

金沙江下游乌东德水电站坝下近坝江段鱼类资源的时空动态*

李博^{1,2}, 胡凡旭^{1,2}, 苏巍^{1,2}, 范向军³, 高玉磊³, 郭文韬^{1,2}, 姜伟^{1,2**}, 杨科³, 孙干³

(1.长江经济带生态环境国家工程研究中心, 中国长江三峡集团有限公司, 武汉 430010)

(2.三峡工程鱼类资源保护湖北省重点实验室, 中国长江三峡集团有限公司中华鲟研究所, 宜昌 443100)

(3.中国长江三峡集团有限公司, 武汉 430010)

摘要: 为探究乌东德水电站坝下江段鱼类资源的时空动态, 本研究于2024年5月至2025年4月利用Simrad EK80型鱼探仪(200 kHz)开展水声学调查, 结合渔获物调查(5月和11月)及坝下右岸固定集鱼站逐月监测数据进行分析。渔获物调查采集鱼类6科24属31种250尾, 以鲫占绝对优势(44.4%), 其次为圆口铜鱼(5.6%)和鲮(5.2%); 5月种类和数量均高于11月。固定集鱼站集获鱼类11科40属55种35026尾, 数量占比较高为鲮(54.90%)、贝氏鲮(32.98%)和中华沙鳅(5.11%), 日均集鱼量呈显著季节性峰值(6-9月)。水声学探测目标强度对应鱼体长10.1-117.4 cm, 各月密度为3.07-53.43尾/1000m³, 其体长及密度的变化趋势与渔获物调查结果一致, 并在月尺度上与集鱼站监测结果呈显著相关(密度: $R=0.73, p<0.01$; 5-10月体长 $R=0.82, p=0.047$), 表明两类监测在“空间覆盖”与“时间连续性”方面互补。声学探测进一步揭示坝下鱼类典型季节性空间格局: 春夏季(3-6月)以产卵驱动的空间聚集为主, 不同物种产卵场随月份在坝下1.8-12.0 km间移动; 秋冬季(9月-翌年3月)鱼类分布趋于离散, 呈扩散-低密度-间歇性回迁的动态格局。整体变化可概括为繁殖驱动-扩散-低密度-回迁的季节性过程。研究结果为集鱼系统运行优化与坝下生态调度提供了科学依据, 并可结合声学标记追踪、水文与环境因子进一步解析驱动机制。

关键词: 乌东德水电站; 坝下鱼类; 水声学; 固定集鱼站; 资源动态

Spatiotemporal Dynamics of Fish Resources in the Near-Dam Downstream Reach of the Wudongde Hydropower Station, lower Jinsha River

Li Bo^{1,2}, Hu Fanxu^{1,2}, Su Wei^{1,2}, Fan Xiangjun³, Gao Yulei³, Guo Wentao^{1,2}, Jiang Wei^{1,2**}, Yang Ke³ & Sun Gan³

(1: National Engineering Research Center of Eco-Environment in the Yangtze River Economic Belt, China Three Gorges Corporation, Wuhan 430010, P.R.China)

(2: Hubei Key Laboratory of Three Gorges Project for Fish Resource Conservation, Chinese Sturgeon Research Institute of China Three Gorges Corporation, Yichang 443100, P.R.China)

(3: China Three Gorges Corporation, Yichang 443100, P.R.China)

Abstract: To investigate the spatiotemporal dynamics of fish resources downstream of the Wudongde Hydropower Station, hydroacoustic surveys were conducted using a Simrad EK80 echosounder (200 kHz) from May 2024 to April 2025. These surveys were integrated with fish catch sampling carried out in May and November, as well as monthly monitoring data from a fixed fish aggregation station located on the right bank downstream of the dam. The fish catch surveys collected 250 individuals, representing 31 species belonging to 24 genera

* 2025-08-30 收稿; 2026-01-20 收修改稿。

国家重点研发计划项目(2022YFC3204200)、中国长江三峡集团有限公司科研项目(NBWL202200489-07, NBZZ20220230, NBWL202500407)和中国三峡建工集团有限公司项目(JGEP0421005, JGEP0421006)联合资助。

*通讯作者; E-mail: jiang_wei6@ctg.com.cn

and 6 families, with *Carassius auratus* dominating the assemblage (44.4%), followed by *Coreius guichenoti* (5.6%) and *Hemiculter leucisculus* (5.2%). Both species richness and abundance were higher in May than in November. The fixed aggregation station recorded a total of 35,026 individuals, representing 55 species from 40 genera and 11 families. The assemblage was numerically dominated by *Hemiculter leucisculus* (54.90%), *Culter alburnus* (32.98%), and *Lepturichthys fimbriata* (5.11%), with daily catches showing pronounced seasonal peaks between June and September. Hydroacoustic target strength corresponded to fish body lengths ranging from 10.1 to 117.4 cm, and monthly fish densities varied from 3.07 to 53.43 individuals per 1000 m³. Temporal trends in fish length and density derived from hydroacoustic data were consistent with those from catch surveys and exhibited significant monthly correlations with aggregation station data (density: $R = 0.73$, $p < 0.01$; body length during May–October: $R = 0.82$, $p = 0.047$), indicating strong complementarity between the two monitoring approaches in terms of spatial coverage (hydroacoustics) and temporal continuity (aggregation station). Hydroacoustic observations further revealed distinct seasonal spatial patterns of fish distribution downstream of the dam. During spring and early summer (March–June), spawning-driven aggregations prevailed, with spawning grounds of different species shifting longitudinally within 1.8–12.0 km downstream of the dam across months. In contrast, during autumn and winter (September–March), fish distributions became increasingly dispersed, characterized by downstream diffusion, low-density conditions, and intermittent return movements. Overall, the dynamics of fish distribution downstream of the dam can be summarized as a seasonal cycle involving reproduction-driven aggregation, dispersal, low-density persistence, and return migration. These findings provide a scientific basis for optimizing the operation of fish aggregation systems and ecological regulation downstream of large dams, and highlight the value of integrating hydroacoustic monitoring with fish tracking, hydrological observations, and environmental data to further elucidate the underlying driving mechanisms.

Keywords: Wudongde Hydropower Station; downstream fish; hydroacoustics; fixed fish aggregation stations; resource dynamics

金沙江下游是长江上游特有鱼类的重要分布区, 栖息有多种国家重点保护鱼类和区域性优势种, 群落结构兼具高特有性和复杂的生活史特征^[1]。然而, 随着梯级水电工程的建设, 该区域鱼类多样性和群落稳定性受到显著冲击^[2]。坝体拦截切断了纵向洄游通道, 阻隔了鱼类在产卵场、索饵场与越冬地之间的补给过程, 导致繁殖洄游受限、栖息地碎片化加剧, 部分珍稀特有种呈现萎缩趋势^[3-5]。

作为金沙江下游的重要拦河枢纽, 乌东德水电站的坝体与运行调度在一定程度上构成对下游鱼类纵向迁移与补给过程的障碍, 并可能重塑坝下群落的空间格局与资源动态^[3]。为缓解工程影响, 乌东德水电站首创尾水口集鱼方案, 在坝下建设了集运鱼系统帮助鱼类洄游。2021-2023 年效果监测结果显示, 该系统通过尾水诱鱼对坝下鱼类物种洄游具有显著促进作用, 相较同类型设施表现更优, 为减轻电站阻隔影响发挥了积极作用^[6]。为进一步优化集运鱼系统运行效率, 亟需加强坝下鱼类资源动态的系统监测研究。

传统渔获调查能够提供鱼类种类组成、数量及体长等基本信息, 但受捕捞方式、时空覆盖及鱼类行为特征影响, 可能存在选择性偏差^[7], 同时捕捞过程本身也可能对鱼体造成损伤。相比之下, 水声学探测能够实现非损伤性、连续性监测, 覆盖较大空间尺度, 并可较真实反映鱼类的体长分布及密度动态^[8-9]。近年来, 针对长江流域与中国内陆水体的多项声学监测研究表明: 在流水江段进行声学监测时, 通过统一测线布设与航线设计、控制航速与稳定换能器姿态、采用合适的 TS/Sv 阈值过滤并实施严格的数据质量控制和后处理(噪声提出、回波分类等), 可以显著提高体积散射与密度估算的一致性与可比性, 从而较准确反映鱼类资源现状及空间分布, 为资源监测和管理提供科学依据^[10-12]。

目前, 针对乌东德坝下鱼类群落的时空动态研究仍有限, 尤其缺乏结合传统捕捞与现代声学监测的综合分析。本研究基于 2024 年 5 月至 2025 年 4 月的乌东德坝下江段声学调查数据, 结合传统渔获调查与固定集鱼站监测结果, 系统分析坝下鱼类的体长结构和时空分布规律。研究旨在: 一方面评估不同监测方法的互补性和适用性, 另一方面揭示鱼类群体在繁殖、索饵及越冬时期的迁移和聚集特征。通过定量分析鱼类密度及空间热点, 本研究为坝下鱼类资源结构评估、集鱼系统运行优化及生态调度提供基础数据, 同时为水电站下游鱼类保护和管理策略制定提供科学参考。

1. 材料与方法

1.1 研究时间及区域

本研究区域位于乌东德坝址下游 0.8 km 至 18.8 km 的江段(起点坐标: E 102°38'09.28", N 26°18'51.19"; 终点坐标: E 102°39'52.47", N 26°12'31.85")。2024 年 5 月至 2025 年 4 月期间, 每月下旬对该江段进行水声学探测(图 1)。此外, 在 2024 年 5 月和 11 月分别对坝下金坪子江段(E102.62113325, N26.29179456)开展了两次鱼类刺网捕捞调查, 每次调查持续 4 天。

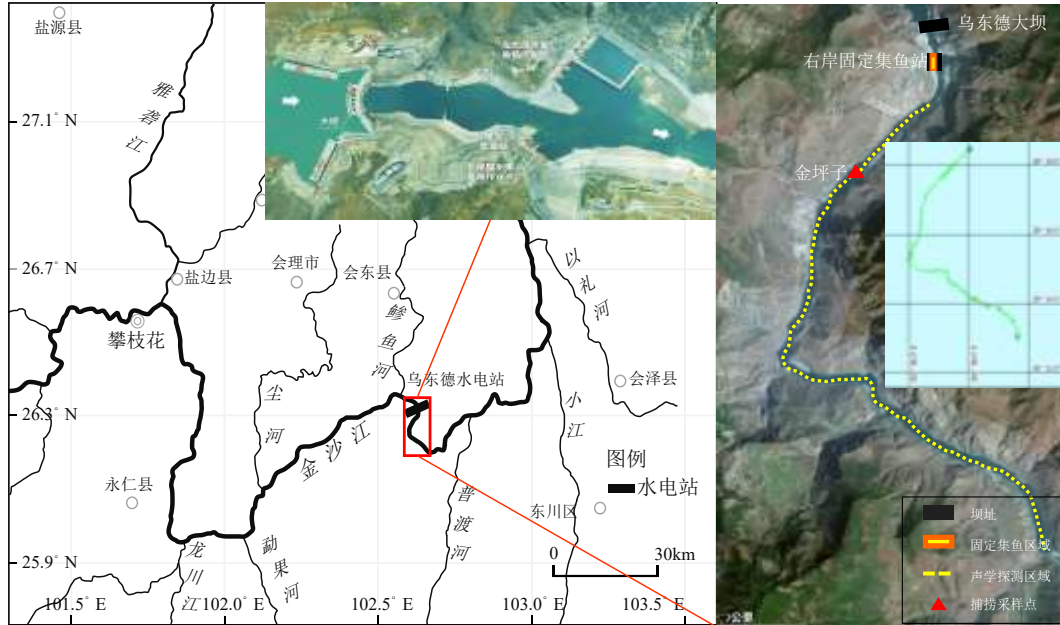


图 1 乌东德坝下鱼类调查区域

Fig.1 Survey Area of Fish Communities Downstream of Wudongde Hydropower Station

1.2 近坝水域鱼类资源数据获取

乌东德近坝江段鱼类资源数据来源于两种方式, 一种为在坝下 4.2km 处金坪子江段使用流刺网开展渔获物调查(2024 年 5 月 12-15 日, 2024 年 11 月 5-8 日), 网具规格长 50m×高 1.5m, 网目分别为 6cm 和 10cm。将流刺网放置于与水流垂直方向的近岸边, 放置时间为 12h。渔获物按照水库渔业资源调查规范^[13]进行抽样统计, 记录鱼类种类、尾数、体长(精确到 0.1cm)、体重(精确到 0.01g)等数据。种类鉴定参照《中国动物志》和《云南鱼类志》等文献进行现场鉴定^[14-16]。实验过程中操作人员严格遵守中华人民共和国和湖北省动物福利伦理规范, 遵循采样审批、最小伤害取样、及时放生、保障人员安全等要求, 并按照中国长江三峡集团有限公司中华鲟研究所实验动物福利伦理委员会制定的规章制度执行。

另一种方式为依托乌东德坝下 0.8km 处右岸固定式集运站进行鱼类数据收集。集鱼站由集鱼池、进鱼口、防逃笼、拦鱼设施、提升箱、提升轨道等部分组成(图 2)。集鱼站利用 7 号及 8 号机组的发电尾水进行诱鱼, 发电尾水由导水墙引入集鱼池, 再从 2 个进鱼口流出, 不同工况下可形成约 50-120m³/s 的诱鱼水流。固定式集鱼站利用鱼类具有顶水趋流的特性, 当坝下鱼类上溯时, 会被布置在尾水出口的集鱼站下泄水流吸引, 进而通过防逃笼进入集鱼池。集鱼池内放置漏斗型集鱼箱, 当集鱼一定时间后, 集鱼箱通过启闭机提升至作业平台, 集鱼箱中的鱼类再经过溜鱼槽进入分拣区, 进行物种的鉴定与计数、体征数据采集^[6], 本研究统计分析了 2024 年 5 月 - 2025 年 4 月每月固定式集鱼站的鱼类诱集情况。固定集鱼站的平均集鱼数量计算方法为: 每月总集鱼数量除以该月实际运行天数, 以反映单位运行日的平均诱集水平。对数量较少的主要及特有鱼类, 逐尾测量全长(0.1cm)、体长(0.1cm)及体重(g)。对于群体性上溯鱼类, 如鲮(*Hemiculter leucisculus*)和贝氏鲮(*Hemiculter bleekeri*), 采用分层随机抽样: 按体型分大、中、小三组, 每组随机测量约 10%~20%个体, 同时称量总体重量, 并以“总重/样本平均体重”推算总尾数。抽样比例根据鱼类数量、活力及水环境状况灵活调整, 以保证数据代表性并兼顾鱼类生存。

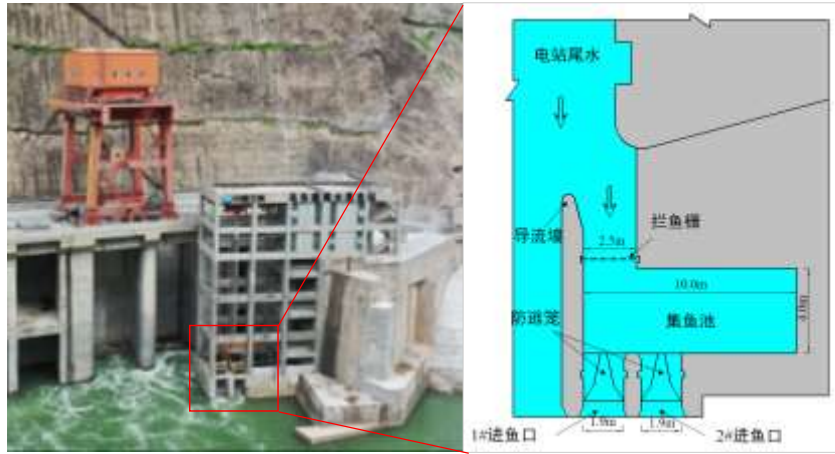


图2 乌东德坝下右岸固定集鱼站示意图

Fig.2 Layout of the fixed fish aggregation station on the right bank downstream of Wudongde Dam

1.3 水声学调查方法

水声学调查于2024年5月至2025年4月按月开展，使用 Simrad EK80 型鱼探仪进行数据采集。设备配备分裂波束换能器 (ES200-7C)，工作频率为 200 kHz，-3 dB 波束角为 7°。发射功率设为 60 W，脉冲宽度为 0.064 ms。各月份调查均在水位连续较稳定，水体浊度低，无风浪的晴朗天气进行白天走航作业，时间为上午 9:00–17:00。调查所用船只为长 7 m、宽 2 m、动力 80 kW 的冲锋舟，换能器固定于右舷距船首约 2 m 处、远离发动机，以尽量降低发动机噪声干扰，入水深度约 1 m，并垂直向下发射声波。航线采用“Z”字形布设 (图 2)，走航速度根据回波条件调整：初始阶段保持 5–8 km/h，当回波图显示大量气泡信号时，船速降至 2–3 km/h。为保证不同介质条件下的测量一致性，探测前使用直径 13.7 mm 的钨铜金属球对系统进行了标准化校准^[17]。

1.4 水声学数据处理与 ArcGIS 建模

1.4.1 原始数据处理 获取的回声原始数据以.raw 格式导入 Echoview 软件 (version11.0, MyriaxPtyLtd, Australia) 进行处理，软件具体参数见表 1，并对强湍流的数据段进行系统性剔除处理。具体方法为：首先利用船速、回波信号强度及回声连续性指标识别异常波动段，当瞬时回波强度显著高于或低于相邻时间段平均值且持续超过 3–5 秒时，判定为强湍流区并标记剔除。同时结合现场明显涡旋的水流区域，进一步确认剔除范围^[18–20]。随后，利用 Echoview 中的自动检测功能识别水底线，并对结果进行人工检查与必要的手动校正，确保底线识别准确。分析过程中将表层 0.5 m 以上和距底部 0.5 m 以下的区域排除，以避免表层干扰和底部混响。同时剔除水体中明显的噪音信号 (如空气泡、强干扰带等)，确保数据质量。

根据回声信号强度 (TS) 估算鱼体长度，采用谢晓等^[21] (2005) 提出的长江常见淡水鱼类经验公式：

$$TS=20\log L-70.1$$

其中，TS 为目标强度 (dB)，L 为鱼体体长 (cm)。该公式已在金沙江下游及长江流域多项声学研究中得到验证，尤其对圆口铜鱼 (*Coreius guichenoti*)、齐口裂腹鱼 (*Schizothorax grahami*)、金沙鲈鲤 (*Percocypris pingi*)、长鳍吻鮡 (*Rhinogobio ventralis*) 等主要鲤科鱼类具有较好的适用性^[22–23]。

由于研究区域鱼类密度较低且以个体分散形式分布，不适合使用传统回声积分法 (echointegration)。因此，参考 Misund 的建议^[24]，并依据《淡水渔业资源调查规范》^[13]，本研究采用“单目标回声计数法 (Single Target Detection, STD) 来计算各单元的鱼类密度 (单位：尾/1000m³)，计算公式参考淡水渔业资源调查规范^[13]。

为了削弱季节性波动对鱼类空间分布分析的干扰，本研究采用相对偏差指标对各江段密度进行标准化处理。具体方法为：将某月第 i 江段的鱼类密度 ($D_{i,m}$) 与该月研究河段的平均密度 $\overline{D_m}$ 比较，计算相对偏差 ($P_{i,m}$) [25-26]：

$$P_{i,m} = \frac{D_{i,m} - \overline{D_m}}{\overline{D_m}}$$

其中， $D_{i,m}$ 表示第 m 月江段 i 的鱼类密度， $\overline{D_m}$ 表示该月所有江段的平均密度。 $P_{i,m}$ 的正值代表该江段密度高于当月平均水平，负值则表示低于平均水平。设置该指标的目的在于剔除全年密度在繁殖期升高、越冬期下降等季节性变化造成的总体差异，使不同月份的数据能够在统一的相对尺度上进行比较，从而突出空间分布差异本身，而不被季节趋势所掩盖。这一方法广泛应用于生态学和气候学研究中，可用于消除季节性循环效应，突出空间或年际尺度的差异[27-29]。

表 1.Echoview11.0 数据分析参数设置

Tab.1 Echoview 11.0 data analysis parameter settings

参数项 Parameter	设定值 Set value
最小目标强度阈值 Minimum target strength threshold	-64 dB
脉冲宽度判断水平 Pulse length determination level (PLDL)	6 dB
标准化脉冲宽度范围 Normalized pulse length range	0.6-1.5
最大波束补偿 (双向) Maximum beam compensation (two-way)	6 dB
最大短轴角度标准差 Maximum minor-axis angle standard deviation	0.6°
最大长轴角度标准差 Maximum major-axis angle standard deviation	0.6°
有效信号长度范围 Valid echo length range	3-50ping
最小目标跟踪长度 Minimum track length	≥2ping

1.4.2 数据插值与平滑 为分析鱼类空间分布差异，采用 ArcGIS10.2 软件进行空间建模。首先使用反距离权重法 (IDW) 对逐月鱼类密度点数据进行插值，依据已知点与目标点之间的距离加权计算未知值[30]。随后通过焦点统计工具进行平滑处理，减少栅格边缘噪声，提高空间连续性[31]。

1.4.3 空间自相关分析 采用基于共边邻接关系 (polygon-contiguity) 建立的空间权重矩阵[32-33]，利用 ArcGIS 10.2 对鱼类密度点分布进行了全局空间自相关和热点分析。其中，全局空间自相关分析采用莫兰指数法 (Global Moran's I)，而热点分析采用 Getis-Ord G_i^* 统计值[34]。全局空间自相关和热点分析结果均使用置换检验 (permutations = 999, $\alpha = 0.05$) 进行显著性检验，根据显著性检验结果将对象的空间分布模式分为随机分布 ($Z < 1.65$, $p > 0.10$)，聚集分布 ($1.65 < Z < 1.96$, $p < 0.10$) 和高度聚集分布 ($1.96 < Z < 2.58$, $p < 0.05$ 和 $Z > 2.58$, $p < 0.01$) [35]。

1.4.4 热点分析 为揭示鱼类密度的时空动态特征，基于插值结果构建以月为时间维度的时空立方体。统一数据空间参考系统 (WGS1984)，使用 Arc GIS 10.6 (ESRI, USA) 软件的 "CreateSpaceTimeCube" 工具，将逐月密度数据与 GPS 位置整合，生成包含空间单元、时间切片和密度属性的 .nc 格式三维数据结构[36]。

基于构建的时空立方体，利用 ArcGIS 的 "HotSpotAnalysis(Getis-Ord G_i^*)" 工具识别鱼类密度高值 (热点) 与低值 (冷点) 聚集区域[37]。进一步使用 "Emerging Hot Spot Analysis" 工具识别热点演化趋势，将区域划分为不同类型，并绘制鱼类密度分布图、空间热点与冷点分布图及新兴热点演变类型图。该分类方法明确区分了周期性高密度和低密度区域，并将时间与空间特征结合，为分析鱼类群体的时空动态提供了科学依据[38-39]。

数据统计分析和绘图采用 SPSS20.0、Arc GIS 10.6 以及 OriginPro 2022 (OriginLab, USA) 等软件进行。

2.结果

2.1 鱼类群聚组成

2.1.1 渔获物调查 2024年5月共调查到鱼类24种206尾(表2),总重58960.7g,隶属于3目6科20属。其中鲤科最多,为17种(70.8%);其次为鳅科和鲃科,各2种(8.3%);渔获物体长范围为4.8-63.0cm,平均值为22.5±10.5cm。数量占比较高的种类包括鲫、鳊、翘嘴鲌、鲤和黄颡鱼,平均体长分别为19.2cm、17.6cm、23.6cm、41.8cm和17.8cm。

2024年11月调查到渔获物12种44尾,总重26271.9g,隶属于2目3科12属,种类和数量均低于5月份,但仍以鲤科占绝对优势(12种),鲃科和鳅科各1种;渔获物体长范围为12.5-53.4cm,平均值为32.5±13.7cm。圆口铜鱼、齐口裂腹鱼、中华金沙鳅和泉水鱼数量占比较高,平均体长分别为36.5cm、37.7cm、16.0cm和18.3cm。

表2.乌东德坝下江段渔获物个体特征

Tab.2 Individual characteristics of fish catches in the section below Wudongde dam

2024年5月		体长 (cm)		2024年11月		体长 (cm)	
种类	占比(%)	范围	均值	种类	占比(%)	范围	均值
鲫 <i>Carassius auratus</i>	53.9	12.0-30.8	19.2	圆口铜鱼 <i>Coreius guichenoti</i>	25.6	31.5-41.1	36.5
鳊 <i>Hemiculter leucisculus</i>	6.3	13.6-19.7	17.6	齐口裂腹鱼 <i>Schizothorax prenanti</i>	25.6	32.8-42.0	37.7
翘嘴鲌 <i>Chanodichthys erythropterus</i>	6.3	17.2-36.0	23.6	中华金沙鳅 <i>Jinshaia sinensis</i>	16.3	12.5-20.7	16.0
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	5.8	15.0-63.0	41.8	泉水鱼 <i>Pseudogyrinocheilus procheilus</i>	7.0	16.1-20.9	18.3
瓦氏黄颡鱼 <i>Pelteobagrus vachelli</i>	5.8	51.0-39.4	17.8	鲃 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	4.7	46.2-54.5	50.4
贝氏鳊 <i>Hemiculter bleekeri</i>	3.9	10.2-24.1	15.4	粗唇鲃 <i>Leiocassis crassilabris</i>	4.7	13.6-14.5	14.1
鲃 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	3.9	40.6-59.0	46.9	张氏鳊 <i>Hemiculter tchangi</i>	4.7	12.8-14.3	13.6
子陵吻虾虎 <i>Rhinogobius giurinus</i>	2.4	4.8-7.8	5.6	金沙鲈鲤 <i>Percocypris pingi</i>	2.3	42.3	42.3
金沙鲈鲤 <i>Percocypris pingi</i>	2.3	42.3	42.3	白甲鱼 <i>Onychostoma sima</i>	2.3	37.0	37.0
细鳞裂腹鱼 <i>Schizothorax chongi</i>	1.9	27.9-40.3	33.7	蛇鲃 <i>Saurogobio dabryi</i>	2.3	13.8	13.8
尼罗罗非鱼 <i>Oreochromis niloticus</i>	1.5	32.5-40.2	35.9	墨头鱼 <i>Garra pingi</i>	2.3	30.9	30.9
圆口铜鱼 <i>Oreochromis niloticus</i>	1.5	31.8-39.8	34.6	长鳍吻鲃 <i>Rhinogobio ventralis</i>	2.3	22.7	22.7
平均值 Mean		22.5±10.5		平均值 Mean		32.5±13.7	

2.1.2 固定集鱼站 2024年5月至2025年4月,坝下固定集鱼站共采集鱼类11科40属55种,累计35026尾。其中鲤科物种最多(33种,占60.0%),其次为平鳍鳅科(5种,占9.1%)。在数量上,鳊(54.90%)、贝氏鳊(32.98%)、中华沙鳅(5.11%)、泉水鱼(3.94%)、犁头鳅(1.27%)、黄颡鱼(0.41%)和裂腹

鱼属 (0.36%) 占优势。其中, 鳃和贝氏鳃在 2024 年 6-10 月及 2025 年 3 月为绝对优势类群, 合计比例超过 75%; 中华沙鳅在 8-9 月频繁出现, 泉水鱼主要出现在 5-9 月, 裂腹鱼属集中于 4-6 月, 圆口铜鱼主要出现在 8 月。

集鱼数量呈现显著季节性波动 (表 3)。2024 年 5 月数量较低 (92 尾), 6-8 月迅速上升并在 8 月达到峰值 (13,058 尾)。9-11 月数量持续下降, 12 月至次年 2 月接近零水平。2025 年 3 月起数量回升, 4 月增至 1,537 尾。总体表现为夏季达峰、冬季极低的明显季节性特征。有效集鱼月份中, 渔获物平均体长分布范围为 12.5-41.0cm, 以 2024 年 8 月最低, 2025 年 1 月份最高; 值得注意的是, 2024 年 6-10 月以及 2025 年 3 月, 鱼类平均体长相对较低, 范围为 12.5 ~18.5 cm; 其余月份体长变化幅度相对较小, 范围在 22.9 ~41.0 cm 之间。

表 3 乌东德坝下右岸固定集鱼站集获鱼类数量及体长特征

Tab.3 Abundance and body length characteristics of fish collected at the fixed fish aggregation station downstream of the

Wudongde Dam			
月份	数量 (尾)	体长 (cm)	
		范围	均值
2024 年 5 月	92	7.1-50.1	22.9
2024 年 6 月	11116	5.3-48.6	18.5
2024 年 7 月	5656	6.0-62.6	15.2
2024 年 8 月	13058	5.8-58.7	12.5
2024 年 9 月	2577	8.5-45.6	13.7
2024 年 10 月	939	7.6-55.6	18.4
2024 年 11 月	6	14.3-48.9	24.4
2024 年 12 月	0	0	0.0
2025 年 1 月	3	36.5-49.2	41.0
2025 年 2 月	0	0	0.0
2025 年 3 月	42	10.6-48.8	15.2
2025 年 4 月	1537	8.2-50.1	25.4

2.2 鱼类声学探测信号强度与体长推算

2024 年 5 月至 2025 年 4 月, 声学探测鱼类目标强度 (TS) 的分布范围为 -50dB 至 -28dB。Kolmogorov-Smirnov 检验显示数据呈非正态分布 ($p < 0.05$), 因此采用中位数和四分位距 (IQR) 描述其集中趋势与离散程度^[40]。各月 TS 中位数为 -47.9dB 至 -42.11dB, 其中 2024 年 8 月 (中位数 = -47.90dB, IQR = 8.24) 和 9 月 (中位数 = -46.60dB, IQR = 9.47) 数值较低, 而 2025 年 1 月 (中位数 = -43.94dB, IQR = 9.60) 和 2 月 (中位数 = -42.98dB, IQR = 8.88) 较高 (图 3)。Kruskal-WallisH 检验表明月份间差异显著 ($p < 0.01$)。事后两两比较显示: 8 月 TS 显著低于其他所有月份 ($p < 0.01$), 其次为 9 月份, 显著低于 12 月-次年 3 月, 10-11 月和其他月份 (8 月除外) 差异不明显。

根据材料与方法部分建立的鱼类 TS 与体长的经验关系, 检测信号对应的体长范围为 10.12~117.42cm。各月中位数体长分别为: 8 月 12.88cm (IQR = 2.83)、9 月 14.96cm (IQR = 18.65)、1 月 20.31cm (IQR = 21.08)、2 月 22.96cm (IQR = 29.24)。

与渔获物调查对比发现, 2024 年 5 月坝下渔获平均体长与声学推算值接近, 而 11 月渔获平均体长大于声学推算体长 (图 4)。与固定集鱼站结果对比, 声学推算体长与集获体长未发现显著差异 (配对检验 $t = 1.20, p = 0.26 > 0.05$), 总体相关性不明显 ($R = 0.61, p = 0.06$), 但在 5-10 月相关性显著 ($R = 0.82, p = 0.047$)。5-11 月两者均呈先降后升的波动态势, 其中 7 月声学推算体长明显大于固定集鱼体长外, 其余月份差异相对较小, 且均在 8 月达到最小值; 2025 年 1 月和 4 月, 声学推算体长小于固定集鱼体长, 而 3 月则相反。

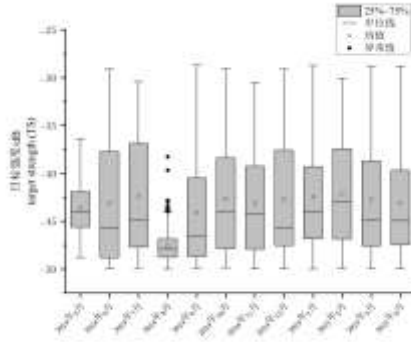


图3 乌东德坝下江段声学探测信号 TS 值分布

Fig.3 Distribution of acoustic target strength (TS) values in the section below Wudongde dam

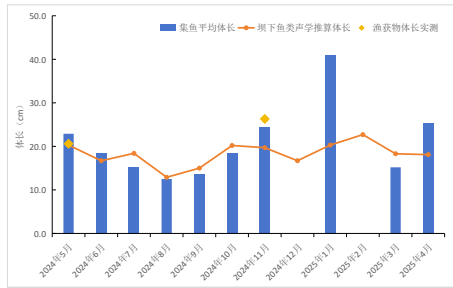


图4.鱼类体长随时间变化趋势

Fig.4 Temporal variation of fish body length

2.3 鱼类声学探测密度分布

2.3.1 月际变化特征 声学调查结果显示，坝下鱼类平均密度月际变化范围为 3.07-53.43 尾/1000m³，以 8 月最高，为 53.43 尾/1000m³，其余月份呈小范围（3.07-8.77 尾/1000m³）波动（图 5）。结合坝下固定集鱼站各月份日均集鱼数量比较发现，两者的变化趋势存在显著的相关性（相关系数 R=0.73, p<0.01）。具体表现为：5-8 月坝下江段鱼类密度与固定集鱼站集鱼数量呈波动上升趋势，且均在 8 月达到峰值，随后 9 月迅速下降。10 月至次年 3 月，两者均维持在较低水平，至 4 月集鱼数量出现小幅回升。

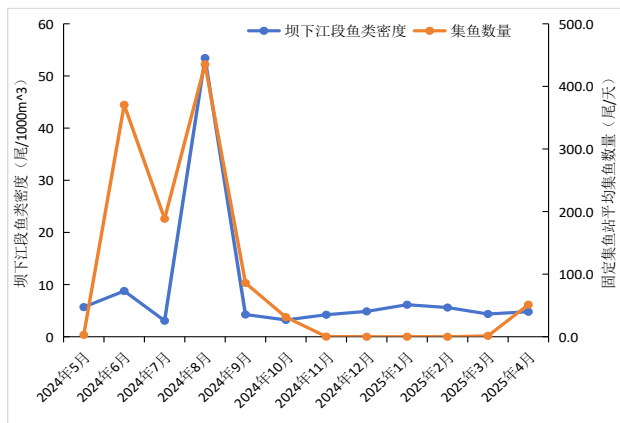


图 5.坝下江段鱼类密度与固定集鱼站集鱼数量月份变化

Fig.5 Monthly variation of fish density and catch numbers at the fixed fish collection and transport system

2.3.2 空间分布特征与季节聚集性 调查期间鱼类密度的空间分布如图 6，总体来看，鱼类在 2024 年 9 月至 2025 年 3 月呈现较为分散的分布模式，而在 5 月至 8 月则倾向于聚集分布，形成高密度斑块。空间自相关分析结果表明：鱼类密度空间分布呈现明显的季节性变化（表 4）。在春夏季节（5-8 月），鱼类密度表现出显著的空间聚集性，Moran's I 指数范围为 0.087~0.209 ($p<0.05$)，其中 7 月和 8 月的聚集程度最高 ($p<0.001$)。而进入秋冬季节（9 月-次年 3 月），鱼类分布转变为随机格局 ($p>0.05$)。次年 4 月，鱼类密度重新呈现显著的聚集分布 (Moran's I=0.180, $p<0.001$)。这表明鱼类密度的空间分布具有明显的月度动态特征，春夏季节聚集性强，秋冬季节随机分布，次年春季又恢复聚集状态。

表 4 乌东德坝下江段鱼类密度月度分布的空间自相关分析

Tab.4 Spatial autocorrelation of monthly fish density distribution in the section below Wudongde dam

月份	Moran's I 指数	Z 值	p 值	空间聚集性
2024 年 5 月	0.209	2.046	0.04	显著聚集
2024 年 6 月	0.111	2.286	0.02	显著聚集
2024 年 7 月	0.087	6.36	<0.01	极显著聚集
2024 年 8 月	0.148	5.07	<0.01	极显著聚集
2024 年 9 月	0.095	1.901	0.06	随机分布
2024 年 10 月	0.017	0.411	0.68	随机分布
2024 年 11 月	0.025	0.474	0.64	随机分布
2024 年 12 月	0.058	0.472	0.64	随机分布
2025 年 1 月	0.037	0.763	0.47	随机分布
2025 年 2 月	0.054	1.173	0.24	随机分布
2025 年 3 月	0.05	0.902	0.37	随机分布
2025 年 4 月	0.18	4.596	<0.01	极显著聚集

Moran's I 取值范围 [-1,1]，越接近 1 表示显著聚集，越接近 -1 表示显著离散。Z 值为标准化统计量，正值表示热点，负值表示冷点，绝对值越大空间自相关效应越显著。

2.3.3 时空分布与迁移特征 时空热点分析 (Space-Time Pattern Mining) 结果显示 (图 7)，乌东德坝下江段鱼类密度的聚集模式在空间上存在显著的异质性。偶发热点 (Sporadic Hot Spot) 主要集中于坝址下游 2.1km-2.3km 和 S2 江段 (坝下 5.4-7.9km)，震荡热点 (Oscillating Hot Spot) 主要集中于 S1 江段 (坝下 2.3km-4.4km) 和 S4 江段 (坝下 11.7-12.8km)，上述江段均为高置信度热点 (99%置信度和 95%置信度)，表明这些区域是鱼类高密度聚集的核心地带。震荡冷点 (Oscillating Cold Spot) 和偶发冷点 (Sporadic Cold Spot) 分别出现在 S3 江段 (坝下 10.3-10.8km) 和 S5 江段 (坝下 13.4-14.9km)，均为高置信度冷点 (99%置信度和 95%置信度)，即鱼类低密度分布江段；其余大部分区域未检测到明显模式。

进一步对 S1-S5 江段各月份鱼类分布密度的相对偏差 P 值进行统计分析 (表 5)，各江段呈现出不同特征。S1 江段 (震荡热点江段) 除 2024 年 6 月和 2025 年 1-3 月外，其余月份鱼类分布密度偏差均大于零，这些时段均为鱼类高密度聚集期，以 2024 年 5 月鱼类密度远高于江段平均水平，相对偏差 $P_{S1,5}$ 高达 220.07%。S4 江段 (震荡热点江段) 不同月份鱼类密度呈现显著波动，高密度聚集时间主要为 2024 年 6-7 月、10 月，以及 2025 年 1 月、3 月；S2 江段 (偶发热点江段) 鱼类高密度聚集时间主要为 2024 年 7 月、2025 年 2 月和 4 月，以 2 月较高，达 107.32%。此外，S3 江段 (震荡冷点) 鱼类聚集时间主要为 2024 年 6 月及 8-9 月，9 月密度 (24.41 尾/1000m³) 远高于江段平均水平 (4.26 尾/1000m³) 相对偏差 $P_{S3,9}$ 达 473.23%；S5 江段 (偶发冷点) 鱼类高密度聚集时间主要为 9-10 月及 2025 年 1-2 月。

2024 年 5 月鱼群主要集中分布在 S1 段，随后 6 至 8 月逐渐向下游 S2-S4 段迁移，以 S3 段的分布密度较高。9 月起部分鱼群进一步向下游扩散，10 月在 S5 段形成较大规模。11 至 12 月鱼群开始向上游回迁至 S1 和 S2 段，之后再次向下游移动。2025 年 3 月鱼群主要集中于 S4 段，自 4 月起重新开始向上游迁移至 S1 和 S2 段，形成周期性迁移模式。

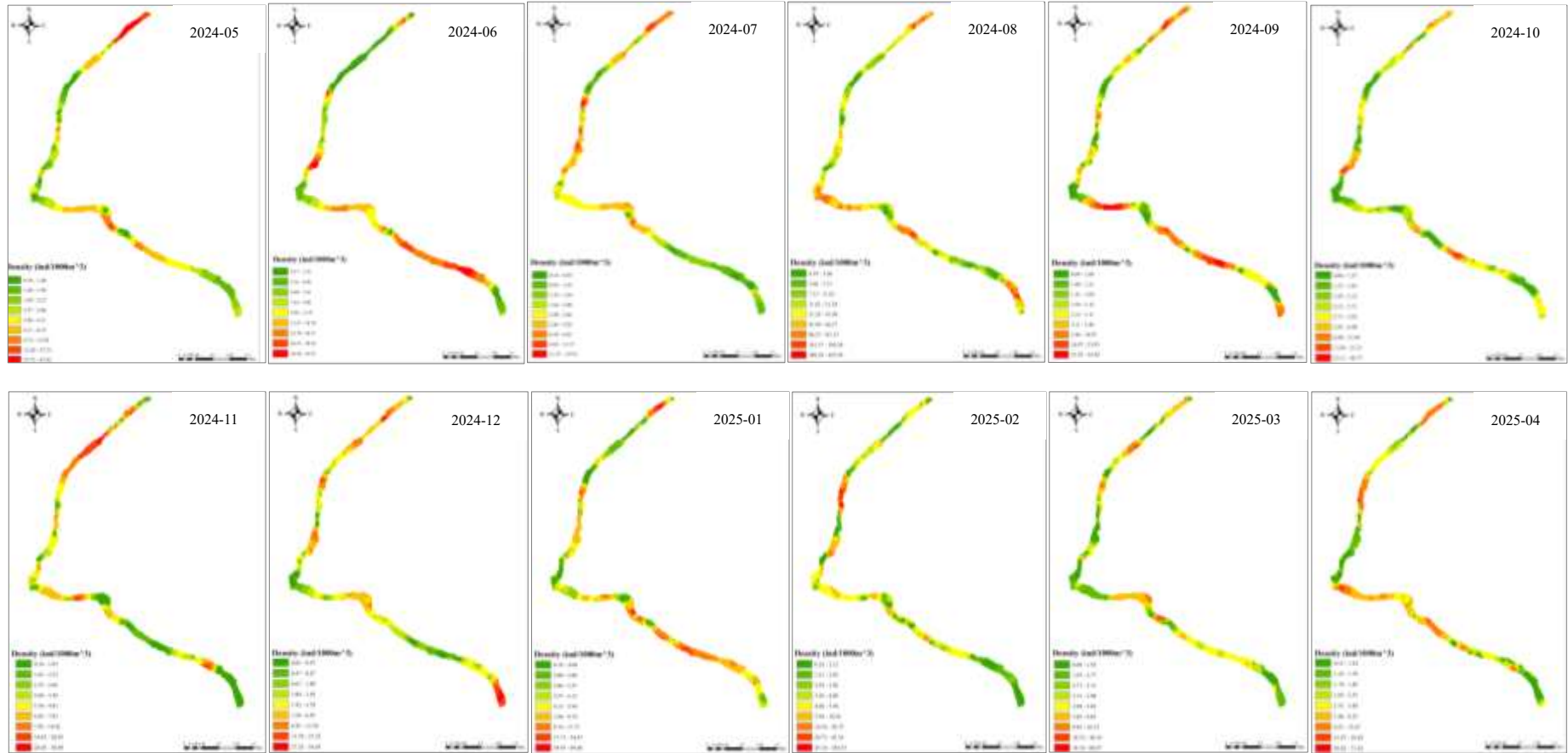


图 6.乌东德坝下江段鱼类密度的时空分布
 Figure 6. Spatiotemporal distribution of fish density in the section below Wudongde dam

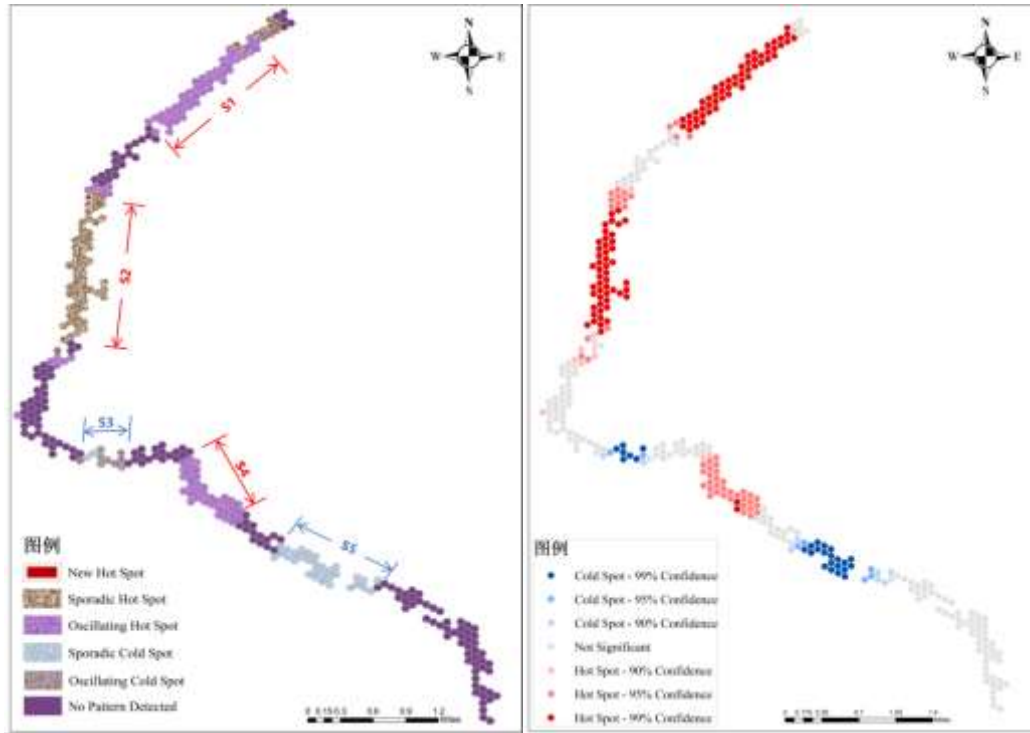


图 7.乌东德坝下江段鱼类密度分布热点/冷点模式及显著性分类（左：模式类型，右：显著性）

Sporadic Hot Spot: 偶发热点，短时间出现的高密度聚集，随机且缺乏持续性。**Oscillating Hot Spot:** 震荡热点，鱼类密度周期性高于整体平均水平，部分时间高密度，其他时间下降但仍偏高，体现周期性或间歇性活跃。**Oscillating Cold Spot:** 震荡冷点，鱼类密度周期性低于整体平均水平，部分时间很低，其他时间略低仍低于平均值。**Sporadic Cold Spot:** 偶发冷点，短时间出现的低密度区域，随机且缺乏持续性。**New Hot Spot:** 新近热点，近期首次出现的高密度聚集区域。

Fig.7 Classification of Hotspot/Coldspot Patterns and Significance of Fish Density Distribution in the Section Below Wudongde Dam (Left: Pattern Types, Right: Significance)

表 5 S1-S5 江段各月份鱼类密度（尾/1000 m³）及相对偏差（%）

Tab.5 Monthly Fish Density (ind./1000 m³) and Relative Deviation (%) in Sections S1-S5

月份	S1		S2		S3		S4		S5	
	D_{S1}	P_{S1}	D_{S2}	P_{S2}	D_{S3}	P_{S3}	D_{S4}	P_{S4}	D_{S5}	P_{S5}
2024/05	18.18	220.07	3.44	-46.3	3.05	-12.32	4.98	-39.44	0.10	-98.24
2024/06	4.41	-49.71	11.77	5.13	9.22	159.06	22.72	34.21	0.10	-98.86
2024/07	3.23	5.21	3.55	26.38	3.88	-96.74	0.10	15.64	0.86	-71.99
2024/08	62.28	16.56	41.53	-40.07	32.02	145.14	130.98	-22.27	15.11	-71.72
2024/09	6.34	48.83	3.14	-46.95	2.26	473.23	24.41	-26.29	16.61	289.91
2024/10	4.17	29.5	4.48	-51.86	1.55	-13.98	2.77	39.13	7.04	118.63
2024/11	6.54	54.98	3.28	3.32	4.36	-86.49	0.57	-22.27	0.36	-91.47
2024/12	7.61	56.58	4.58	7.41	5.22	33.74	6.50	-5.76	2.08	-57.2
2025/01	6.07	-1.14	11.56	-11.89	5.41	-54.23	2.81	88.27	9.25	50.65
2025/02	3.25	-41.96	3.78	107.32	11.61	-96.61	0.19	-32.5	6.40	14.29
2025/03	4.26	-2.29	7.52	-25	3.27	-97.71	0.10	72.48	0.10	-97.71
2025/04	6.64	38.62	4.81	37.16	6.57	-97.91	0.10	0.42	1.42	-70.35

3.讨论

3.1 水声学调查的适用性与局限性

本研究结果表明，水声学方法能够较为准确地反应坝下鱼类的体长与密度分布，其结果与传统渔获调查保持较好的一致性。以 2024 年 5 月为例，坝下 S1 江段渔获物数量为 206 尾，高于 11 月的 44 尾，声学探测结果亦表现相同的趋势（18.18ind/1000m³ 和 4.17ind/1000m³）。在体长方面，5 月声学推算体长与渔获结果接近，而 11 月则偏小。这可能与坝下鱼类空间分布差异有关：传统渔获调查主要在 S1 段开展，5 月声学探测显示鱼类高度集中于 S1 江段，两者结果吻合；而 11 月鱼群分散至 S1、S4 和 S5 江段，声学方法覆盖更广，从而更全面地反映了坝下鱼类群体结构。

需要注意的是，8-9 月的目标强度（TS）显著低于冬季（12 月-次年 3 月）（ $p < 0.05$ ），这一差异可能与鱼类繁殖和季节性行为密切相关。金沙江鱼类在 4-7 月进入繁殖期，乌东德坝下流水江段是白鹤滩库区重要的产卵场^[41]。繁殖结束后，群体结构中出现较多小型个体，部分鱼类为觅食和生长聚集于水体中上层，同时春夏季鱼类结束越冬并进行频繁活动，使其在声学探测中更易被捕捉。进入冬季，随着表层水温逐渐下降，鱼类为适应越冬需求，多聚集于深水石堆或洞穴等隐蔽环境，降低了其在水声学探测中的可检测性^[42]。此外，需要说明的是，TS 公式基于有鳔鱼类建立，对于体长小于 5-8 cm 的个体，或鳔退化及底栖类鱼种（如中华金沙鲈 *Triplophysa bleekeri*），声学估算结果可能存在偏差，其体长估计误差相对较大^[43-44]。未来研究中，将针对代表性物种开展现场或筒仓条件下的单体 TS 测定，以建立更符合金沙江流域鱼类特征的区域性校准关系^[45]。

固定集鱼站集鱼结果也在一定程度上佐证了水声学探测的结果：夏季集鱼数量明显高于冬季，且以小型中上层鱼类鳙和贝氏鳙为绝对优势种类，使得平均 TS 更低。这一变化趋势与既往研究中“暖季鱼类活动增强、声学可探测性更高”的监测结论一致^[46]，类似的季节性规律在向家坝水库和北江石角水库的声学监测中亦有报道^[11,47]。

此外，应系统认识到不同调查方法的探测偏差及其互补作用。流刺网法具有明显的尺寸选择性，常倾向于捕获特定体长范围内、流速适中的个体，而对体型较小或流速较快的鱼类检出率偏低^[48,49]。固定集鱼站的诱捕效率可能与鱼类的游泳能力和趋流行为相关，表现出对游泳能力较强或具有趋流行为的种类的选择性^[50-52]。声学探测虽然具有高时空分辨率，但在近水面与近水底区域仍存在探测盲区，且 TS 解释受鱼体尺寸、姿态、体型结构等影响^[53,54]。本研究通过将声学探测、传统渔获与固定集鱼站监测相结合，在空间覆盖范围、体长分布校验及群体活动特征等方面实现了优势互补：渔获调查提供物种组成与体长校验，固定集鱼站反映鱼类日尺度迁移强度，而声学探测则基于坝下各江段的连续声学监测，揭示鱼类在较大空间范围内的分布格局及其月际变化特征。多方法联合设计在一定程度上弥补了单一技术的局限性，提高了坝下鱼类群体动态评估的准确性与代表性。

3.2 鱼类时空分布规律与生态学意义

声学监测结果揭示了坝下鱼类资源在时间与空间上的显著差异。季节性分析显示，3-8 月鱼类密度快速增加并呈聚集分布，热点随时间在 S1、S2、S3 及 S4 江段间分布，这一时空格局与坝下鱼类繁殖活动高度契合，根据 2023-2024 年坝下鱼类早期资源监测结果（内部数据，未发表），坝下江段存在稳定的鱼类产卵场，集群产卵时间从 3 月持续到 7 月，与声学探测中鱼群空间聚集性由随机分布向极显著聚集状态转变的过程相一致。不同生态类群在繁殖期呈现明显的时序差异。3-4 月（平均水温 14.39-16.06℃）主要为产粘性卵鱼类的繁殖期，以鲤、鲫和蛇鮈为主，产卵场分布于坝下 1.8-12.0 km 江段，对应声学热点集中在 S1、S2 和 S4 多个江段。进入 5 月，随着水温稳定在 16℃ 以上，长鳍吻鮈等漂流性卵鱼类开始进入繁殖高峰，产卵主要集中在坝下 1.8-3.6 km，对应声学热点集中在 S1（坝下 2.3-4.4 km）江段。6 月随着水温进一步升高（18.29-20.08℃），中华金沙鲈、犁头鲈及鳙、圆口铜鱼等陆续进入繁殖期，其产卵场主要位于坝下 9.6-12.0 km，对应声学监测中 S3（坝下 10.3-10.8 km）和 S4（坝下 11.7-12.8 km）江段出现显著聚集。因此，春夏季高密度分布主要受繁殖活动驱动，而不同类群的时序性繁殖共同塑造了空间热点的阶段性演变格局。

空间热点分析进一步显示，S3 属于典型的“震荡冷点”区域，即该河段鱼类密度周期性低于整体平均水平，但呈现明显的季节性波动。具体而言，1-5 月密度持续偏低，6-9 月显著上升并在 9 月达到峰值。结

合水力条件与岸带地貌特征推测, S3 位于湍流河段, 左岸发育有大面积卵石河滩。枯水期(1-5 月)乌东德江段日均流量通常低于 2000 m³/s, 断面平均流速较高(>2.5 m/s), 鱼类难以停留而密度偏低; 进入 6 月后逐步进入汛期, 出库流量增加, 并在 8-9 月维持在 6700 m³/s 以上的高流量水平。此时江段宽度增大、流速相对降低, 左岸卵石滩被淹没形成大面积河漫滩, 为产卵后亲鱼及孵化仔稚鱼提供临时栖息地。因此, S3 段可能在丰水期充当鱼类扩散与迁移过程中的“生态过渡区”, 呈现季节性高密度聚集特征。这一季节性“冷热交替”特征与洪水脉冲及河道连通性变化影响鱼类栖息地可利用性和群体分布的生态机制高度一致^[55]。

秋冬季(10 月至翌年 3 月)鱼类分布趋于离散或随机, 并呈向下游扩散及周期性回迁的特征。综合相关研究^[46,56], 可推测坝下鱼类在秋冬季主要表现为生态类群分化的迁移策略: 裂腹鱼、圆口铜鱼类等底栖性种群倾向回迁至深潭或缓流区越冬, 而小型鳅科鱼类(如中华金沙鳅、犁头鳅)多依附于河底卵石与砾石间的缓流微生境; 中上层鱼类(如吻鮠属、鲮属)则表现出向下游扩散的趋势, 可能与枯水期流量下降、水体透明度升高及饵料生物分布变化有关。不同生态类群对环境变化的响应差异, 共同构成了坝下鱼类群落在冬季阶段的空间分化格局。

综上所述, 坝下鱼类的空间分布在年内呈显著的阶段性变化, 可概括为“繁殖驱动—扩散—低密度—回迁”的循环模式: 春夏季节以繁殖聚集为主, 鱼类密度显著升高; 汛末至初冬逐步扩散并进入低密度阶段; 冬季则回迁至深潭或缓流区越冬, 翌春再度启动繁殖迁移。这一时空格局反映了鱼类对坝下河段动态水文过程的适应策略。然而, 其驱动机制仍需结合水文、水温及饵料生物等环境因子进行深入分析验证。现有研究表明, 坝下流量脉冲与温度变化可直接影响鱼类的产卵触发、繁殖节律及早期资源分布^[55]; 而枯水期水文条件变化则限制鱼类活动范围, 促使其聚集于深潭或缓流区越冬^[46,57]。此外, 饵料生物(如浮游动物与底栖无脊椎动物)的季节性丰度变化也通过能量供给途径间接调控鱼类的分布格局^[58]。因此, 未来研究应结合高频水文监测与生态观测, 进一步量化各环境因子对坝下鱼群时空动态的综合影响机制。

3.3 声学探测与固定集鱼站渔获的关联性

坝下江段声学探测鱼类密度与固定集鱼站集鱼数量总体呈较高一致性。结合时空分布规律可知, 5-8 月, 鱼类在坝下产卵场聚集, 声学密度与集鱼数量同步波动上升; 9-10 月, 产卵场鱼群向下游扩散, 集鱼数量随之骤降。11-12 月, S1 江段鱼类密度依然较高(密度偏差分别为 54.98%和 56.58%), 但集鱼站捕获量极低(6 尾和 0 尾), 提示近坝江段虽有鱼群分布, 但未被有效诱集。翌年 1-3 月, 鱼群逐步下移至 S4-S5 段, 集鱼站附近鱼类密度下降, 集鱼数量亦保持低水平。随着新一轮繁殖期到来, 鱼类再次向产卵场聚集, 形成周期性循环。

上述结果表明, 固定集鱼站数据在一定程度上反映了坝下鱼类密度动态, 而声学探测则在揭示其运行效果方面具有独特优势。特别是 11-12 月近坝区鱼群虽存在但难以被诱集, 这一现象可能与冬季低温导致鱼类代谢水平和持续游泳能力显著下降, 从而抑制其顶水溯游行为有关。已有研究表明, 低温会显著降低鱼类的基础代谢率、活动范围及可利用能量^[59], 并使其临界游泳速度和持续游动能力明显下降^[60,61]。此外, 洄游鱼类在冬季普遍表现出逆流意愿衰减、洄游活动明显减少的特征^[62,63]。因此, 尽管冬季近坝江段仍有鱼类分布, 但其活动能力与溯游行为均受到抑制, 表现出典型的“存在但不可被诱集”特征。这说明集鱼系统的有效性不仅取决于鱼类的空间可达性, 还受限于季节性的生理状态与行为节律。识别并量化冬季的“行为窗口”或“运行温度下限”, 对于冬季运行策略和调度敏感期管理具有重要意义。

声学推算体长与固定集鱼站在全年尺度上相关性不显著($R=0.61$, $p=0.06$), 但在 5-10 月集鱼高峰期二者显著相关($R=0.82$, $p=0.047$), 且变化趋势高度一致, 说明该时期鱼类体长分布较均匀, 集鱼系统未表现出明显选择性, 这与杨科等人结论一致^[6]。声学密度与集鱼数量的相关性更高($R=0.73$), 提示两种方法可互为验证。值得注意的是, 杨科等^[6]指出固定集鱼站捕获的大型个体多为初次性成熟的潜在繁殖群体。本研究亦发现 7 月声学推算体长略高于集鱼站测值, 但 4-6 月未出现类似现象。为进一步解析繁殖季不同体尺群体的洄游行为及其进入集鱼系统的选择性, 建议在繁殖高峰期前后加强声学标记追踪监测, 以提升对繁殖群体结构、洄游节律及集鱼系统效能的判别能力。

4. 参考文献

- [1] Liu H W, Guo C, Qu X *et al.* Fish diversity, endemism, threats, and conservation in the Jinsha River basin (upper Yangtze River), China. *North American Journal of Fisheries Management*, 2021, 41(4), 967-984. <https://doi.org/10.1002/nafm.10441>
- [2] Chen X., He D., Zhou L *et al.* Influence of hydropower stations on the water microbiota in the downstream of Jinsha River, China. *PeerJ*, 2020, 8, e9500. <https://doi.org/10.7717/peerj.9500>
- [3] Li D, Chen P, Zhang Y. Re-establishing fish migration channel of large reservoirs in Jinsha River Basin of China by using an eco-friendly reservoir operation method. *Science of the Total Environment*, 2021, 813: 151160. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151160>
- [4] Chapin III F S, Zavaleta E S, Eviner VT *et al.* Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 2000, 405(6783): 234-242. <https://doi.org/10.1038/35012241>
- [5] Ding CZ, Sun J, Huang M R *et al.* Flow and thermal regimes altered by a dam caused failure of fish recruitment in the upper Mekong River. *Freshwater Biology*, 2023, 68(8): 1319-1329. <https://doi.org/10.1111/fwb.14105>
- [6] Yang K, Xia L M, Chen Z W *et al.* Monitoring and preliminary evaluation of fish aggregation effect of the fish collection system at Wudongde Hydropower Station in Jinsha River. *Journal of Lake Sciences*, 2026, 38(1):290-301.DOI: 10.18307/2026.0136 [杨科, 夏利名, 陈志伟等. 金沙江乌东德水电站集运鱼系统集鱼效果监测与初步评价. 湖泊科学, 2026, 38(1):290-301]
- [7] Fischer J R, Quist M C. Gear and seasonal bias associated with abundance and size structure estimates for lentic freshwater fishes. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 5(2), 2014, 301-315. <https://doi.org/10.3996/012014-JFWM-004>
- [8] Zhang L, Wang Y, Liu J. Advances in acoustic telemetry for monitoring fish behavior in freshwater systems. *Environmental Biology of Fishes*, 2022, 105(3): 345-359. <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01181-5>
- [9] Lian, Y, Ye, S, Godlewska M *et al.* Diurnal, seasonal and inter-annual variability of fish density and distribution in the Three Gorges Reservoir (China) assessed with hydroacoustics. *Limnologica*, 2017, 63, 97-106. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.01.002>
- [10] Lian Y, Ye S, Godlewska M *et al.* Comparison of Two Types of Survey Designs for Acoustic Estimates of Fish Resources in the Three Gorges Reservoir, China. *Water*, 2022, 14(17), 2745. <https://doi.org/10.3390/w14172745>
- [11] Hu F F, Zhu T B, Gong J L *et al.* Hydroacoustic study on fish resources variation in the early stage of the ten-year fishing ban in Xiangjiaba Reservoir, Lower Jinsha River. *Journal of Fisheries of China*, 2023, 47(2): 233-244. <https://doi.org/10.11964/jfc.20220913687> [胡飞飞, 朱挺兵, 龚进玲等. 十年禁渔初期金沙江下游向家坝水库鱼类资源变化的水声学. 水产学报, 2023, 47(2): 233-244.]
- [12] Zhu J Z, Guo W T, Huang A Y *et al.* Spatial distribution characteristics of fishes in the navigation channels of the Three Gorges Dam. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2022, 31(1): 242-251. <https://doi.org/10.12024/jsou.20200703108> [朱佳志, 郭文韬, 黄安阳等. 长江三峡船闸上下引航道鱼类空间分布特征. 上海海洋大学学报, 2022, 31(01): 242-251.]
- [13] [中华人民共和国农业农村部. SC/T 9429-2019 淡水渔业资源调查规范 河流.. 北京: 中国农业出版社,2019.
- [14] 中国科学院中国动物志编辑委员会. 中国动物志-中卷-硬骨鱼纲, 鲤形目. 北京: 科学出版社, 1998: 102-448.
- [15] [褚新洛, 陈银瑞. 云南鱼类志: 上册. 北京: 科学出版社, 1989: 11-353.
- [16] 褚新洛, 陈银瑞. 云南鱼类志: 下册. 北京: 科学出版社, 1990: 12-257.
- [17] Duncan A, Kubecka J. Hydroacoustic methods of fish surveys. Bristol: *National Rivers Authority*, 1993: 136-196.
- [18] De Robertis A, Higginbottom I. A post-processing technique to estimate the signal-to-noise ratio and remove echosounder background noise. *ICES Journal of Marine Science*, 2007, 64(6), 1282-1291. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm092>
- [19] Ryan T E, Downie R A, McHugh P. Methods for removing transient noise in hydroacoustic data. *Fisheries Research*, 2015, 164, 123-130. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.12.003>
- [20] Fraser J, Dower J F, Beamish R J. Adaptive filtering of acoustic data for turbulent flow conditions in rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2017, 74(5), 678-689. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0180>
- [21] Xie X, Zhang H, Sun LY *et al.* Target strength of four freshwater fish species in the Yangtze River estimated using cage and model methods. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2020, 27(5): 536-546. [谢晓, 张辉, 孙立元等. 基于网箱控制法和模型法的长江4种淡水鱼目标强度研究. 中国水产科学, 2020, 27(05): 536-546.]
- [22] Li J, Zhang H, Lin D *et al.* Spatiotemporal distribution and assemblages of fishes below the lowermost dam in protected reach in the

- Yangtze River main stream: Implications for river management. *BioMed Research International*, 2016, Article 4290793. <https://doi.org/10.1155/2016/4290793>
- [23] 蔡志宇. 长江7种鱼类声学目标强度研究[学位论文]. 武汉: 中国水产科学研究院长江水产研究所, 2019.
- [24] Misund O A. Underwater acoustics in marine fisheries and fisheries research. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1997, 7(1): 1-34. <https://doi.org/10.1023/A:1018475908475>
- [25] Shimadzu H, Dornelas M, Magurran A E. Measuring temporal turnover in ecological communities. *Methods in Ecology and Evolution*, 2015, 6(12), 1384-1394. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12438>
- [26] Ducharme-Barth N D, Grüss A, Vincent M T *et al.* Impacts of fisheries-dependent spatial sampling patterns on catch-per-unit-effort standardization: A simulation study and fishery application. *Fisheries Research*, 2022, 246, 106169. DOI: 10.1016/j.fishres.2021.106169
- [27] Legendre P, Legendre L. *Numerical Ecology* (3rd ed) [M]. Amsterdam: Elsevier, 2012.
- [28] Stow C A, Reckhow K H, Qian S S. Long-term patterns of watershed and lake inputs of nutrients: A case study of Lake Mendota. *Ecological Applications*, 1998, 8(4):1021-1030.
- [29] Menzel A, Estrella N, Fabian P. Plant phenological changes in Europe related to climate change. *Global Change Biology*, 2001; 7(6): 657-666.
- [30] Watson D F, Philip G M. A refinement of inverse distance weighted interpolation. *Geo-processing*, 1985, 2(4): 315-327.
- [31] Burrough P A, McDonnell R A. Principles of geographical information systems. Oxford: Oxford University Press, 1998.
- [32] 耿哲. 中华绒螯蟹河口阶段生境适应性及保护策略[学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2018.
- [33] Longley P A, Goodchild M F. Geographic Information Science and Systems. In: *International Encyclopedia of Human Geography*. Elsevier, 2020: 29-36. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102295-5.10557-8>
- [34] Piatt J F, Wetzel J, Bell K *et al.* Predictable hotspots and foraging habitat of the endangered short-tailed albatross (*Phoebastria albatrus*) in the North Pacific: Implications for conservation. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2006, 53(3-4): 387-398. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2006.01.008>
- [35] Mitchell A. The ESRI guide to GIS analysis, Volume 2: Spatial measurements and statistics. Redlands: ESRI Press, 2005.
- [36] Environmental Systems Research Institute (ESRI). Space time pattern mining toolbox. 2021. Available from: <https://pro.arcgis.com>.
- [37] Getis A, Ord J K. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis*, 1992, 24(3): 189-206. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1992.tb00261.x>
- [38] Xu R, Yang X, Tian S. Use of space-time cube model and spatiotemporal hot spot analyses in fisherie: A case study of tuna purse seine. *Fishes*, 2023, 8(10), 525. <https://doi.org/10.3390/fishes8100525>
- [39] Kang Y, Aldstadt J, Kang W. Geospatial hotspot analysis of spatiotemporal patterns in fisheries data using space-time cube. *Transactions in GIS*, 2018, 22(1): 3-20. <https://doi.org/10.1111/tgis.12268>
- [40] IBM Corp. *SPSS Documentation: Exploring data: Descriptive statistics and normality tests* [EB/OL]. Available from: Available from: <https://www.ibm.com/docs/zh/spss-statistics>.
- [41] Hu F X, Li B, Guo W T *et al.* Spawning status of drifting-egg fishes in the near-dam section during the initial impoundment of Wudongde Hydropower Station. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2023, 32(11): 2348-2359. [胡凡旭, 李博, 郭文韬等. 乌东德水电站蓄水初期近坝下江段产漂流性卵鱼类繁殖现状. 长江流域资源与环境, 2023, 32(11): 2348-2359.]
- [42] Song D, Du X, Jin X *et al.* Characteristics of spatial-temporal distributions of fish resources in Lake Jingpo based on hydroacoustic assessment. *Journal of Lake Sciences*, 2022, 34(6): 2095-2104. [宋聘, 都雪, 金星等. 基于水声学探测的镜泊湖鱼类时空分布特征及资源量评估. 湖泊科学, 2022, 34(6): 2095-2104.]
- [43] Love R H. Dorsal aspect target strength of an individual fish. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 1971, 49(3B), 816-823. <https://doi.org/10.1121/1.1912479>
- [44] Foote K G. Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 1987, 82(3), 981-987. <https://doi.org/10.1121/1.395397>
- [45] Simmonds E J, MacLennan D N. Fisheries acoustics: theory and practice (2nd ed.). Oxford: Blackwell Science, 2005.

- [46] Luo B, Zhou X, Zhang C *et al.* Hydroacoustic survey on fish spatial distribution in the early impoundment stage of Yuwanghe Reservoir in southwest China. *Frontiers in Marine Science*, 2023, 10: 1119411. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1119411>
- [47] Wu Z, Li J, Zhu S L *et al.* Seasonal variation of fish density and behavior in Shijiao Reservoir, Beiji River by using hydroacoustic methods. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2018, 25(3): 674-681. [武智, 李捷, 朱书礼等. 基于水声学的北江石角水库鱼类资源季节变动及行为特征研究. *中国水产科学*, 2018, 25(3): 674-681.]
- [48] Lucchetti A, Virgili M, Petetta A *et al.* An overview of gill net and trammel net size selectivity in the Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, 2020, 230, 105677. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105677>
- [49] Hamley, J. M. Review of gillnet selectivity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 1975, 32(11), 1943 - 1969. <https://doi.org/10.1139/f75-233>
- [50] Huang L, Li Z, Liu J *et al.* Fish movement patterns and behavior in relation to flow velocity in the upper Yangtze River. *Environmental Biology of Fishes*, 2019, 102(8), 1095-1106.
- [51] Zhao Y, Zhang T, Liu D *et al.* Response of fish assemblages to flow and habitat heterogeneity downstream of dams in the Jinsha River, China. *River Research and Applications*, 2021, 37(10), 1485-1497.
- [52] Birnie-Gauvin K, Thorstad E B, Aarestrup K. Overlooked aspects of fish passage research and practice. *Fish and Fisheries*, 2019, 20(6), 1066-1082.
- [53] Yin X, Liu J, Li Z *et al.* Fishery resource evaluation with hydroacoustic and net sampling: Addressing surface blind zone and seabed dead zone. *Remote Sensing*, 2023, 15(3), 543. <https://doi.org/10.3390/rs15030543>
- [54] Mei F, Lian Y, Zhang D *et al.* Effects of season and diel cycle on hydroacoustic estimates of fish density, target strength and vertical distribution. *Frontiers in Marine Science*, 2023, 10, Article 1134567. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1134567>
- [55] Xu R, Yang X, Tian S *et al.* Use of space-time cube model and spatiotemporal hot spot analyses in fisheries: A case study of tuna purse seine. *Fishes*, 2023, 8(10), 525. <https://doi.org/10.3390/fishes8100525>
- [56] Lin P, Chen L, Gao X *et al.* Spatiotemporal distribution and species composition of fish assemblages in the transitional zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Water*, 2020, 12(12), 3514. <https://doi.org/10.3390/w12123514>
- [57] He Z, Gao K, Chen H *et al.* Comparative population dynamics of *Schizothorax wangchiachii* (Cyprinidae: Schizothoracinae) in the middle reaches of the Yalong River and the upper reaches of the Jinsha River, China. *Animals*, 2023, 13(13), 2209. <https://doi.org/10.3390/ani13132209>
- [58] Winder M, & Schindler D E. Climatic effects on the phenology of lake ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2004, 271(1539), 2263-2273. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2869>
- [59] Claireaux G, Lefrançois C. Linking environmental variability and fish performance: Integration through the concept of scope for activity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2007, 362(1487), 2031-2041. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2099>
- [60] Sandblom E, Axelsson M. Effects of temperature on swimming performance and metabolic scope in fishes. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 2007, 148(2), 350-357. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2007.06.015>
- [61] He G, Zhang H, Wang B *et al.* Effects of low temperature on critical swimming speed and metabolism of *Cyprinus carpio*. *Chinese Journal of Fisheries Science*, 2013, 20(5), 1104-1112. [何舸, 张辉, 王斌, 王文君. 低温对鲤鱼临界游泳速度与代谢的影响. *中国水产科学*, 2013, 20(5): 1104-1112.]
- [62] Lucas M C, Baras E. Migration of freshwater fishes. Oxford, UK: Blackwell Science, 2001.
- [63] Pavlov D S, Savvaitova K A, Kuzishchin K V. Seasonal changes in upstream migrations of salmonids. *Journal of Ichthyology*, 2008, 48(10), 881-889. <https://doi.org/10.1134/S0032945208100027>