

蓄水运行时长对鱼类群落结构及生态类型的影响 ——以乌江下游银盘电站为例

熊美华¹, 邵科¹, 史方¹, 徐念¹, 刘小帅², 叶卿³, 朱滨¹

(1. 水利部中国科学院水工程生态研究所, 水利部水工程生态效应与生态修复重点实验室,

湖北省水生态保护与修复工程技术研究中心, 湖北 武汉 430079;

2. 雅砻江流域水电开发有限公司, 四川 成都 610056;

3. 上海市水生野生动植物保护研究中心, 上海 202162)

摘要:研究梯级电站建设及运行不同阶段导致的河流生境变化对鱼类群落结构和生态类型的影响,为制定该区域鱼类针对性的保护方案、恢复该江段的鱼类资源和鱼类多样性水平提供策略。2005–2017年在乌江下游银盘电站坝上坝下江段开展蓄水前(2005、2008、2009年)、蓄水后2年内(2011、2012年)、蓄水后第6年(2017年)共6个年度的鱼类资源监测,采用多样性指数和多元统计方法分析该江段鱼类种类组成、群落结构特征及其变化。6个年度共监测到鱼类93种,鱼类种类数在水库建成蓄水后呈现先降低后升高的趋势。受生境变化影响,鱼类优势物种发生变化,水库蓄水后静缓流生境鱼类显著增加,特别是蓄水后2年内静水型鱼类骤然增多。蓄水前后鱼类群落结构也发生了变化,在61.79%的Bray-Curtis相似性水平上,蓄水前鱼类聚为一组,蓄水后2年内的鱼类聚为一组,2017年单独一组($P<0.05$)。总体上看,生态类型组成以缓流型、底层、定居性、杂食性和产粘性卵鱼类占优;蓄水后2年内中上层鱼类和静水型鱼类个体数占比显著增加。建立有效的鱼类资源保护措施需在持续监测的基础上,综合考虑电站运行特点及支流状况。

关键词:鱼类群落结构;生态类型;梯级电站;河流生境;乌江

中图分类号:S932.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2022)06-0025-10

乌江为长江上游右岸最大支流,干流全长1 037 km,流域面积8.79万km²,总落差2 124 m,水能资源丰富,是我国主要水电开发基地之一。目前,乌江干流梯级开发方案为普定、引子渡、洪家渡、东风、索风营、乌江渡、构皮滩、思林、沙沱、彭水、银盘、白马共12个梯级。银盘电站于2011年4月开始蓄水,为乌江下游已建成运行的最后一级电站,距乌江河口93 km,库区从坝址至回水末端53.3 km,基本到达上游彭水电站坝下。乌江干流梯级电站基本采取这种首尾相接的方式,自然流水生境逐步转变为连续或不连续的湖库缓流生境,造成水生生态系统食物链、生物多样性、生物群落结构和资源量等发生变化,对鱼类群

落影响尤其明显。生境变化不仅改变鱼类种类组成、群落结构,流域密集的水电开发造成的生境破碎也阻断了洄游通道,使乌江上下游、干支流及乌江与长江干流鱼类种群间基因交流受阻(Nilsson et al, 2005; Liermann et al, 2012; 李婷等, 2020)。

乌江下游鱼类资源状况已有报道,杨再明等(2010)于2004–2008年调查了彭水电站沿河段库区鱼类状况,肖琼等(2015)和杨志等(2019)对银盘电站蓄水前后乌江下游鱼类种类组成、鱼类资源及其变动特征进行了报道。但这些研究均集中于银盘电站蓄水前及蓄水后3年内的鱼类资源状况,没有追踪长时间蓄水后鱼类资源的变动状况,未分析电站蓄水所造成的鱼类群落结构的中长期影响,且未详细探讨长期蓄水后生境变化与鱼类生态类型变化的关系。鱼类群落结构、多样性变化与水库的运行时间、水库湖相长度、支流生境特征等因素有关(Orsi & Britton, 2014; Granzotti et al, 2018; 李婷等, 2020)。因此,本文基于银盘电站蓄水前3个年度(2005、2008、2009年)、蓄水后2年内(2011–2012年)及蓄水较长时间后(2017年)的鱼类资源调查数据,对比分析银盘电

收稿日期:2021-06-22 修回日期:2022-11-17

基金项目:农业财政专项(CJDC-2017-03);三峡工程影响水域重要水生生物遗传资源保护(12620200600020J005);长江流域水生态及重点水域富营养化状况调查与评价(水规计[2017]50号)。

作者简介:熊美华,1982年生,女,副研究员,主要从事鱼类生态学研究。E-mail: dreamer@mail.ihe.ac.cn

通信作者:朱滨。E-mail: gezhub@163.com

站蓄水前及蓄水运行不同时长后鱼类资源状况,分析鱼类多样性、群落结构变化及生态类型变化随电站运行时长的影响,为制定该区域鱼类针对性的保护方案,恢复该江段的鱼类资源和鱼类多样性提供策略,同时为其他流域减缓梯级电站开发所带来的生态影响提供参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集

2005、2008、2009、2011、2012 和 2017 年,在乌江银盘电站坝上坝下开展了渔获物调查和样品采集,采样点如图 1。鱼类样品采集参考《内陆水域渔业自然资源调查手册》(张觉民和何志辉,1989),通过购买渔民所捕捞渔获物的方式进行调查,采用的渔具主要有定置刺网、流刺网、延绳饵钩、电捕等,鱼类种类依据形态特征参考相关文献和书籍(丁瑞华,1994;陈宜瑜,1998;乐佩琪,2000)进行鉴定,并逐尾测量鱼类全长、体长和体重等生物学指标,记录采集时间和采集地点等相关信息。鱼名参照郭延蜀等(2021)进行统一命名。

1.2 数据处理与分析

采用 Shannon-Wiener 多样性指数(H')、Margalef 种类丰富度指数(D)、Pielou 均匀度指数(J)分析不同江段鱼类群落结构特征(Shannon, 1948; Margalef, 1958; Pielou, 1966);基于原始渔获物个体数矩阵,采用 Bray-Curits 相似性分析各年度鱼类群落结构并进行聚类分析;采用鱼类个体生态学指数分析各年度鱼类生态类型。

Shannon-Wiener 指数(H')是基于物种数量反应群落种类多样性,计算式为:

$$H' = -\sum P_i \cdot \ln P_i \tag{1}$$

式中: P_i 为群落中第*i*个种的个体数占有所有物种个体数的比例。

Margalef 丰富度指数(D)反映群落物种丰富度,计算式为:

$$D = (S - 1) / \ln N \tag{2}$$

式中: S 为样品中的种类总数, N 为样品中的物种个体总数。

Pielou 均匀性指数(J)反映群落均匀度,计算式为:
$$J = H' / \ln S \tag{3}$$

式中: H' 表示多样性, S 为样品中的种类总数。

鱼类个体生态学指数(R)计算式为:
$$R = C \times A / n \tag{4}$$

式中: C 为鱼类群落矩阵, A 为鱼类个体生态类

型矩阵, n 为鱼类群落种类数。 R 为 0~1 的量度,某种生态特征对应的 R_i 值越高,说明具有此特征的鱼类受此相关环境因子变化的影响越大(Suen & Hericks, 2006)。

鱼类个体生态学矩阵是将已收集到的鱼类生态学特征如栖息水层、产卵条件、食性偏好、水流条件等进行整理、筛选,用以评价鱼类群落变化与环境之间关系的指标矩阵。

相似性分析:基于鱼类种类和相对丰度数据,经平方根转换后以 Bray-Curtis 相似性系数为基础构建不同采样江段的相似性矩阵,采用层次聚类(Cluster)和非度量多维尺度分析(NMDS)对各江段鱼类群落进行分组,了解各年度鱼类群落结构变化(Lozupone & Knight, 2005)。采用单因素的相似性分析(ANOSIM)对分组数据进行差异检验(Clarke & Warwick, 2001)。Cluster、NMDS 和 ANOSIM 检验通过生态统计软件 Primer 6.0 进行。



图 1 鱼类样品采集点
Fig. 1 Location of sampling sites for fish community surveys

2 结果与分析

2.1 鱼类种类组成

2005-2017 年开展的 6 个年度调查中共收集渔获物 15 277 尾,重量达 703.3 kg,隶属于 3 目 13 科 93 种,鱼类组成及生态学矩阵见表 1。其中鲤形目 5 科 68 种,占总种类数的 73.1%;鲇形目 5 科 19 种,占总种类数的 20.4%;鲈形目 3 科 6 种,占总种类数的 6.5%。蓄水前(2005、2008、2009 年)监测到鱼类 52、60、69 种,鱼类种类数呈上升趋势;蓄水后(2011、2012、2017 年)监测到鱼类 47、39、48 种,鱼类种类数呈下降再逐步恢复趋势。在所有年度均监测到的种类有鳊、白甲鱼、钝吻拟鲿、大鳍鲮、鲤、泉水鱼、蛇鮈、瓦氏拟鲿等共 19 种,监测到外来物种 1 种,为斑点叉尾鲷。

表1 各年度乌江银盘电站坝上坝下河段鱼类名录及个体生态学矩阵

Tab.1 Fish species list in the upper and lower reaches of Yinpan hydropower station for the six surveys and the fish autecology matrix

鱼名	拉丁名	年份						生态类型														
		2005	2008	2009	2011	2012	2017	中上层	中下层	底层	急流型	缓流型	静水型	洄游半洄游	定居性	肉食性	杂食性	植食性	粘性卵	粘沉性卵	漂流性卵	浮性卵
Cypriniformes																						
Cyprinidae																						
1. 宽鳍鱮	<i>Zacco platypus</i>	+	+	+	+	+	+	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
2. 马口鱼	<i>Opsariichthys bidens</i>	+	+	+	+	+	+	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
3. 草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>							0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
4. 赤眼鲮	<i>Squaliobarbus curriculus</i>	+	+			+		1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
5. 高体近红鲌*	<i>Ancherythroculter kurematsui</i>							1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
6. 汪氏近红鲌*	<i>Ancherythroculter wangi</i>			+				1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
7. 瓢鱼	<i>Pseudolaubuca sinensis</i>	+	+	+	+	+		1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
8. 四川华鲮*	<i>Sinibrama taeniatus</i>	+	+	+				1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
9. 贝氏鲮	<i>Hemiculter bleekeri</i>					+	+	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0
10. 鲮	<i>Hemiculter leucisculus</i>	+	+	+	+	+		1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0
11. 半鲮*	<i>Hemiculterella sauvaigi</i>		+	+				1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0
12. 红鳍原鲌	<i>Cultrichthys erythropterus</i>			+				1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
13. 达氏鲌	<i>Culter dabryi dabryi</i>			+				0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
14. 蒙古鲌	<i>Culter mongolicus mongolicus</i>				+			1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
15. 翘嘴鲌	<i>Culter alburnus</i>				+		+	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
16. 鲮	<i>Parabramis pekinensis</i>		+					0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0
17. 银鲮	<i>Xenocypris argentea</i>			+	+			0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
18. 黄尾鲮	<i>Xenocypris davidi</i>	+		+	+	+		0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
19. 似鲮	<i>Pseudobrama simony</i>	+	+	+	+	+	+	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0
20. 鲢	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>				+	+	+	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
21. 鲮	<i>Aristichthys nobilis</i>			+	+	+	+	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0
22. 唇鲮	<i>Hemibarbus labeo</i>	+	+	+	+	+	+	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
23. 花鲮	<i>Hemibarbus maculatus</i>	+	+	+	+	+	+	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
24. 似鲮	<i>Belligobio nummifer</i>			+				1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0
25. 麦穗鱼	<i>Pseudorasbora parva</i>		+	+				0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
26. 华鲮	<i>Sarcocheilichthys sinensis</i>	+	+	+				0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
27. 银鲃	<i>Squalidus argentatus</i>	+	+	+	+	+	+	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
28. 铜鱼	<i>Coreius heterodon</i>	+	+	+	+	+	+	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
29. 圆口铜鱼**	<i>Coreius guichenoti</i>		+	+				0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
30. 吻鲃	<i>Rhinogobio typus</i>	+	+	+	+	+	+	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
31. 圆筒吻鲃*	<i>Rhinogobio cylindricus</i>	+	+	+	+	+	+	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
32. 长鳍吻鲃**	<i>Rhinogobio ventralis</i>	+	+	+	+	+		0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
33. 裸腹片唇鲃*	<i>Platysmacheilus nudiventris</i>	+	+	+				0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
34. 钝吻棒花鱼*	<i>Abbottina obtusirostris</i>	+		+				0	0	1	0	1	0	1/2	1/2	0	1	0	0	1	0	0
35. 棒花鱼	<i>Abbottina rivularis</i>		+					0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0

续表 1

年份										生态类型												
鱼名	拉丁名	2005	2008	2009	2011	2012	2017	中上层	中下层	底层	急流型	缓流型	静水型	河游半河游	定居性	肉食性	杂食性	植食性	粘性卵	粘沉性卵	漂流性卵	浮性卵
36. 乐山小鲃	<i>Mictophysogobio kiatingensis</i>																					
37. 长蛇鲃	<i>Saurogobio dumerili</i>		+		+		+	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0
38. 蛇鲃	<i>Saurogobio dabryi</i>		+	+	+	+		0	0	1	0	1	0	1	1/2	0	1	0	1	0	0	0
39. 异鱈鲃*	<i>Xenophysogobio boulengeri</i>	+	+	+	+			0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
40. 裸体异鰍鲃	<i>Xenophysogobio nudicorpa</i>	+		+	+			0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
41. 宜昌鲃	<i>Gobiobotia (Gobiobotia) flitfer</i>		+	+	+	+		0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
42. 中华鲃	<i>Rhodeus sinensis</i>			+	+	+		0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1/4	1/4	1/4	1/4
43. 高体鲃	<i>Rhodeus ocellatus</i>				+			0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1/4	1/4	1/4	1/4
44. 中华倒刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	+	+	+	+			0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
45. 云南光唇鱼	<i>Acrossocheilus yunnanensis</i>			+				0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
46. 宽口光唇鱼*	<i>Acrossocheilus monticola</i>	+	+	+				0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
47. 白甲鱼	<i>Onychostoma sima</i>	+	+	+	+	+		0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0
48. 粗须白甲鱼	<i>Onychostoma barbatum</i>					+		0	0	1	1	0	0	1	1/2	0	1	0	1	0	0	0
49. 瓣结鱼	<i>Folifer brevifilis brevifilis</i>	+	+	+	+			0	1	0	1	0	0	1/2	1/2	0	1	0	1	0	0	0
50. 伦氏孟加拉鲃*	<i>Bangana rendahli</i>	+	+	+			+	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
51. 泉水鱼	<i>Pseudogyrinocheilus prochilus</i>	+	+	+	+	+		0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
52. 无须墨头鱼	<i>Garra imberba</i>	+	+	+	+			0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
53. 云南盘鲃	<i>Discogobio yunnanensis</i>			+		+		0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
54. 岩原鲤*※	<i>Procypris rabaudi</i>	+	+				+	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
55. 鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	+	+	+	+	+		0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0
56. 鲫	<i>Carassius auratus</i>	+	+	+	+	+		0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0
条鲃科																						
57. 红尾荷马条鲃	<i>Nemacheilidae</i>		+	+				0	0	1	1	0	0	1/2	1/2	0	1	0	1	0	0	0
沙鲃科																						
58. 中华沙鲃	<i>Botia superciliaris</i>	+	+		+	+		0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
59. 宽体沙鲃*	<i>Botia reevesae</i>	+			+			0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
60. 花斑副沙鲃	<i>Parabotia fasciata</i>	+	+		+			0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
61. 长薄鲃*※	<i>Leptobotia elongata</i>	+	+	+		+		0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
62. 紫薄鲃	<i>Leptobotia taeniops</i>		+	+		+		0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
63. 小眼薄鲃*	<i>Leptobotia microphthalmia</i>						+	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
64. 红唇薄鲃*※	<i>Leptobotia rubrilabris</i>		+	+				0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
鮠科																						
65. 泥鲃	<i>Cobitidae</i>					+		0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0
爬鲃科																						
66. 犁头鲃	<i>Balitoridae</i>							0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
67. 中华金沙鲃*	<i>Lepturichthys fimbriata</i>	+	+	+	+	+		0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
68. 峨眉后平鲃	<i>Jinshaia sinensis</i>	+	+	+				0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
	<i>Metahomaloptera omeiensis</i>						+	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0

续表 1

鱼名	拉丁名	年份						生态类型														
		2005	2008	2009	2011	2012	2017	中上层	中下层	底层	急流型	缓流型	静水型	游半河游	定居性	肉食性	杂食性	植食性	粘性卵	粘沉性卵	漂流性卵	浮性卵
Siluriformes																						
鲇科																						
Bagridae																						
69. 黄颡鱼	<i>Pseudobagrus fulvidraco</i>		+	+	+	+		0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
70. 长须黄颡鱼	<i>Pelteobagrus eupogon</i>	+	+					0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
71. 瓦氏拟鲇	<i>Pseudobagrus vachelli</i>		+	+	+	+		0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
72. 光泽拟鲇	<i>Pseudobagrus nitidus</i>	+	+	+	+	+		0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
73. 长吻拟鲇	<i>Pseudobagrus longirostris</i>	+	+	+	+	+		0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
74. 钝吻拟鲇	<i>Pseudobagrus crassirostris</i>	+	+	+	+	+		0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
75. 切尾拟鲇	<i>Pseudobagrus truncatus</i>		+	+			+	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
76. 圆尾拟鲇	<i>Pseudobagrus tenuis</i>		+	+	+		+	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
77. 乌苏拟鲇	<i>Pseudobagrus ussuriensis</i>		+					0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
78. 细体拟鲇	<i>Pseudobagrus pratti</i>			+				0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
79. 凹尾拟鲇	<i>Pseudobagrus emarginatus</i>	+	+	+	+			0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
80. 短尾拟鲇	<i>Pseudobagrus brevicaudatus</i>		+					0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
81. 大鳍鲇	<i>Hemibagrus macropterus</i>	+	+	+	+	+		0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
Siluridae																						
82. 鲇	<i>Silurus asotus</i>		+	+	+	+		0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
83. 大口鲇	<i>Silurus meridionalis</i>	+	+	+				0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
Amblycipitidae																						
钝头鮠科																						
84. 白缘鮠	<i>Liobagrus marginatus</i>	+	+	+	+	+		0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
85. 黑尾鮠	<i>Liobagrus nigricauda</i>	+	+	+		+		0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
Sisoridae																						
鮡科																						
86. 中华纹胸鮡	<i>Glyptothorax sinensis</i>	+	+	+	+	+		0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
Ictaluridae																						
鮠科																						
87. 斑点叉尾鮠△	<i>Ictalurus punctatus</i>		+	+		+		0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0
Perciformes																						
Percichthyidae																						
鲈科																						
88. 鳊	<i>Siniperca chuatsi</i>	+	+	+	+	+		0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1
89. 大眼鳊	<i>Siniperca kneri</i>	+	+	+		+		0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1
90. 斑鳊	<i>Siniperca scherzeri</i>		+	+				0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1
Odontobutidae																						
沙塘鳢科																						
91. 小黄鲈鱼	<i>Micropercops swinhonis</i>		+	+			+	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
Gobiidae																						
虾虎鱼科																						
92. 波氏吻虾虎鱼	<i>Rhinogobius cliffordpopei</i>	+						0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
93. 子陵吻虾虎鱼	<i>Rhinogobius similis</i>	+	+	+	+	+		0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0

注:※为国家重点保护鱼类,*为长江上游特有鱼类,△为外来物种。生态类型属性参考相关书籍和文献;缺乏资料记载的鱼类取平均值。
Note:※ denotes nationally protected fish species; * denotes fish species endemic to the upper Yangtze River; △ denotes invasive fish species. The ecological types were classified with reference to relevant literature. Fish species lacking a references were classified by mean value.

2.2 珍稀特有鱼类监测结果

6 个年度调查监测到圆口铜鱼、长鳍吻鲈、岩原鲤、长薄鳅、红唇薄鳅等国家二级重点保护鱼类 5 种, 长江上游特有鱼类圆口铜鱼、长鳍吻鲈等 19 种(表 1), 各年度监测到的特有鱼类种类数分别为 13、13、14、4、3 和 6 种, 与整体鱼类种类数变化趋势类似。

2.3 优势物种组成

对比 6 个年度渔获物数据, 选取各采样时间段个体数占比和生物量占比排名前 4 的鱼类, 分析银盘电站建设对优势物种的影响, 结果见图 2 和图 3。

个体数占比中, 瓦氏拟鲢在所有调查年度均处于前 4, 在蓄水之前的 3 个年度, 其个体数占比最高, 在 2008 年和 2009 年达到 30% 以上。在银盘电站蓄水 2 年内个体数占比最大的是鳊, 2011 年占比为 38.9%, 2012 年占比高达 61.2%, 到 2017 年, 个体数占比最高的为钝吻拟鲢, 其次是瓦氏拟鲢。这与生境的变化直接相关, 电站蓄水 2 年内, 以前的河流变成了库区, 因此鳊等适宜在静水中生活的种类骤然增多。

生物量占比结果中, 除 2017 年外, 其他 5 个调查年度中瓦氏拟鲢的生物量占比均处于前 4, 在 2005、2008、2009 和 2011 年占比均最大, 其中 2008 年和 2009 年占比高达 24%; 2012 年生物量占比最高的是鳊, 为 25%, 其次是草鱼, 为 19.6%; 2017 年占比最高的是中华倒刺鲃, 其次是鲫。

2.4 生物多样性分析

对 6 个采样年度鱼类 Shannon-Wiener 指数、Margalef 丰富度指数和 Pielou 均匀度指数进行计算, 结果如图 4。Shannon-Wiener 指数和 Pielou 均匀度指数变化趋势接近, 蓄水前的 3 个采样年度(2005、2008、2009 年) 2 种指数值大小基本没有变化, 在蓄水 2 年内(2011–2012 年), 指数值明显降低, 2017 年 2 个指数出现显著增加, 达到所有年度最高值。Margalef 丰富度指数值在蓄水前逐渐升高, 2009 年达最高值, 蓄水后 2 年内骤降, 2017 年大幅增长, 但不及 2009 年数值大。

按照蓄水时间将 6 个年度鱼类分成 3 组, 其中蓄水前(2005、2008、2009 年) 为第 1 组, 蓄水后 2 年内(2011–2012 年) 为第 2 组, 2017 年为第 3 组, 对 3 个组的 Shannon-Wiener 指数、Margalef 丰富度指数和 Pielou 均匀度指数值进行单因素方差分析, 结果表明, 3 个组的 Shannon-Wiener 指数值有显著性差异($F=10.022$, $P=0.047<0.05$), 其他 2 个指数值差异不显著。

2.5 鱼类群落结构及相似性分析

Cluster 聚类分析表明: 在 61.79% 的 Bray-Curtis 相似性水平上, 可将 6 个年度的鱼类群落分为 3 组, 组 I 为蓄水前鱼类, 即 2005、2008 和 2009 年鱼类, 组 II 为蓄水后 2 年内的鱼类群落, 即 2011 年和 2012 年, 组 III 为 2017 年鱼类(图 5)。One-way ANOSIM 检验结果表明这 3 组间的群聚结构在统计学上的差异显著($R=0.909$, $P=0.017<0.05$, 置换检验 66 次)。NMDS 分析的胁强系数为 0.01, 表明该聚类结果很好(图 6)。从 NMDS 图中可以看出, 在相似性水平为 60% 时, 鱼类群落可以分成 3 组, 这与 Cluster 聚类结果一致; 当相似性水平为 70% 时, 鱼类群落可以分成 4 组, 2005 年鱼类从组 I 分出来, 单独为一组, 其他组保持不变。

2.6 生态类型变化

依据水深偏好、流速偏好、食性、洄游特性和产卵类型等 15 个生态指标建立鱼类个体生态学矩阵(表 1), 分析 6 个调查年度鱼类生态类型组成, 结果见图 7。生物量占比和个体数占比均占优势的鱼类群落生态类型为产粘性卵、杂食性、定居性、缓流型和底层鱼类, 2 种占比均达 50% 以上。其中, 食性上杂食性个体数和生物量占比均显著占优, 达 70% 以上; 产粘性卵和定居性鱼类个体数占优, 主要以拟鲢属等小个体鱼类为主, 数量多但生物量稍小。

依据鱼类群落结构分析结果, 选取 2005、2009、2012 和 2017 年 4 个代表性年度鱼类样品, 基于鱼类个体生态学矩阵, 分别以鱼类个体数占比和生物量占比计算鱼类群落对环境的需求度 R , 结果见图 8 和图 9。从图 8 个体数占比数据可看出, 2005、2009 和 2017 年鱼类生态类型组成接近, 但 2012 年度与这 3 个年度相比变化较大, 主要体现在中上层鱼类和静水型鱼类个体数占比显著增大, 这与银盘电站蓄水两年内形成水库的生境特征相符。从图 9 各年度鱼类生态类型的生物量占比数据可知, 在食性和产卵类型上, 4 个年度无明显变化; 在水深偏好上, 2009 年底层鱼类生物量占比显著占优, 达到 84.04%; 在流速偏好上, 2012 年和 2017 年急流型种类生物量占比要低于 2005 年和 2009 年占比, 而静水型种类刚好相反; 洄游特性上, 2017 年生物量占比要高于另 3 个年度, 主要表现在草鱼、鳊、铜鱼等大型鱼类上。

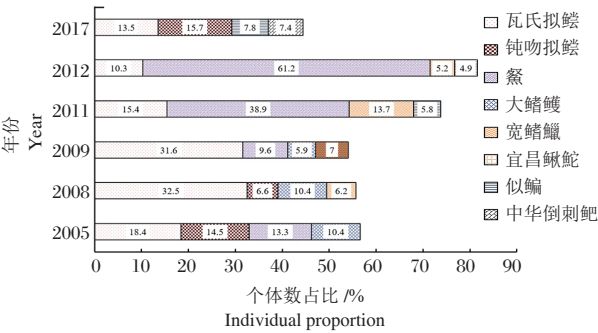


图2 不同年度个体数占优的鱼类

Fig.2 Ratio of individual number of dominant fish species by year

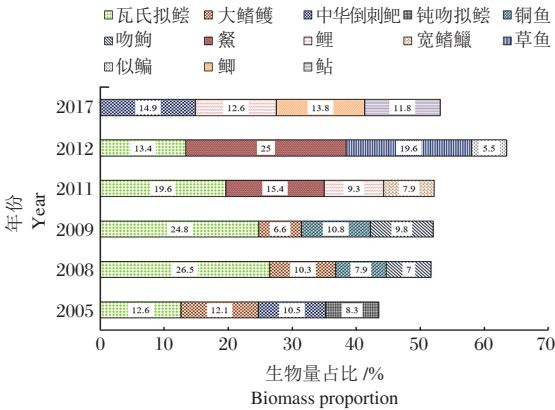


图3 不同年度生物量占优的鱼类

Fig.3 Biomass ratios of dominant fish species by year

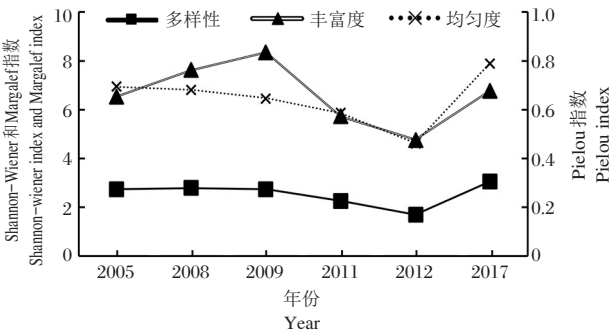


图4 各年度鱼类生物多样性指数

Fig.4 Fish community diversity indices for each survey year

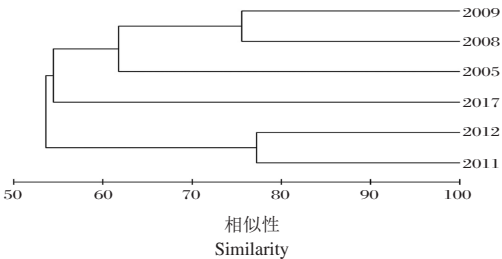


图5 各年度鱼类Cluster聚类

Fig.5 Cluster analysis of fish community for the six surveys

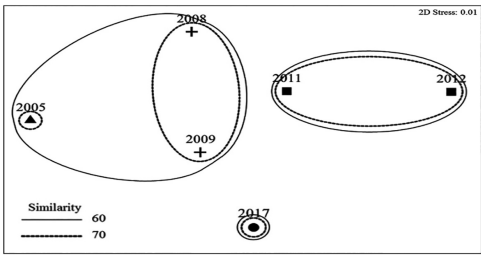


图6 各年度鱼类非度量多维尺度分析(NMDS)

Fig.6 NMDS analysis of fish community for different years

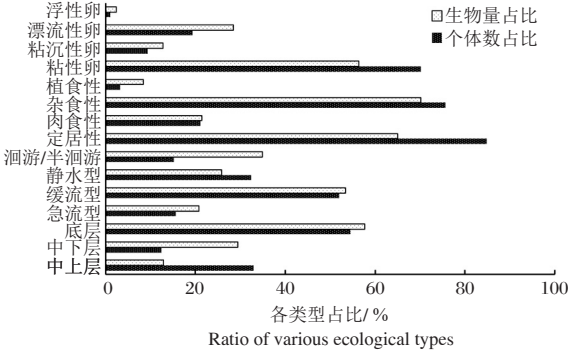


图7 银盘电站河段鱼类生态类型

Fig.7 Percentage composition of fish ecological types in the upper and lower reaches of Yinpan hydropower station

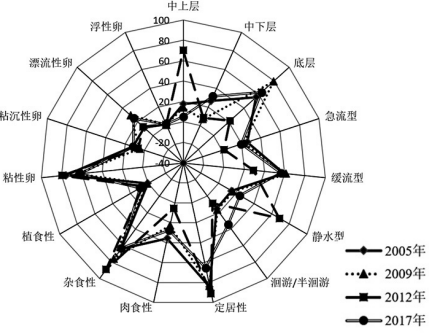


图8 各年度鱼类生态类型组成及个体数占比

Fig.8 Ratios of individual number of fish ecological types by year

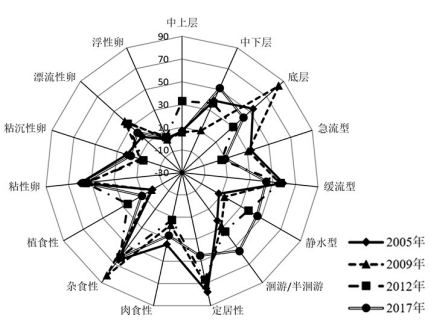


图9 各年度鱼类生态类型组成及生物量占比

Fig.9 Biomass ratios of fish ecological types by year

3 讨论

3.1 鱼类种类组成和优势种变化

相比蓄水运行前,电站建成后鱼类种类数普遍呈减少趋势(李婷等,2020),本文结果也与胡建国等(2011)对乌江下游鱼类种类组成的调查、肖琼等(2015)对乌江下游鱼类多样性的研究及杨志等(2019)对银盘电站坝上坝下江段鱼类资源的调查结果一致。随着水库运行的持续,在蓄水6年后,银盘电站影响江段鱼类种类相对于蓄水初期(2年内)种类数呈增长趋势,推测主要原因是水库运行初期生境变化剧烈,导致鱼类种类数快速下降,随着生境变化的稳定和鱼类对生境的适应等,种类数逐渐增加,但也远不及蓄水前水平,这与苏里南 Brokopondo 大坝对鱼类的影响类似(Mol et al, 2007),在蓄水15年后种类数减少到最低,在40年后又少量增加。珍稀特有鱼类的种类数变化与整体鱼类种类数变化相似,也与杨志等(2019)的研究结果相符,蓄水后短期内特有鱼类种类数出现下降。

随着银盘电站蓄水运行,优势种组成也发生了明显变化,蓄水后静缓流生境鱼类,如鲮、宽鳍鱲、似鲃、中华倒刺鲃、草鱼等个体数占比或生物量占比显著增加,这可能与所采取的生态补偿措施有一定关系,如彭水-银盘集运鱼系统的运行和人工放流活动的开展(张元和史登合,2010),且此结果与杨志等(2019)报道的结果一致。从蓄水2年内(2011-2012年)和6年后(2017年)优势种的差异可以看出,库区生境并未达到稳定,而何时达到最终的稳定状态、如何制定最合适鱼类多样性保护措施,还需对该流域干支流鱼类进行持续调查和分析。

3.2 鱼类群落结构及生物多样性变化

鱼类多样性变化、鱼类群落结构与水库运行时间、支流生境等因素相关(Orsi & Britton, 2014; Granzotti et al, 2018),水库运行初期,蓄水导致生境变化剧烈,鱼类多样性快速下降,但随着蓄水的持续,生态系统趋于稳定,鱼类逐渐适应了新的生境,多样性也有所升高(李婷等,2020)。本文对鱼类多样性的分析结果与此相符,呈现先降低再升高的变化,其中,蓄水前、蓄水两年内、蓄水6年后的 Shannon-Wiener 指数值还呈现出了显著差异,这也与苏里南 Brokopondo 大坝对鱼类多样性的影响结果类似(Mol et al, 2007)。对6个年度的鱼类群落相似性分析也显示了银盘电站蓄水运行及运行时长对鱼类群落结构的显著性影响。鱼类多样性降低的时间跨度

与水库库容、库区流速及敏感鱼类消失等因素有关(Nilsson et al, 2005; Granzotti et al, 2018)。银盘电站库区水位每天在正常蓄水位215 m和死水位211.5 m之间变化,库区是有一定流速的,因此相比于蓄水2年内,2017年鱼类群落结构和生物多样性结果更接近于蓄水前。另外,随着人工放流活动的持续开展及鱼类对生境的适应,多样性也有所增加(李婷等,2020)。

3.3 鱼类生态类型变化及保护措施探讨

水流、水生生物等在水库建成后形成的河相、湖相中的空间分布差异与鱼类生态类型变化密切相关(Power et al, 1996; Dudgeon, 2000; Greathouse et al, 2006; 李婷等, 2020)。银盘电站蓄水后,鱼类生态类型变化主要体现在流速偏好、水深偏好及洄游特性上,在蓄水2年内(2011-2012年)中上层鱼类和静水型鱼类个体数显著增加,蓄水6年后(2017年)静水型鱼类增加,急流型减少外,洄游/半洄游性鱼类也呈增长趋势,生物量占比相比于蓄水前和蓄水短期有较大提高,可能原因有:随着蓄水运行的持续,银盘电站库区的生境变化趋于稳定;库区还存有一定流速;坝上江段还存有较大支流,长溪河和郁江,其生境与乌江干流生境相似,其中在支流长溪河上设有“乌江-长溪河鱼类自然保护区”(丁一然和李英文, 2020)。

因此,建议维护好乌江-长溪河鱼类自然保护区,使其更好发挥生态功能,同时保留郁江河口段较长距离的流水江段,尽快建立郁江栖息地保护区(环办环评函(2020)596号),为流水偏好鱼类和半洄游性鱼类提供适宜生境以完成生活史。银盘电站坝下,白马枢纽建成后坝下流水江段进一步缩短,对流水偏好、半洄游性鱼类影响将会更大,因此,建议除了保护银盘坝下流水江段外,也可对支流江段鱼类进行调查,寻找可满足流水偏好鱼类的生境予以保护。

综上,银盘电站蓄水运行不同时长下鱼类群落结构是有变化的,而且还与电站运行特点、库容大小、库区流速、支流状况等相关,因此,要建立有效的保护措施需在对鱼类资源进行持续监测的基础上,综合考虑电站运行特点及支流状况。

志谢:感谢朱其广、万力、杨志、唐会元、高少波、张轶超等在鱼类资源调查中提供的帮助;感谢王翔、池仕运、米玮洁在讨论部分提供的帮助。

参考文献

- 陈宜瑜,1998. 中国动物志硬骨鱼纲鲤形目(中卷)[M]. 北京:科学出版社.
- 丁瑞华,1994. 四川鱼类志 [M]. 成都:四川科学技术出版社.
- 丁一然,李英文,2020. 长溪河浮游生物群落特征及水质评价 [J]. 西华师范大学学报(自然科学版),41(3): 242–248.
- 郭延蜀,孙治宇,何兴恒,等,2021. 四川鱼类原色图志(上下册) [M]. 北京:科学出版社.
- 胡建国,郑海涛,胡菊香,2011. 银盘水电站鱼类资源和缓解工程影响的保护措施探讨 [J]. 水生态学杂志,32(1): 123–128.
- 乐佩琪,2000. 中国动物志硬骨鱼纲鲤形目(下卷)[M]. 北京:科学出版社.
- 李婷,唐磊,王丽,等,2020. 水电开发对鱼类种群分布及生态类型变化的影响——以溪洛渡至向家坝河段为例 [J]. 生态学报,40(4):1473–1485.
- 肖琼,杨志,唐会元,等,2015. 乌江下游干流鱼类物种多样性及其资源保护[J]. 生物多样性,23(4):499–506.
- 杨再明,张青,吕万洪,等,2010. 乌江彭水电站沿河段库区鱼类资源调查[J]. 现代农业科技,24:312–313.
- 杨志,陈小娟,唐会元,等,2019. 乌江银盘水电站蓄水前后坝上和坝下江段的鱼类资源及其变动特征[J]. 三峡生态环境监测,4(4):70–81.
- 张觉民,何志辉,1991. 内陆水域渔业自然资源调查手册[M]. 北京:农业出版社.
- 张元,史登合,2010–11–24. 彭水水电公司举行鱼类人工增殖放流保护生态环境[N/OL].2021–06–22. <http://www.china-cdt.com/dtwz/indexAction.do?action=showDoc&d=ED7684D6-5395-8674-23F1-0AAC4C0C7E48>
- Clarke K R, Warwick R M, 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation [M]. 2nd Edition. UK: PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory.
- Dudgeon D, 2000. The ecology of tropical Asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation [J]. Annual Review of Ecology and Systematics,31:239–263.
- Granzotti R V, Miranda L E, Agostinho A A, et al, 2018. Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertebrate fish assemblages [J]. Aquatic Sciences,80(3): 28–41.
- Greathouse E A, Pringle C M, McDowell W H, et al, 2006. Indirect upstream effects of dams: consequences of migratory consumer extirpation in Puerto Rico [J]. Ecological Applications,16(1): 339–352.
- Liermann C R, Nilsson C, Robertson J, et al, 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity [J]. Bioscience,62(6): 539–548.
- Lozupone C, Knight R, 2005. UniFrac: a new phylogenetic method for comparing microbial communities [J]. Applied and environmental microbiology,71(12): 8228–35.
- Margalef R, 1958. Information theory in ecology [J]. International Journal of General System,3(1): 36–71.
- Mol J H, de Mérona B, Ouboter P E, et al, 2007. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment [J]. Neotropical Ichthyology,5(3): 351–368.
- Nilsson C, Reidy C A, Dynesius M, et al, 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems [J]. Science,308(5720): 405–408.
- Orsi M L, Britton J R, 2014. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir [J]. Journal of Fish Biology,84(6):1964–1970.
- Pielou E C, 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession [J]. Journal of Theoretical Biology,10: 370–383.
- Power M E, Dietrich W E, Finlay J C, 1996. Dams and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change [J]. Environmental Management,20(6): 887–895.
- Shannon C E, 1948. A mathematical theory of communication [J]. Bell System Technical Journal,27(4): 623–656.
- Suen J P, Herricks E E, 2006. Investigating the causes of fish community change in the Dahan River (Taiwan) using an autecology matrix [J]. Hydrobiologia,568: 317–330.

(责任编辑 郑金秀)

Impact of Impoundment and Operation Duration of Yinpan Hydropower Station on Fish Community Structure and Ecological Type in Wujiang River

XIONG Mei-hua¹, SHAO Ke¹, SHI Fang¹, XU Nian¹, LIU Xiao-shuai², YE Qing³, ZHU Bin¹

(1. Institute of Hydroecology, Ministry of Water Resources and Chinese Academy of Sciences, Key Laboratory of Ecological Impacts of Hydraulic-Projects and Restoration of Aquatic Ecosystem, Ministry of Water Resources, Hubei Engineering Research Center of Hydroecology Protection and Restoration, Wuhan 430079, P.R. China;

2. Yalong River Basin Hydropower Development Co., Ltd, Chengdu, 610056, P.R. China;

3. Shanghai Aquatic Wildlife Conservation and Research Center, Shanghai, 202162, P.R. China)

Abstract: Yinpan hydropower station began operation in April 2011 and is one of 11 cascaded hydropower stations on Wujiang River. In this study, we analyzed fish resource conditions and community structure before (2005, 2008, 2009) and after (2011, 2012, 2017) the impoundment of Yinpan reservoir. The analysis was then used to assess the impact of river habitat alteration caused by the cascaded power station and operation duration on fish community structure and ecological type. The objective was to provide a reference to support strategic planning to conserve fish resources and restore biodiversity in this river section. The study was based on fish resource surveys conducted in each of the years previously listed, above and below Yinpan hydropower station in the lower reaches of Wujiang River. Fish species composition and community structure were analyzed using diversity indices and multivariate statistical methods. A total of 93 fish species were recorded over the 6 years, and the number of species recorded by year were 52, 60, 69, 47, 39 and 48 in 2005, 2008, 2009, 2011, 2012 and 2017, respectively. There was an upward trend before impoundment and a marked decrease after impoundment, with significant recovery by 2017. As a result of habitat alteration, the dominant fish species changed significantly to species that prefer lacustrine conditions. The Shannon-Wiener diversity and Pielou evenness indices of the fish community were stable in 2005, 2008 and 2009, but decreased dramatically the first two years after the impoundment and then increased significantly by 2017. The Margalef richness index gradually increased before impoundment, decreased sharply for the first two years after impoundment and then increased significantly in 2017. Cluster analysis shows that the fish community structure changed after impoundment and the community, in the six years surveyed, clustered into three groups (Bray-Curtis similarity level of 61.79%). The fish communities during 2005, 2008 and 2009 clustered as a single group, those in the first two years after impoundment (2011, 2012) clustered as the second group, and the fish community in 2017 formed a third group that was significantly different ($P < 0.05$). After impoundment, the dominant ecological types were omnivorous fish species that prefer slow water, inhabit bottom water and lay viscous eggs. However, the proportion of fish species that prefer the upper water layer and static water had increased significantly by 2017. Based on these findings, in order to establish effective protection measures, it is necessary to consider the operating characteristics of the power station and the status of tributaries, based on continuous monitoring of fish resources.

Key words: fish community structure; ecological type; cascaded hydropower stations; river habitat; Wujiang River