加了2—44, PSD-T值增加了2—21。值得注意的是, 其中黑尾近红鲌及粗唇鲃在禁渔后的种群中首次出现了超过超级长度(Trophy-Length, PSD-T)的个体。

而PSD值下降的切尾拟鲮,其PSD-P和PSD-M值分别下降了10和3,但其PSD-T值却增长了1。

2.4 赤水河20种主要鱼类种群性成熟个体占比变化

禁渔前赤水河20种主要鱼类种群中性成熟个体占比平均为43.0%,变异范围为6.0%—90.3%,中位数为39.6%。禁渔后20种鱼类种群中性成熟个体占比平均为57.3%,变异范围为11.3%—95.0%,中位数为58.3% (图5)。

其中,13种鱼类种群性成熟个体占比增加1.0%—81.4%,7种鱼类种群性成熟个体占比下降0.8%—18.1%,分别为云南光唇鱼、切尾拟鲮、蛇鲰、岩原鲤、唇鲮、高体近红鲌及银鲰。

3 讨论

3.1 鱼类种群结构的评估方法——PSD

种群中个体的大小、年龄、空间位置、性别等结构差异是反映种群动态的重要指标。在渔业种群评估中,鱼类种群的体长结构是最易获取且最常用的指标之一^[19]。为了定量描述鱼类种群的体长结构,Anderson^[37]提出了体长比例分布(PSD)的方法。同时,他也引入了基础长度(Stock-length)的

概念,指鱼类成熟时的最小体长,或者是可被多数渔具所捕获的最小体长及具有休闲渔业价值的最小体长,从而形成大于和小于基础长度的两个长度单元的PSD模型。为了满足更多鱼类物种的渔业管理及评估需求,更多的长度单元被定义,PSD也逐渐发展为3单元模型^[38],最后发展为5单元模型^[27]。5单元PSD模型最先用于小口黑鲈(*Micropterus dolomieu*)和蓝鳃太阳鱼(*Lepomis macrochirus*)的种群评估。1985年的一项调查结果显示,美国34个州和加拿大1个省的渔业评估报告中广泛使用了PSD,其中小口黑鲈和蓝鳃太阳鱼是应用最多的物种^[39]。5单元PSD模型也在北美鱼类的种群评估中被广泛应用^[27],包括岩钝鲈(*Ambloplites rupestris*)、河黄鲈(*Perca flauescens*)和驼背太阳鱼(*Lepomis gibbosus*)等^[40]。PSD定量地描述了种群中处于不同范围体长个体的比例关系,通过不同时期PSD的比较,不仅能够反应鱼类种群结构的变化,也能在一定程度上反应鱼类的种群动态。

3.2 赤水河禁渔效果

在全面禁渔之前,赤水河鱼类表现出明显的个体小型化趋势,种群结构也被严重破坏^[15, 16, 18]。研

表1 赤水河20种主要鱼类体长和样本数量

Tab. 1 Body length and sample size of 20 major fish species in the Chishui River

物种Species	在禁渔前(2012—2016年) Before fishing ban (2012—2016)			在禁渔后(2017—2021年) After fishing ban (2017—2021)		
	样本量 Sample size	最小采样体长 Minimum sample body length (mm)	最大采样体长 Maximum Sample body length (mm)	样本量 Sample size	最小采样体长 Minimum sample body length (mm)	最大采样体长 Maximum Sample body length (mm)
瓦氏黄颡鱼 <i>Pelteobagrus vachelli</i>	16539	62	370	5831	58	379
唇鲮 <i>Hemibarbus labeo</i>	10911	55	261	4265	47	240
大鳍鱮 <i>Mystus macropterus</i>	8272	33	330	3618	59	368
粗唇鲮 <i>Leiocassis crassilabris</i>	9993	35	230	3083	38	308
蛇鲰 <i>Saurogobio dabryi</i>	9288	30	198	6514	40	241
切尾拟鲮 <i>Pseudobagrus truncatus</i>	2900	58	220	3889	60	192
高体近红鲌 <i>Ancherythroculter kurematsui</i>	2213	85	218	959	35	265
中华倒刺鲃 <i>Spinibarbus sinensis</i>	2226	55	402	1678	55	525
泉水鱼 <i>Pseudogyrincheilus prochilus</i>	1838	48	253	1254	50	228
墨头鱼 <i>Garra imberba</i>	462	45	299	1527	76	342
飘鱼 <i>Pseudolaubuca sinensis</i>	1327	95	347	1480	100	302
黑尾近红鲌 <i>Ancherythroculter nigrocauda</i>	476	35	362	1098	52	320
昆明裂腹鱼 <i>Schizothorax grahami</i>	836	32	395	912	48	415
银鲰 <i>Squalidus argentatus</i>	6004	25	155	14180	40	226
宽鳍鱮 <i>Zacco platypus</i>	1657	29	144	2721	56	152
云南光唇鱼 <i>Acrossocheilus yunnanensis</i>	1811	25	243	2770	35	237
鲇 <i>Silurus asotus</i>	1104	34	575	424	54	550
鳊 <i>Siniperca chuatsi</i>	1128	34	264	1439	41	313
翘嘴鲌 <i>Culter alburnus</i>	451	35	522	771	50	496
岩原鲤 <i>Procypris rabaudi</i>	830	79	390	268	55	380

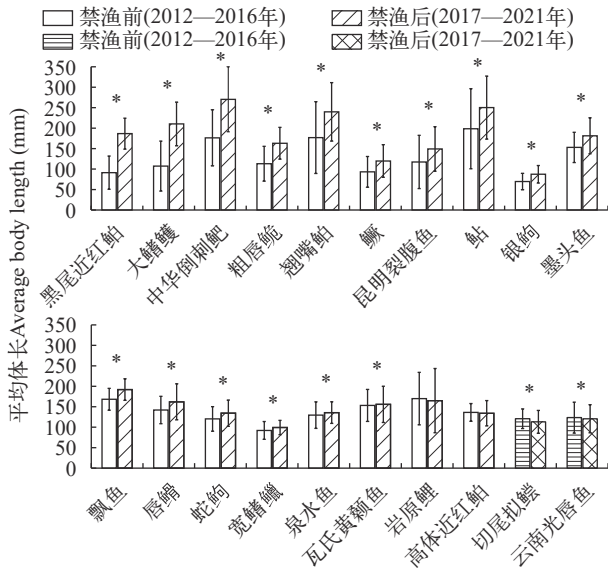


图2 赤水河20种主要鱼类种群禁渔前后平均体长变化

Fig. 2 Changes in mean body length of 20 major fish species in the Chishui River before and after fishing ban

图中所示为平均体长±标准差, “*”表示具有显著性差异($P < 0.05$), 点状柱形图所示为平均体长显著下降($P < 0.05$)的种群, 无点状为显著增加($P < 0.05$)及无显著差异的种群

Results are shown as PSD values±confidence intervals, “*” indicate significant differences ($P < 0.05$), Bar graph with dots show populations with significant decreases ($P < 0.05$) in PSD values, and which without dots show significant increases ($P < 0.05$) and populations with no significant differences

究表明, 捕捞活动往往偏向选择体型较大的个体, 从而导致种群平均体长下降。此外, 捕捞还可能通过改变鱼类体长调控基因、降低快速生长基因型频率、减少用于个体生长的能量分配等方式, 进一步加剧种群个体的小型化趋势^[44—48]。对大规模个体的选择性捕捞可能会截断种群的体长分布, 对种群结构和动态的稳定性造成破坏^[49]。而对大规模性成熟雌鱼的过度捕捞可能导致繁殖规模和补充量的急剧减少^[28], 降低鱼类种群的稳定性和对环境的适应能力, 最终导致种群资源的衰退, 甚至衰竭。

本研究显示, 禁渔5年后赤水河20种主要鱼类种群的平均体长、PSD值和性成熟个体占比得到显著增长, 表明这些物种持续多年的个体小型化趋势得到初步缓解。PSD-P、PSD-M及PSD-T的增长表明种群中各长度单元的个体数量都得到有序恢复, 各单元个体的比例分布也逐渐趋于完整与平衡, 被过度捕捞所破坏的种群结构得到优化, 禁渔效果初步显现。相关研究也指出, 随着捕捞压力减小, 鱼类体长和PSD会显著增加^[52—54]。以五大湖区密歇根湖的黄鲈(*Diploprion bifasciatum*)为例, 随着捕捞压力的减少, 其平均体长迅速发生变化, 比捕捞

期间大2—5 cm^[50]; 北美洲19个湖泊中的克拉克大马哈鱼(*Oncorhynchus clarki*)其平均体长和PSD也在捕捞努力量减少后显著增加^[50]。

健康的种群结构能够显著提升种群新生个体的补充能力, 保障种群稳定和延续^[28, 55—57]。同时, 健康的种群结构也赋予种群更强的外界干扰耐受力, 确保种群分布的空间异质性和更高水平的遗传多样性, 增强种群在环境变化与灾害下的生存能力和复原能力^[58]。禁渔措施通过恢复良好的种群结构, 有助于保障鱼类种群的生存繁衍, 为生态系统的平衡和可持续性提供坚实的基础。

但是, 在赤水河禁渔5年后, 也并不是所有鱼类的种群结构都得到了显著恢复, 仍有小部分鱼类其种群平均体长、PSD值和性成熟个体占比下降。其中, 切尾拟鲢为栖息于缓流水体底层的小型肉食性鱼类, 而云南光唇鱼、蛇鲶、岩原鲤、唇鲮及高体近红鲌, 虽然同属于杂食性鱼类, 它们在水流偏好、栖息水层和个体大小等方面都存在差异, 没有明显的规律性表现。

研究发现, 赤水河禁渔后未能显著恢复的鱼类物种, 多数为在禁渔前后渔获物中占比相对较小的物种。这些物种对禁渔后来自其他鱼类种群迅速

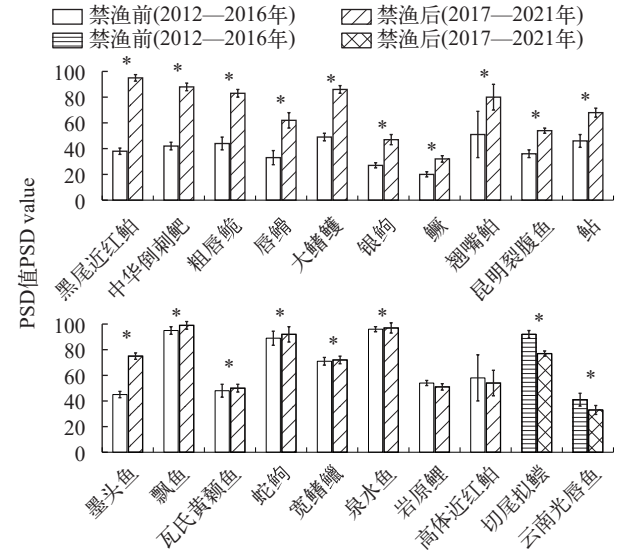


图3 赤水河20种主要鱼类种群禁渔前后PSD值(PSD-Q)变化

Fig. 3 Changes in PSD value (PSD-Q) of 20 major fish species in the Chishui River before and after fishing ban

上图所示为PSD值±置信区间, “*”表示具有显著性差异($P < 0.05$), 点状柱形图所示为PSD值显著下降($P < 0.05$)的种群, 无点状为显著增加($P < 0.05$)及无显著差异的种群

Results are shown as PSD values±confidence intervals, “*” indicate significant differences ($P < 0.05$), Bar graph with dots show populations with significant decreases ($P < 0.05$) in PSD values, and which without dots show significant increases and populations with no significant differences

恢复产生的竞争压力可能更为敏感, 捕捞压力的消除没有导致其快速恢复。这一现象可能源于其相对较小的种群规模, 使其更容易受到资源竞争的影响。这也强调了在制定和实施禁渔政策时, 除了需要关注优势物种, 对于此类相对较小、相对脆弱的鱼类物种的生态需求和竞争关系也需要进行更为全面的考虑。

Hutchings^[59]的调查表明, 当捕捞减少后, 大西洋北海90种海洋鱼类种群中有41%在5年内仍继续下降, 40%在15年后也未完全恢复。他同时也发现

了鱼类种群的恢复程度与所属总科并无明显关联, 而与其性成熟年龄、繁殖力、种群被破坏程度及该地区使用渔具的偏好相关, 这表明鱼类资源恢复是一个复杂且漫长的过程。对于赤水河而言, 全面禁捕并不能迅速实现所有物种的全面恢复, 鱼类资源的恢复可能受到多种因素的影响, 导致部分鱼类种群平均体长、PSD值和性成熟个体占比下降的具体原因仍需要进行长期监测和深入研究。

3.3 赤水河鱼类种群状态评估

已有研究结果表明, PSD较低的鱼类种群中所

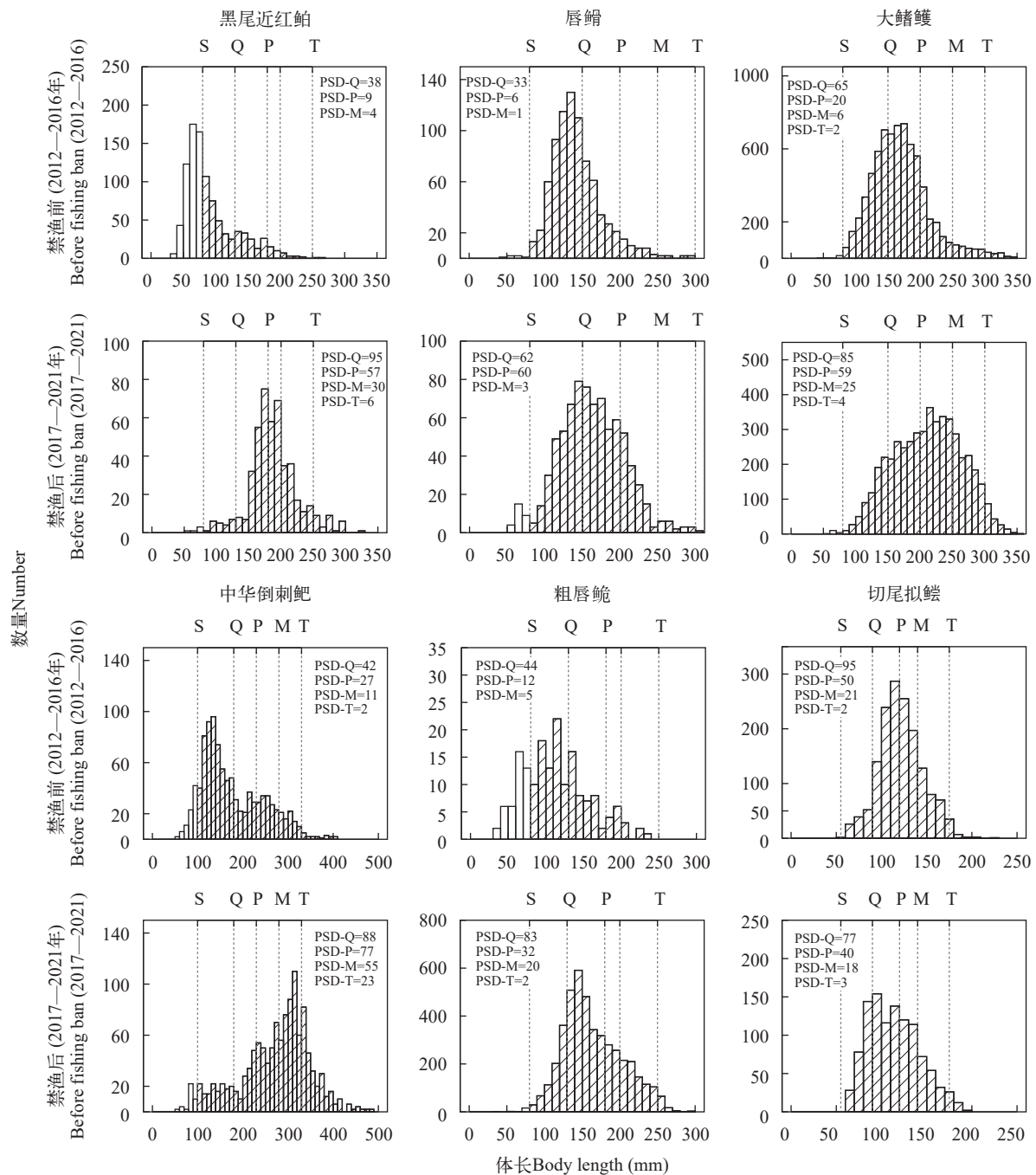


图4 赤水河6种主要鱼类种群禁渔前后PSD变化

Fig. 4 Changes in PSD of 6 major fish species in the Chishui River before and after fishing ban

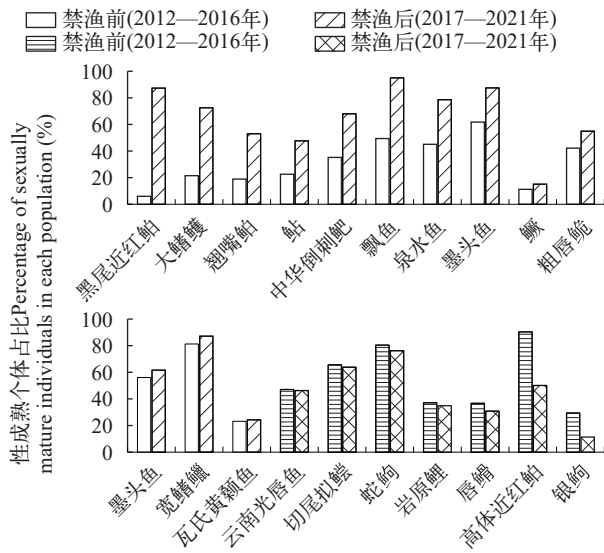


图5 赤水河20种主要鱼类禁渔前后种群性成熟个体占比变化
Fig. 5 Percentage of sexually mature individuals of 20 major fish species in the Chishui River before and after fishing ban

点状柱形图所示为性成熟占比下降的种群, 无点状为上升种群
Bar graph without dots show populations with increases in percentage of sexually mature individuals after fishing ban, and those with dots show decreases

包含的个体体型小、生长慢。而在PSD较高的种群中, 个体平均生长速度快、体型大, 种群的死亡率、出生率及种群结构都相对稳定^[19, 24, 26, 39, 41]。因此, PSD值可以用于评估种群的结构状况。

Gabelhouse和Donald^[36]的研究表明, 当种群的PSD值处于50—80时, 种群内个体的出生、生长及死亡相对平衡, 种群结构稳定, 处于健康稳定状态。当PSD值低于50时, 则意味着种群中未性成熟个体的数量过多, 种群结构可能遭受过严重的破坏^[60]。相反, PSD值超过80则表示种群中大个体数量比例较高, 种群出生率较低, 可能不利于种群持续增长。

在禁渔前, 赤水河的12种鱼类种群PSD值普遍低于50, 仅有4种鱼类的PSD值位于50—80。这表明在禁渔前, 大部分主要鱼类的种群结构已经遭受了较为严重的破坏。在禁渔后, 3种鱼类种群PSD值低于50, 10种鱼类PSD值处于50—80, 表明禁渔之后这些鱼类种群已经开始恢复, 并有半数已经恢复到相对平衡健康的状态。

在禁渔实施后, 鳊的种群结构得到有序恢复, 但其PSD值仍然低于50。作为食物链上层鱼类, 鳊的种群状况对赤水河整体生态系统平衡具有重要意义。应对其种群进行持续性和针对性的监测, 关注其在禁渔后期的种群状态变化。

3.4 赤水河鱼类保护建议

全面禁渔是恢复鱼类资源的重要措施。本研

究结果显示, 禁渔后赤水河20种主要鱼类种群PSD、平均体长及性成熟个体占比均显著增加。这表明赤水河20种主要鱼类的个体小型化趋势得到缓解, 种群结构得到一定程度的优化。与此同时, 伴随种群结构的优化, 这些鱼类种群维持自生延续、抵御环境风险的能力也得到了提升。

需要注意的是, 禁渔对于鱼类的恢复效果并非一概而论。随着禁渔管理的实施, 捕捞压力消除, 鱼类的群落结构也在发生不断的变化与调整, 尽管赤水河大部分优势鱼类种群资源恢复向好发展, 但仍有一些鱼类种群未得到显著恢复, 这可能暗示了赤水河整体的鱼类生态系统的恢复状况。因此我们建议赤水河十年禁渔工作仍应持续, 同时在此基础上进行全面、长期、连续的监测和研究, 并重点关注岩原鲤、鳊、切尾拟鲮及云南光唇鱼等赤水河本土物种的种群状况。以确保禁渔最大程度地促进赤水河鱼类种群的恢复和水生生态系统服务功能的提升, 同时也为赤水河十年禁渔后续管理和长江十年禁渔评估提供全面系统的理论支持。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

致谢:

衷心感谢课题组林鹏程、吴金明、张富铁、王俊、张富斌、张智、罗思、王雪、但胜国、邱宁、余梵冬、秦强、王能汉、徐椿森、朱兰、夏治俊、杨萍、欧阳美、唐瑞、陈沙、胡鹏程、王月、邹鑫华及吴志恒在赤水河野外采样中的帮助。

参考文献:

- [1] Jørgensen C, Enberg K, Dunlop E S, *et al.* Ecology: managing evolving fish stocks [J]. *Science*, 2007, **318**(5854): 1247-1248.
- [2] FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016: Contributing to Food Security and Nutrition for all [M]. United Nations, 2016: 64-75.
- [3] Worm B, Hilborn R, Baum J K, *et al.* Rebuilding global fisheries [J]. *Science*, 2009, **325**(5940): 578-585.
- [4] Fernandes P G, Cook R M. Reversal of fish stock decline in the northeast Atlantic [J]. *Current Biology*, 2013, **23**(15): 1432-1437.
- [5] Rindorf A, Gislason H, Burns F, *et al.* Are fish sensitive to trawling recovering in the Northeast Atlantic [J]? *Journal of Applied Ecology*, 2020, **57**(10): 1936-1947.
- [6] Wang Y, Wang Y, Liang C, *et al.* Assessment of 12 fish species in the northwest Pacific using the CMSY and BSM methods [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2020(7): 616.
- [7] Zimmermann F, Werner K M. Improved management is the main driver behind recovery of Northeast Atlantic fish stocks [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*,

- 2019, **17**(2): 93-99.
- [8] Bundy A, Fanning L P. Can Atlantic cod (*Gadus morhua*) recover? Exploring trophic explanations for the non-recovery of the cod stock on the eastern Scotian Shelf, Canada [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2005, **62**(7): 1474-1489.
- [9] Liu C, He D, Chen Y, *et al.* Species invasions threaten the antiquity of China's freshwater fish fauna [J]. *Diversity and Distributions*, 2017, **23**(5): 556-566.
- [10] Chen Y S. Anthropogenic disturbance, aquatic ecosystem health, and water ecological conservation of the Yangtze River Basin in China [J]. *Ecology and Environmental Monitoring of Three Gorges*, 2018, **3**(3): 66-73. [陈宇顺. 长江流域的主要人类活动干扰、水生态系统健康与水生态保护 [J]. 三峡生态环境监测, 2018, **3**(3): 66-73.]
- [11] Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. Why is fishing banned for 10 years to protect the aquatic living resources of the Yangtze River? [EB/OL]. (2019-10-29). http://www.yyj.moa.gov.cn/gzdt/201910/t20191029_6330735.htm. [中华人民共和国农业农村部. 保护长江水生生物资源禁渔为何一禁就是10年? [EB/OL]. (2019-10-29). http://www.yyj.moa.gov.cn/gzdt/201910/t20191029_6330735.htm.]
- [12] Wei Q W. Conservation of Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) based on its life history: dilemma and breakthrough [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, **32**(5): 1297-1319. [危起伟. 从中华鲟(*Acipenser sinensis*)生活史剖析其物种保护: 困境与突围 [J]. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1297-1319.]
- [13] Su G, Logez M, Xu J, *et al.* Human impacts on global freshwater fish biodiversity [J]. *Science*, 2021, **371**(6531): 835-838.
- [14] Jin B, Winemiller K O, Ren W, *et al.* Basin-scale approach needed for Yangtze River fisheries restoration [J]. *Fish and Fisheries*, 2022, **23**(4): 1009-1015.
- [15] Wu J M, Wang Q Q, Liu F, *et al.* Fish resources of early life in Chishui section of the Chishui River [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2010, **19**(11): 1270-1276. [吴金明, 王芊芊, 刘飞等. 赤水河赤水段鱼类早期资源调查研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2010, **19**(11): 1270-1276.]
- [16] Liu F, Liu D M, Yuan D C, *et al.* Interannual variations of fish assemblage in the Chishui River over the last decade [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2020, **44**(1): 122-132. [刘飞, 刘定明, 袁大春, 等. 近十年来赤水河不同江段鱼类群落年际变化特征 [J]. 水生生物学报, 2020, **44**(1): 122-132.]
- [17] Cao W X. Thoughts on the construction of nature reserve for endemic fish in the upper reaches of the Yangtze River and related issues [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2000, **9**(2): 131-132. [曹文宣. 长江上游特有鱼类自然保护区的建设及相关问题的思考 [J]. 长江流域资源与环境, 2000, **9**(2): 131-132.]
- [18] Liu F. Study on fish community ecology in Chishui River [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2013: 77-85. [刘飞. 赤水河鱼类群落生态学研究 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2013: 77-85.]
- [19] Phelps Q E, Willis D W. Development of an Asian carp size structure index and application through demonstration [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 2013, **33**(2): 338-343.
- [20] Nallathambi M, Jayakumar N, Arumugam U, *et al.* Length-weight relationships of six tropical estuarine fish species from Pulicat lagoon, India [J]. *Journal of Applied Ichthyology*, 2020, **36**(1): 125-127.
- [21] Le Cren E D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*) [J]. *The Journal of Animal Ecology*, 1951, **20**(2): 201.
- [22] Briers R. Body size: the structure and function of aquatic ecosystems [J]. *Freshwater Biology*, 2009, **54**(2): 434.
- [23] Cope J M, Dowling N A, Hesp S A, *et al.* The stock assessment theory of relativity: deconstructing the term "data-limited" fisheries into components and guiding principles to support the science of fisheries management [J]. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2023, **33**(1): 241-263.
- [24] Carline R F, Johnson B L, Hall T J. Estimation and interpretation of proportional stock density for fish populations in Ohio impoundments [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1984, **4**(2): 139-154.
- [25] Anderson R O, and A S Weithman. The concept of balance for cool-water fish populations [J]. *American Fisheries Society Special Publication*, 1978, **11**(3): 123-135.
- [26] Guy C S, Willis D W. Structural relationships of largemouth bass and bluegill populations in South Dakota ponds [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1990, **10**(3): 338-343.
- [27] Gabelhouse D W JR. An assessment of crappie stocks in small Midwestern private impoundments [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1984, **4**(4A): 371-384.
- [28] Barneche D R, Robertson D R, White C R, *et al.* Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size [J]. *Science*, 2018, **360**(6389): 642-645.
- [29] Tan Z Y. Qianli Chishui River [M]. Guiyang: Guizhou People's Publishing House, 1994: 1-11. [谭智勇. 千里赤水河行 [M]. 贵阳: 贵州人民出版社, 1994: 1-11.]
- [30] Wu Z T. Background value and geochemical characteristics of water environment in Chishui River system [J]. *Environmental Protection and Technology*, 2001, **7**(2): 25-30. [吴正提. 赤水河水系水环境背景值及其地球化学特征 [J]. 贵州环保科技, 2001, **7**(2): 25-30.]
- [31] Wang J. Study on spatial structure and ecological process of fish community in Chishui River basin [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2015: 1-6.

- [王俊. 赤水河流域鱼类群落空间结构及生态过程研究 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2015: 1-6.]
- [32] Wu L. Fish Fauna of Guizhou [M]. Guiyang: Guizhou People's Publishing House, 1989: 20-276. [伍律. 贵州鱼类志 [M]. 贵阳: 贵州人民出版社, 1989: 20-276.]
- [33] Guo Y S, Sun Z Y, He X H, *et al.* Colored Atlas of Fishes in Sichuan [M]. Beijing: Science Press, 2021: 50-76. [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: 50-76.]
- [34] Froese R, Binohlan C. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data [J]. *Journal of Fish Biology*, 2000, **56**(4): 758-773.
- [35] Ogle D H. Introductory Fisheries Analyses with R [M]. CRC Press, 2018: 15-16.
- [36] Gabelhouse D W JR. A length-categorization system to assess fish stocks [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1984, **4**(3): 273-285.
- [37] Anderson R O. Management of small warm water impoundments [J]. *Fisheries*, 1976, **1**(6): 5-7.
- [38] Murphy B R, Brown M L, Springer T A. Evaluation of the relative weight (W_r) index, with new applications to walleye [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1990, **10**(1): 85-97.
- [39] Willis D W, Murphy B R, Guy C S. Stock density indices: development, use, and limitations [J]. *Reviews in Fisheries Science*, 1993, **1**(3): 203-222.
- [40] Laarman P W, Ryckman J R. Relative size selectivity of trap nets for eight species of fish [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1982, **2**(1): 33-37.
- [41] Willis D W, Scalet C G. Relations between proportional stock density and growth and condition of northern Pike populations [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1989, **9**(4): 488-492.
- [42] Hubert W A. Passive capture techniques [J]. *American Fisheries Society*, 1983(3): 223-265.
- [43] Murphy B R, Willis D W, Springer T A. The relative weight index in fisheries management: status and needs [J]. *Fisheries*, 1991, **16**(2): 30-38.
- [44] Heino M, Baulier L, Boukal D S, *et al.* Can fisheries-induced evolution shift reference points for fisheries management [J]? *ICES Journal of Marine Science*, 2013, **70**(4): 707-721.
- [45] Silva A, Faria S, Nunes C. Long-term changes in maturation of sardine, *Sardina pilchardus*, in Portuguese waters [J]. *Scientia Marina*, 2013, **77**(3): 429-438.
- [46] van Wijk S J, Taylor M I, Creer S, *et al.* Experimental harvesting of fish populations drives genetically based shifts in body size and maturation [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2013, **11**(4): 181-187.
- [47] Kokkonen E, Vainikka A, Heikinheimo O. Probabilistic maturation reaction norm trends reveal decreased size and age at maturation in an intensively harvested stock of pikeperch *Sander lucioperca* [J]. *Fisheries Research*, 2015(167): 1-12.
- [48] Morbey Y E, Mema M. Size-selective fishing and the potential for fisheries-induced evolution in lake whitefish [J]. *Evolutionary Applications*, 2018, **11**(8): 1412-1424.
- [49] Hixon M A, Johnson D W, Sogard S M. BOFFFFs: on the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations [J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2014, **71**(8): 2171-2185.
- [50] Feiner Z S, Chong S C, Knight C T, *et al.* Rapidly shifting maturation schedules following reduced commercial harvest in a freshwater fish [J]. *Evolutionary Applications*, 2015, **8**(7): 724-737.
- [51] Bailey P E, Hubert W A. Factors associated with stocked cutthroat trout populations in high-mountain lakes [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 2003, **23**(2): 611-618.
- [52] Lyons J, Kanehl P D, Day D M. Evaluation of a 356-mm minimum-length limit for smallmouth bass in Wisconsin streams [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1996, **16**(4): 952-957.
- [53] Allen M S, Pine W E III. Detecting fish population responses to a minimum length limit: effects of variable recruitment and duration of evaluation [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 2000, **20**(3): 672-682.
- [54] Stone C, Lott J. Use of a minimum length limit to manage walleyes in lake francis case, South Dakota [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 2002, **22**(3): 975-984.
- [55] Berkeley S A, Hixon M A, Larson R J, *et al.* Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations [J]. *Fisheries*, 2004, **29**(8): 23-32.
- [56] Rouyer T, Ottersen G, Durant J M, *et al.* Shifting dynamic forces in fish stock fluctuations triggered by age truncation [J]? *Global Change Biology*, 2011, **17**(10): 3046-3057.
- [57] Rouyer T, Sadykov A, Ohlberger J, *et al.* Does increasing mortality change the response of fish populations to environmental fluctuations [J]? *Ecology Letters*, 2012, **15**(7): 658-665.
- [58] Planque B, Fromentin J M, Cury P, *et al.* How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate [J]? *Journal of Marine Systems*, 2010, **79**(3/4): 403-417.
- [59] Hutchings J A. Collapse and recovery of marine fishes [J]. *Nature*, 2000(406): 882-885.
- [60] Penczak T, Głowacki Ł, Galicka W, *et al.* A long-term study (1985—1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland [J]. *Hydrobiologia*, 1998, **368**(1): 157-173.

EVALUATION OF FISHING BAN EFFECT IN THE CHISHUI RIVER BASED ON BODY LENGTH STRUCTURE ANALYSIS

LU Wen-Kai¹, ZHU Zhong-Sheng², LIU Fei¹, GAO Xin¹ and LIU Huan-Zhang¹

(1. *The Key Laboratory of Aquatic Biodiversity and Conservation, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China*; 2. *Directorate of Agriculture and Rural Affairs of Zunyi City, Zunyi 563000, China*)

Abstract: The prohibition on fishing in the Chishui River, implemented in 2017, serves as a pioneering demonstration zone for the 10-Year Fishing Ban in the Yangtze River. To assess the effectiveness of the fishing ban in the Chishui River, we analyzed the average body length, proportional size distribution (PSD), and changes in the proportion of sexually mature individuals for 20 major fish species over the first five years before the ban (2012—2016) and the subsequent five years after the ban (2017—2021). The results showed that after five years of the fishing ban, there was a preliminary alleviation of the downsizing trend in the individuals of major species, characterized by an increase in the proportion of larger individuals and sexually mature individuals, thereby optimizing the population structure. Specifically, the average body length of 16 fish species increased by 1.7% to 104.5% ($P < 0.05$); PSD values for the populations increased by 1 to 57 ($P < 0.05$); and the proportion of sexually mature individuals increased by 1.0% to 81.4% for 13 fish species. However, consistent performance across all species was not observed. Two fish species showed no significant changes in average body length and PSD values, while two fish species experienced a decrease of 2.4% to 6.2% in average body length ($P < 0.05$) and a decrease of 3 to 15 in PSD values ($P < 0.05$). The proportion of sexually mature individuals decreased by 0.8% to 18.1% for seven fish species. Following the commencement of the fishing ban, variations in body length structures were observed among different species, although the population structure of some of the major fish species had been effectively improved, the full recovery of fish species in the Chishui River had not yet been realized. While promoting the recovery of some fish resources, the fishing ban also changed the structure of the fish community and contributed to the dynamic adjustment of the entire aquatic ecosystem. Consequently, we recommend the continuation of the fishing ban in the Chishui River, along with long-term, continuous, and targeted monitoring and research. Such efforts are crucial for achieving the effective recovery of fishery resources in the Chishui River and enhancing ecosystem service functions. Furthermore, this study provides a reliable theoretical and technical foundation for evaluating the 10-year ban on fishing in the Yangtze River and guiding future resource management and ecological conservation.

Key words: Population body length structure; Proportional size distribution; Percentage of sexually mature individuals; 10-Year Fishing Ban; Fish Population; Chishui River