



生态廊道建设对洱海不同类型湖湾鱼类群落分布及多样性的影响

何万朝 尹成杰 袁静 储昭升 张爱 过龙根

ECOLOGICAL CORRIDOR CONSTRUCTION ON THE DISTRIBUTION AND DIVERSITY OF FISH COMMUNITIES IN DIFFERENT TYPES OF BAYS IN ERHAI LAKE

HE Wan-Chao, YIN Cheng-Jie, YUAN Jing, CHU Zhao-Sheng, ZHANG Ai, GUO Long-Gen

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.7541/2023.2023.0091>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

[基于环境DNA宏条形码的洱海鱼类多样性研究](#)

INVESTIGATING THE FISH DIVERSITY IN ERHAI LAKE BASED ON ENVIRONMENTAL DNA METABARCODING

水生生物学报. 2020, 44(5): 1080–1086 <https://doi.org/10.7541/2020.125>

[新疆伊犁河不同河段鱼类的物种多样性和优势种](#)

SPECIES DIVERSITY AND DOMINANT FISH SPECIES IN DIFFERENT REACHES OF THE ILI RIVER, XINJIANG

水生生物学报. 2017, 41(4): 819–826 <https://doi.org/10.7541/2017.102>

[洱海微囊藻水华的水生态风险评估研究](#)

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF MICROCYSTIS BLOOMS IN ERHAI LAKE

水生生物学报. 2018, 42(5): 1066–1074 <https://doi.org/10.7541/2018.131>

[洱海漂浮草垫的物种组成及分布](#)

SPECIES COMPOSITION AND DISTRIBUTION OF FLOATING MAT IN LAKE ERHAI

水生生物学报. 2020, 44(1): 222–230 <https://doi.org/10.7541/2020.026>

[洱海CDOM吸收光谱特征变化及其影响因素](#)

THE CHARACTERISTICS OF CDOM OPTICAL AND ITS INFLUENCE FACTORS IN ERHAI LAKE

水生生物学报. 2021, 45(4): 838–845 <https://doi.org/10.7541/2021.2020.123>

[浙江近海春、夏季蟹类群落结构及其与环境因子的关系](#)

COMMUNITY STRUCTURE OF CRABS AND ITS RELATIONSHIP WITH ENVIRONMENTAL FACTORS IN ZHEJIANG COAST AREA IN SPRING AND SUMMER

水生生物学报. 2019, 43(3): 612–622 <https://doi.org/10.7541/2019.074>



关注微信公众号，获得更多资讯信息

doi: 10.7541/2023.2023.0091

生态廊道建设对洱海不同类型湖湾鱼类群落分布及多样性的影响

何万朝^{1,2} 尹成杰^{1,2} 袁 静³ 储昭升³ 张 爱⁴ 过龙根^{1,2}

(1. 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 中国环境科学研究院湖泊水污染治理与生态修复技术国家工程实验室, 北京 100012; 4. 大理州洱海湖泊研究院, 大理 671000)

摘要: 为探究湖滨带生态廊道建设对湖泊近岸带水生生物群落分布及多样性的影响, 研究比较了洱海湖滨带生态廊道建设前后不同类型湖湾(S型和L型)鱼类群落结构的变化, 结果表明: (1)生态廊道建设导致S型湖湾鱼类优势度降低, 而L型湖湾增加; (2)生态廊道建设后L型湖湾鱼类多样性指数增加明显, 其中H'指数在生态廊道建设前后显著差异($P < 0.05$); S型湖湾多样性指数下降; (3)S型湖湾鱼类密度较建设前下降而生物量增加, 主要是中大型鱼类丰度增加; 而L型湖湾的小型鱼类丰度增加; 鱼类生物量丰度ABC曲线结果显示S型湖湾建设后为中度干扰, 而L型湖湾建设后为轻度干扰, 鱼类群落结构更加稳定; (4)环境因子RDA分析显示, 影响S型湖湾和L型湖湾鱼类生物量的环境影响因子均为水体透明度、pH和水深, 且优势鱼类影响最大的均为鲢。综上, 洱海生态廊道建设对S型湖湾鱼类群落结构影响较大, 导致了鱼类结构组成的快速改变, 建议生态廊道建设以L型湖湾改造为主。研究为鱼类多样性保护及生境恢复提供理论依据。

关键词: 生态廊道; 鱼类群落; 环境因子; 多样性指数; 洱海

中图分类号: Q178.1

文献标识码: A

文章编号: 1000-3207(2023)12-1965-11



洱海为云南省第二大高原湖泊, 有着特殊的地理环境和丰富的生物资源, 为云南鱼类区系组成最为丰富的地区之一。早在20世纪初就有相关文献对洱海鱼类进行过科学记载, 并首次将洱海鱼类系统的记录为30种, 其中原产于洱海的鱼类4科17种, 外来引进鱼类3科13种^[1]。近年来, 关于洱海鱼类的研究多集中在洱海鱼类资源现状、群落组成、鱼类多样性特征及外来鱼类入侵后的影响等方面^[2-10], 而工程修复措施对鱼类影响的研究相对缺乏。随着洱海流域人口的增加、工农业生产的发展及人类不合理开发活动的加剧, 洱海湖滨带受到严重干扰而发生退化, 导致生境明显退化, 生物多样性面临巨大威胁^[11]。

生态廊道建设是当前湖泊湖滨带生境退化修复的新兴手段之一。生态廊道是指能够沟通连接空间分布上较为孤立和分散的基于生态景观单元的景观生态系统空间类型^[12]。其功能是把多个景观斑块连接起来, 有利于生物类群在斑块间生长,

促进隔离种群的连接度^[13]。此外, 生态廊道兼具有保护生物多样性、过滤污染物、防止水土流失、防风固沙和调控洪水等生态系统服务功能^[14]。洱海作为重要的水生生物保护基地, 2018年7月, 大理市人民政府发布《大理市洱海生态环境保护“三线”管理规定(试行)》, “三线”即蓝线(洱海湖区界线)、绿线(洱海湖滨带保护界线)和红线(洱海水生态保护区核心区界线), 在“三线”内实施洱海流域湖滨缓冲带生态修复与湿地建设工程, 简称“生态廊道建设”, 主要目标是通过将绿线以内的居民等人为干扰源永久迁出, 修复已受损的湖滨缓冲带, 恢复自然生态功能^[15]。生态廊道建设主要内容是对绿线内原有房基、路基等硬质化地面进行破除, 在此基础上, 实施岸线后退, 尽量恢复原有湖滨空间, 并采取以缓坡、植物和砂石为主的自然修复措施, 恢复成生态岸坡, 变墙为坡、变直为曲、变硬质防护为生态透水和清除面源污染因素, 采取消浪措施及固坡措施保证岸坡的稳定性。鱼类作为湖泊生

收稿日期: 2023-03-22; 修订日期: 2023-05-09

基金项目: 大理市洱海流域湖滨缓冲带生态修复与湿地建设工程绩效评估项目(YF(ZC)2019-2025)资助 [Supported by the Lakeside Buffer Zone Ecological Restoration and Wetland Construction Performance Assessment Project of Erhai Basin, Dali(YF(ZC) 2019-2025)]

作者简介: 何万朝(1997—), 男, 硕士研究生; 研究方向为渔业资源调控与环境修复。E-mail: hewanchao@163.com

通信作者: 过龙根(1974—), 男, 副研究员; 研究方向为渔业资源调控与环境修复。E-mail: longgen@ihb.ac.cn

态系统中高营养级的生物扮演重要角色,被广泛用于河流和湖泊生态系统的监测与评价^[16],然而,国内还未见有关湖滨带生态廊道建设对鱼类群落结构影响的报道,且生态廊道建设对不同类型沿岸带鱼类群落分布及多样性的影响尚不明晰。

因此,本文探讨洱海生态廊道建设前后不同类型湖湾鱼类群落组成变化及其与环境因子的关系,旨在阐明生态廊道建设对洱海近岸鱼类群落分布及多样性的影响,为洱海鱼类多样性保护及生境恢复提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

洱海地理位置处于东经 $100^{\circ}05'$ — $100^{\circ}17'$,北纬 $25^{\circ}36'$ — $25^{\circ}58'$ 。湖面面积约 249 km^2 ,湖岸线长117 km,平均水深10.17 m,最大水深20.7 m,平均表层水温 16.9°C ^[8]。洱海湖滨缓冲带生态修复与湿地建设工程总长156.08 km,主线工程129 km,包括海西段46 km、海东段和海北段69 km、海南段14 km。主线工程于2019年1月启动实施,2021年9月完工。

1.2 采样方法

研究地点为生态廊道建设前(2020年10月)和生态廊道建设后(2021年10月)洱海生态廊道建设范围内6个湖湾(S1—S6;图1)。根据李英杰等^[17]的方法将6个湖湾划分为S型湖湾(S1、S2和S6)和L型湖湾(S3、S4和S5;表1改自李英杰等2008^[17]),分别在6个湖湾离岸50、200和500 m处设置采样点,采集水体理化指标、生境特征及鱼类样品。每次下网前采用容积为5 L的Patalas's采水器进行混合水样(水面以下0.5 m、中间水层以及离底0.5 m处)采集,并立即带回实验室进行总氮(TN)、总磷(TP)、叶绿素a(Chl.a)等水化指标测定,测定方法参照《水和废水监测分析方法(第四版)》^[18];水生植物用水下镰刀采草器(采样面积为 0.2 m^2)采集,每个采样点采集3个平行样方,使用3个样方的平均值作为各样点沉水植物生物量(g/m^2);现场用YSI professional plus水质多参数测定仪器测定溶解氧(DO)、pH和水温(T)等指标;透明度(SD)使用塞氏盘进行测定。

表1 湖湾结构特征

Tab. 1 Structure characteristics of lake bay in Lake Erhai

特征Characteristic	S型湖湾S-type	L型湖湾L-type
地貌形态Landform	岸边有少量洼地分布,浅滩发育,水边与山坡之间有以平缓区域	微地形复杂,地形高低起伏,物理形态多样
土壤状况Soil Condition	从山坡至水边泥沙厚度逐渐增加,水中有一定量的冲积物或沉积物	岸边砾石较多,底质基本为砂石,无沉积物
生物状况Biological Condition	湿生植物大面积分布,水中有大面积沉水植物分布	湿生植物、沉水植物分布较少且分布较分散
组成要素Component	洼地、发育的浅滩、湖滨浅水环境、居民点	滩地、村落、堤坝、沟渠

鱼类样品主要采用定制的多网目复合刺网(网眼规格为0.8—6 cm,网高1.5 m,长30 m)和地笼(网眼0.2 cm,网高60 cm,共14节)进行现场捕捞采集,多网目复合刺网分为浮网和沉网,网眼规格一致;采样时,分别在离岸50、200和500 m处各下一套组合网具(包含多网目浮网、多网目沉网和地笼)各1张,每个采样点共使用3套组合网具。下网时间为每天下午18:00,收网时间次日凌晨6:00,间隔时间约12 h。对于采集的所有鱼类进行种类鉴定及渔获量统计,并测量全长、体长(精确到1 mm)和体重(精确到0.01 g)。鱼类种类鉴定依据《云南鱼类志(上下册)》^[19, 20]《中国动物志 鲤形目 中卷》《中国动物志 鲤形目 下卷》^[21, 22]。结合Tang等^[1]和鱼类志^[19—22]对鱼类的食性和栖息水层进行划分。采样为连续采样,均在1周左右完成所有采样工作。

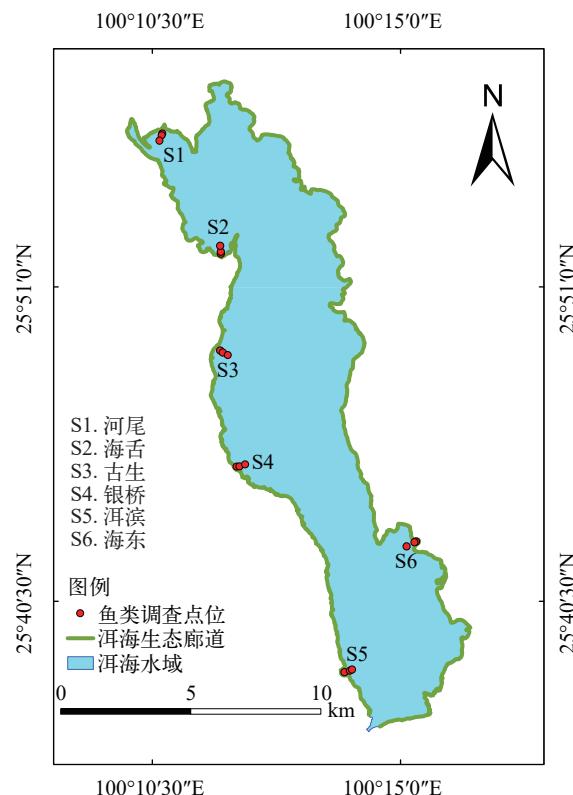


图1 洱海鱼类调查采样点位

Fig. 1 Fish survey sites in Erhai Lake

1.3 数据处理与分析

为确定渔获物中不同物种的相对重要性, 运用多种计算, 包括数量百分比($N\%$)、重量百分比($M\%$)、出现频率($F\%$)和相对重要性指数Index of relative importance(IRI), 其计算公式如下:

$$IRI = (N_i/N + M_i/M) \times F_i \quad (1)$$

式中, IRI为相对重要性指数, N_i 为第*i*种鱼类生物的个数, N 为所有渔获生物的总个数, M_i 为第*i*种鱼类生物的质量, M 为所有渔获生物的总质量, F_i 为第*i*种鱼类生物出现站点数, F 为调查站点的总个数。根据IRI计算结果, $IRI \geq 500$ 为优势种, $500 > IRI \geq 100$ 为常见种, $100 > IRI \geq 10$ 为一般种, $IRI < 10$ 为稀有种^[23]。

鱼类生物量使用单位捕捞努力量渔获量法(Catch per unit effort, CPUE), 计算公式如下^[24]:

$$CPUE = \frac{C}{N \times t} \quad (2)$$

式中, CPUE为单位捕捞努力量渔获量, 单位为克每网每小时[g/(net*h)]; C 为某规格渔具的总渔获量, 单位为克或尾(g或ind.); N 为渔具个数; t 为采样时间, 单位为小时(h)。鱼类密度为每个点采集到的渔获物总尾数/组合网具总套数(ind./net)^[7]。

洱海鱼类群落多样性采用 Margalef 种类丰富度指数(D)、Shannon-Wiener 多样性指数(H')和 Pielou 均匀度指数(J)进行分析^[25]。

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

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i \quad (4)$$

$$J = H' / H'_{\max} \quad (5)$$

式中, S 为渔获物的种类总数; N 为渔获物的总个体数; P_i 为第*i*种鱼的个体数量占总个体数的百分比; $H'_{\max} = \ln S$, H' 的最大值。

生物量比较曲线(Abundance biomass comparison curve, ABC)是通过比较生物量曲线和丰度(个体数量)优势度曲线的相对位置来判断群落所受干扰程度^[26]。生物量优势度曲线完全位于丰度优势度曲线之上时, 表示群落未受到干扰, 处于稳定状态; 当两条曲线相交, 表示群落受到中度干扰, 处于不稳定状态; 当丰度优势度曲线完全位于生物量曲线之上时, 表示群落受到严重干扰, 处于极不稳定状态。

ABC曲线的计算公式为:

$$y_i = \sum_{j=1}^i P_j i = 1, 2, 3, \dots, S \quad (6)$$

$$x_i = \lg i \quad (7)$$

式中, S 为鱼类种类数; P_j 为鱼类群落中每种鱼按生物量(数量)进行降序排列的第*j*种鱼的生物量(数量)百分比(%)。

ABC曲线还需要用到W统计量(W-statistic), 计算公式为:

$$W = \sum_{i=1}^s \frac{(B_i - A_i)}{50(S-1)} \quad (8)$$

式中, A_i 和 B_i 为ABC曲线中对应序号物种的生物量和丰度(数量)的累积百分比, S 为物种数。当生物量优势曲线在丰度优势度曲线之上时, W 为正, 反之为负。

所有数据运用SPSS 25.0进行参数检验(Parameter test)、单因素方差分析(One-way Anova), 并使用R 4.0.3的“vegan”“ggplot2”程序包进行RDA分析与作图。使用primer 6进行ABC曲线绘制。

2 结果

2.1 环境因子特征

生态廊道建设后, 不同湖湾水温、溶解氧、pH和水体透明度增加, 而总氮、总磷浓度则减少(表2); 水深在L型增加, S型略微减少; 沉水植物生物量和叶绿素a浓度在S型湖湾建设后上升, 在L型湖湾则下降。对生态廊道建设前后不同类型湖湾生境因子进行配对样本t检验, 结果表明, 生态廊道建设后S型湖湾仅总磷含量与建设前存在显著性差异($P < 0.05$), 其他因子无显著性差异($P > 0.05$); L型湖湾建设后的pH、水深、水体透明度、总氮和总磷含量与生态廊道建设前存在显著性差异($P < 0.05$)。

2.2 鱼类群落特征

本次调查共采集渔获物2384尾, 隶属于4目, 19种(表3)。其中, 鲤形目鱼类最多, 12种, 占种类数的63.16%; 其次是鲈形目, 4种, 占种类数21.05%; 鲑形目2种, 占比10.52%, 鲇形目最少, 仅黄颡鱼1种, 占比5.26%。不同类型湖湾在生态廊道建设前后鱼类种类变化不明显, 均在12—15种。此外, 调查过程中记录到洱海土著鱼类3种。在食性上, 杂食性鱼类最多, 9种, 占比47.37%; 其次是浮游生物食性鱼类, 6种, 占比31.58%; 肉食性鱼类3种, 占比15.79%; 碎屑食性1种, 占比5.26%。在栖息水层上, 中下层鱼类最多, 8种, 占比42.11%; 其次是底层鱼类, 7种, 占比36.84%; 中上层鱼类最少, 4种, 占比21.05%。

2.3 IRI指数

生态廊道建设前后IRI指数计算结果如图2所

示,两种湖湾共同出现12种优势鱼类,鲢、鳙、西太公鱼和蟹等浮游生物食性鱼类在L型湖湾中的优势度下降,而底栖杂食性的鲫、麦穗、棒花鱼和黄黝等增加;S型湖湾中鲢、麦穗鱼和鲫的优势度增

加,其他种类下降;综合来看,鲫和麦穗鱼的优势度在两种类型湖湾均增加,而中华鳑鲏均减少,而兴凯鱲和子陵吻鰕虎鱼在S型湖湾减少,却在L型湖湾中增加。

表2 洱海生态廊道建设前后不同湖湾环境因子特征比较

Tab. 2 Comparison of environmental variables of different type bays before and after the construction of ecological corridor in Erhai Lake

环境因子 Environmental factor	S型湖湾S-type		L型湖湾L-type	
	建设前 Before	建设后 After	建设前 Before	建设后 After
水温WT (℃)	19.59±0.63 ^a	20.08±0.15 ^a	19.71±0.45 ^a	20.71±0.20 ^a
溶解氧DO (mg/L)	6.9±0.63 ^a	7.77±0.61 ^a	7.06±0.41 ^a	8.07±0.43 ^a
pH	8.94±0.43 ^a	9.87±0.49 ^a	8.06±0.08 ^a	9.02±0.17 ^b
透明度SD (m)	1.49±0.13 ^a	1.67±0.23 ^a	1.51±0.16 ^a	2.19±0.11 ^b
水深WD (m)	3.98±0.47 ^a	3.86±0.40 ^a	3.89±0.24 ^a	4.36±0.30 ^b
总氮TN (mg/L)	0.63±0.02 ^a	0.59±0.05 ^a	0.71±0.04 ^a	0.48±0.03 ^b
总磷TP (mg/L)	0.04±0.00 ^a	0.02±0.00 ^b	0.03±0.00 ^a	0.02±0.00 ^b
叶绿素a Chl.a (μg/L)	57.06±16.70 ^a	94.41±22.98 ^a	30.54±8.05 ^a	15.23±3.06 ^a
沉水植物生物量 Macrophyte biomass (g/m ²)	25.06±21.10 ^a	3796.11±1833.20 ^a	503.36±294.41 ^a	223.56±122.54 ^a

注: 数值为平均值±标准误,同行右上角含有不同小写字母表示显著性差异($P<0.05$)Note: The values are mean±SE, different superscript letters in the same row indicate significant differences ($P<0.05$)

表3 洱海生态廊道建设前后不同湖湾鱼类群落特征

Tab. 3 Fish communities in different bays before and after the construction of ecological corridor in Erhai Lake

种类Species	S型湖湾S-type		L型湖湾L-type		生态类型Ecological types
	建设前 Before	建设后 After	建设前 Before	建设后 After	
鲤形目 Cypriniformes 鲫 <i>Carassius auratus</i> ☆	+	+	+	+	O, L
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	+				O, D
杞麓鲤 <i>Cyprinus chilia</i> ☆				+	O, L
麦穗鱼 <i>Pseudorasbora parva</i>	+	+	+	+	O, L
棒花鱼 <i>Abbottina rivularis</i>	+	+		+	O, D
鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>				+	P, U
鳙 <i>Aristichtys nobilis</i>		+	+	+	P, U
兴凯鱲 <i>Acheilognathus chankaensis</i>	+	+		+	De, L
中华鳑鲏 <i>Rhodeus sinensis</i>	+	+	+	+	P, L
蟹 <i>Hemiculter leucisculus</i>	+	+	+	+	P, U
泥鳅 <i>Mugil mugil caudatus</i> ☆	+	+		+	O, D
大鱥副泥鳅 <i>Paramugil dabryanus</i>		+			O, D
鲑形目 Salmoniformes 西太公鱼 <i>Hypomesus nippensis</i>	+	+	+	+	P, U
太湖新银鱼 <i>Neosalanx taihuensis</i>	+		+	+	P, L
鮈形目 Perciformes 黄鮈 <i>Micropercops swinhonis</i>	+	+	+	+	O, D
子陵吻鰕虎鱼 <i>Rhinogobius giurinus</i>	+	+	+	+	C, L
波氏吻鰕虎鱼 <i>Rhinogobius cliffordpopei</i>	+		+	+	C, L
乌鳢 <i>Channa argus</i>	+				C, D
鲇形目 Siluriformes 黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	+	+	+	+	O, D
种类合计 Tota	15	13	12	15	

注: ☆. 洱海土著鱼类; U. 中上层upper; L. 中下层lower; D. 底层demersal; P. 浮游生物食性planktivore; De. 碎屑食性detritivore; C. 肉食性carnivore; O. 杂食性omnivore

Note: ☆. native fish; U. upper layer fish; L. lower layers fish; D. demersal fish; P. planktivore; De. detritivore; C. carnivore; O. omnivore

2.4 鱼类生物量ABC曲线

通过ABC曲线对鱼类群落结构的稳定情况和受干扰程度进行分析, 主要依托鱼类的密度和生物量特征进行绘制而成。在生态廊道建设后, S型湖湾的鱼类密度整体减少(图 3a), 而L型湖湾则整体增加; S型湖湾仅鲢和麦穗鱼在生态廊道建设后密度增加, 其余鱼类密度均减少, 其中, 麦穗鱼密度增加较明显; L型密度增加明显的种类为子陵栉鰕虎鱼(从1.07增加到5.04 ind./net)和麦穗鱼(从3.22增加

到6.44 ind./net)。

S型鱼类生物量在生态廊道建设后变化情况与密度相反, S型湖湾鱼类生物量整体增加, 而L型则基本不变(图 3b), 其中, S型湖湾生物量增加最为明显的鱼类是鲢、鲫和麦穗鱼。与S型湖湾相比, L型湖湾生物量增加较明显也为鲢和鲫, 但鳙的生物量减少明显。

通过鱼类密度和生物量特征绘制的鱼类生物量ABC曲线结果如图 4所示, S型湖湾鱼类群落生

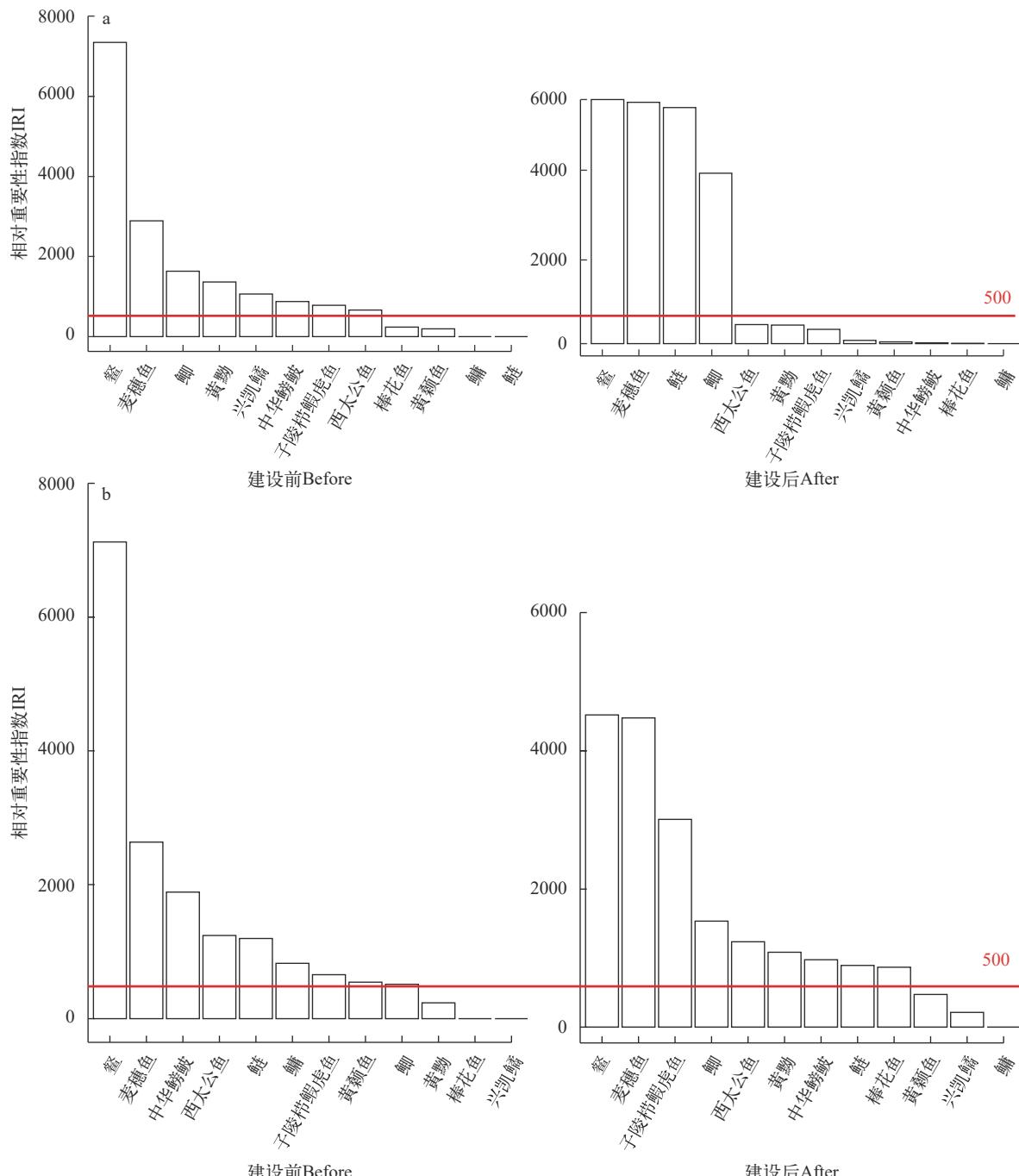


图 2 洱海生态廊道建设前后S型湖湾(a)和L型湖湾(b)IRI变化特征

Fig. 2 Variation of IRI of S-type (a) and L-type (b) Bays before and after the construction of ecological corridor in Erhai Lake

物量曲线整体位于丰度曲线之上,无交叉重叠(图4a),且W统计值为正,表明该湖湾鱼类群落结构未受干扰,而建设后生物量曲线与丰度曲线相交(图4b),且W为负值,表明生态廊道建设对S型湖湾干扰较大,为中度干扰;L型湖湾生态廊道建设前生物量曲线与丰度曲线相交(图4c),W值为负,表明建设前L型湖湾鱼类群落结构受到中度干扰,建设后生物量曲线与丰度曲线相交且大部分重叠(图4d),W值为正,表明L型湖湾在生态廊道建设后受到的干扰减少。

2.5 鱼类多样性指数

对比分析建设前后S型湖湾和L型湖湾多样性指数特征,如图5所示,结果显示S型湖湾中Shannon-Wiener指数(H')、Pielou均匀度指数(J)和Margalef种类丰富度指数(D)在生态廊道建设后明显下降(图5a),而L型湖湾中所有多样性指数均高于建设前(图5b),其中, H' 指数在生态廊道建设前后显著性差异($P<0.05$)。

2.6 环境因子RDA分析

对优势鱼类生物量与环境因子进行RDA分析,

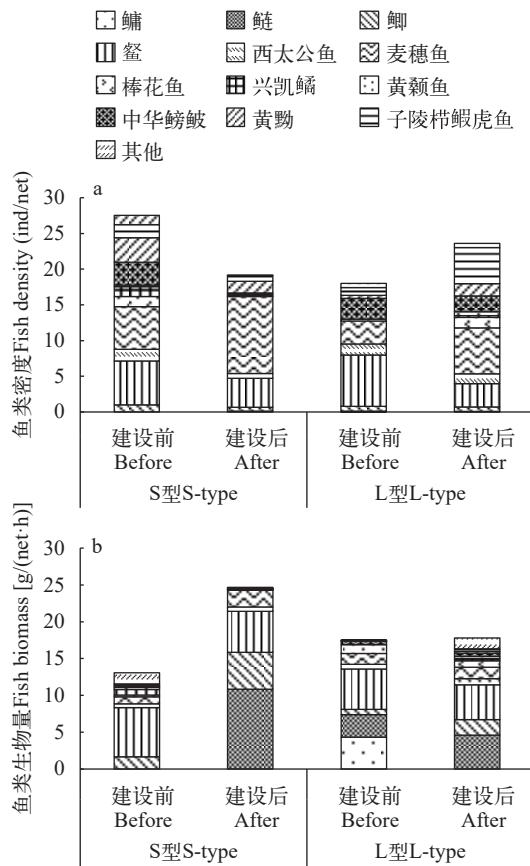


图3 洱海生态廊道不同类型湖湾鱼类密度(a)和生物量(b)变化特征

Fig. 3 Variations of fish density (a) and biomass (b) in different bays before and after the construction of ecological corridor in Erhai Lake

去除共线性较强的因子后剩下的5个环境因子进行RDA分析结果表明,S型湖湾RDA轴1和轴2共解释了89.04%的物种变化信息(图6a),对优势鱼类生物

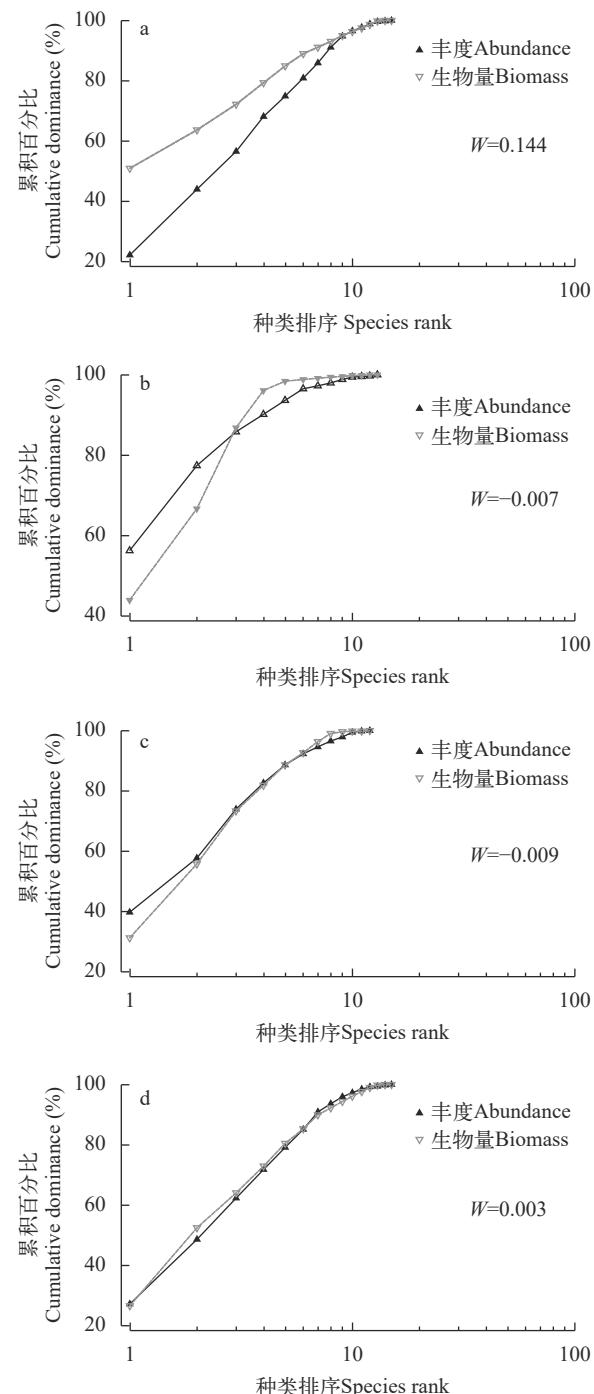


图4 洱海生态廊道建设前后不同类型湖湾鱼类群落ABC曲线特征

Fig. 4 Abundance biomass comparison curve of fish community in different lake bays of ecological corridor in Erhai Lake

a. S型湖湾建设前; b. S型湖湾建设后; c. L型湖湾建设前; d. L型湖湾建设后
a. S-type Bay-before, b. S-type Bay-after, c. L-type Bay-before, d. S-type Bay-before

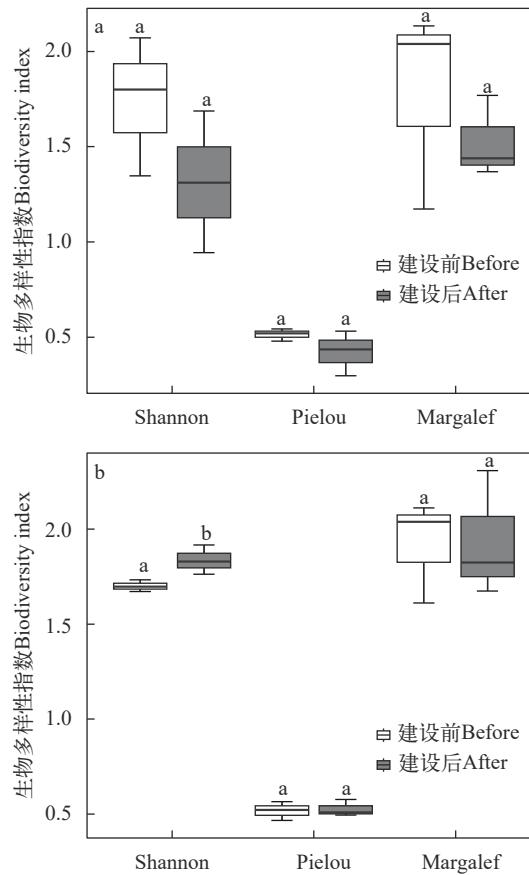


图5 洱海生态廊道建设前后S型湖湾(a)和L型湖湾(b)鱼类多样性指数变化特征

Fig. 5 Changes of fish diversity indexes of S-type (a) and L-type (b) bays before and after the construction of ecological corridor in Erhai Lake

量影响较大的环境因子为溶解氧、水深、pH和水体透明度,受环境因子影响较大的鱼类种类为鲢、蟹和鲫,其中,建设后鲢受环境因子影响最大;L型湖湾RDA轴1和轴2共解释了83.30%的物种变化信息(图6b),对优势鱼类生物量影响较大的环境因子为水温、pH、水深和水体透明度,受环境因子影响较大的鱼类为鲢、西太公鱼、鲫和中华鳑鲏,其中,鲢受水体透明度影响较大,中华鳑鲏和西太公鱼受pH影响较大。综合以上来看,无论是S型湖湾还是L型湖湾,影响优势鱼类生物量的环境因子均为水体透明度、pH和水深,优势鱼类影响最大的均为鲢。

3 讨论

3.1 生态廊道建设对鱼类群落及丰度的影响

本研究共采集到鱼类19种,其中,洱海土著鱼类3种,不同类型湖湾建设前后渔获物种类差别不明显,均在12—15种。IRI指数计算结果表明两种类型湖湾共有优势鱼类12种,小型鱼类占8种,这与

洱海沿岸带的水生植物分布情况密切相关,生态廊道建设后,随着湖滨带环境的恢复,水生植物生长条件越来越好,洱海水质风向标——海菜花重现洱海,除海菜花以外,其他水生植物也在生长^[27]。生态廊道建设后S型湖湾沉水植物生物量增加明显,而L型湖湾则有所下降(表2)。小型鱼类主要是利用水生植被进行觅食、繁殖和逃避捕食^[28]。S型湖湾沉水植物生物量大量恢复为小型鱼类提供了良好的躲避、觅食和繁殖场所,这可能是生态廊道建设后S型湖湾麦穗鱼密度增加的主要原因。生态廊道建设对不同食性鱼类的影响表明,S型湖湾鲢的优势度建设后增加明显,而杂食性鱼类仅鲫和麦穗鱼优势度增加,其余均减少,表明S型湖湾在生态廊道建设后鱼类群落受到的干扰较大,水体生产力降

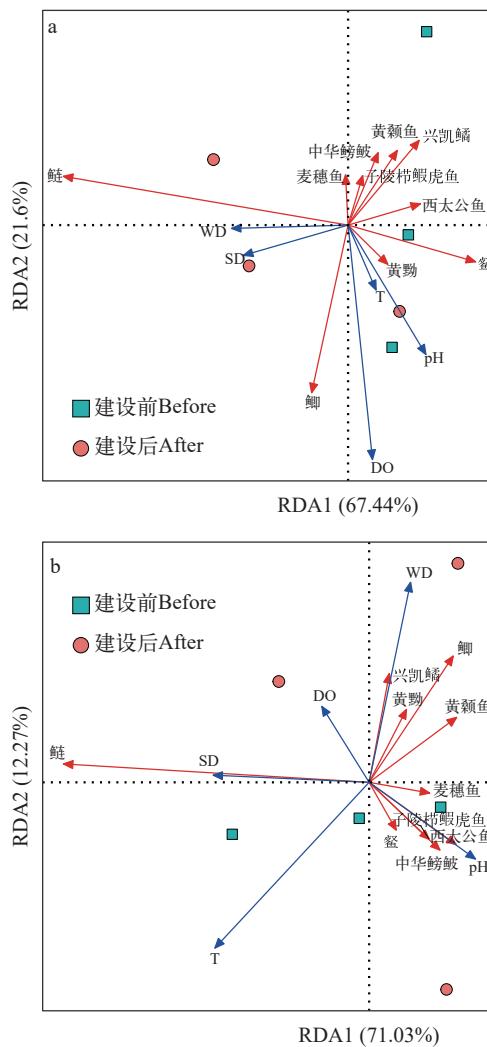


图6 洱海生态廊道建设前后S型湖湾(a)和L型湖湾(b)主要优势鱼类生物量与环境因子RDA分析

Fig. 6 RDA analysis of dominant fish biomass and environmental factors of S-type (a) and L-type (b) bays before and after the construction of ecological corridor in Erhai Lake

低, 为浮游植物生长、繁殖提供了丰富的物质基础, 使得较低营养级的鱼类聚集^[29]; 而L型湖湾除浮游生物食性的优势度下降外, 其他种类均升高, 表明L型湖湾可以提供多种营养级饵料资源, 景观异质性直接影响鱼类的生物量、生产力和多样性, L型湖滨带具有更深、更宽广的水体, 相对于S型湖湾具有更高的景观异质性^[30]。这也可能是导致建设后S型湖湾中下层、底层鱼类优势度降低, L型湖湾增加的原因。

在生态廊道建设后, S型湖湾鱼类密度整体减少而生物量却明显增加, L型湖湾则与之相反, 这表明, 在生态廊道建设后, S型湖湾的大型鱼类增加, 而L型湖湾小型鱼类增加。两种类型湖湾的麦穗鱼、鲢和鲫生物量在建设之后均明显增加, 这一变化规律与洪迎新等^[29]研究澜沧江干流梯级水电站建设后鱼类群落演变特征中发现中上层鱼类和杂食性鱼类增多结果一致。

3.2 生态廊道建设对鱼类群落扰动情况分析

丰度生物量比较曲线最早是用来监测环境污染对底栖无脊椎动物的影响情况^[30]。由于鱼类群落具有不同的生活史策略, 对捕捞和环境的扰动有不同程度的反映, 近年来, 应用ABC曲线分析人为干扰(捕捞、调控和生态修复)对鱼类群落的影响研究较为广泛^[31—33]。在本研究中, ABC曲线反映出生态廊道建设对S型湖湾为中度干扰, 建设后鱼类群落处于快速变化中, 而L型湖湾为轻度干扰, 建设后鱼类群落趋于稳定, 抵抗外界干扰的能力增强。这种情况一方面可能是由于L型湖湾水体深度大, 水面宽阔, 拥有较为复杂的生境梯度, 而S型湖湾则岸线弯曲程度大, 水体深度变化小, 生境易受到干扰; 另一方面, 根据Bohnsack和 Sutherland^[34]的研究, 在人为改造生境后, 鱼类群落一般会在5年左右达到一个新的平衡, 本研究第二次采样为生态廊道主体建设完成后1个月, 相应的影响可能滞后, 因此, 还需要长期监测研究来判断生态廊道建设对这种湖湾鱼类群落的干扰情况。

已有研究表明, 生态系统内群落的多样性越高, 对外界的抵抗力就越强, 表现为更稳定^[35]。本研究中L型湖湾的H'、D和J指数在建设后均明显增加, 这一结果与何术锋等^[36]的研究结果相似, 而S型生物多样性指数均显著低于建设前, 根据生物多样性与稳定性之间的关系, 也表明L型湖湾具有更高的稳定性。这种S型湖湾鱼类群落稳定性的丧失主要是由于生态廊道建设对湖湾的改造所引起的, 生态廊道建设过程中对湖湾的水深和底质进行改造, 使得鱼类的栖息生境发生了变化, S型湖湾水深梯度变化

小, 生境破坏更为彻底。而L型拥有较大的水深梯度变化, 且岸线改造主要针对L型湖湾进行房基和路基等硬质化建筑进行破除, 破除产生的砾石等部分掉入水中, 增加了湖岸的纵向连通性, 为鱼类提供了更多的食物来源, 岸线拓宽也增加了活动空间, 从而导致鱼类种类增加, 多样性指数上升^[37]。

3.3 优势鱼类生物量与环境因子的关系

建设前后的RDA分析结果表明, 影响鱼类生物量的共同环境因子为pH、溶解氧和水体透明度。pH与浮游植物的密度呈显著的正相关, 影响着水体的初级生产力^[38], 进而可能影响鱼类摄食情况, 这也可能是建设后浮游生物食性鱼类生物量和密度增加的原因。溶解氧是水温和底质沉积物等综合因素的影响^[39], pH在建设后均上升, 而溶解氧仅在L型上升, 这可能是生态廊道修建过程中, 由于底质搅动引起的, S型湖湾由于水深较浅且水生植物沉积物多, 工程施工影响明显。水体透明度与水深、水体理化指标、水生植物生物量密切相关^[40], 对鱼类的摄食和繁殖活动有一定的影响^[41]。水深在建设后对优势鱼类生物量有较大影响, 水深影响着水体鱼类密度, 根据杜浩等^[42]的研究, 深水区的鱼类密度较高, 主要是深水区既提供了满足不同规格鱼类的栖息环境, 也提供了更多的容纳空间。Harvey等^[43]认为, 河流与河道的外环境有着密切的联系, 这些联系延长了物理性储存和反应性处理, 从而改变化学和能量物质的传输。Harvey等^[43]将主河道与循环边际水的交换、河口水交换、岸边蓄水和漫滩水流并称“水文交换流”, 其相互作用使得河流水质改善、调节河流新陈代谢, 为植被、鱼类和野生动物提供栖息地及其他有价值的生态系统服务。洱海湖滨带同样存在着这种“水文交换流”, 生态廊道的建设使得这些“水文交换流”之间的联系更加紧密, 将为鱼类等水生生物提供更多的栖息、摄食和繁育场所。

4 结论

本文对洱海生态廊道建设前后不同生境湖湾鱼类群落及主要环境因子进行了研究, 探讨了洱海生态廊道建设对湖湾鱼类群落的初步影响。主要结论如下: (1)本研究共采集到鱼类19种, 隶属于4目, 不同类型湖湾鱼种在生态廊道建设后无明显变化, 均维持在14种左右; (2)生态廊道建设对两种类型鱼类优势度影响不同, 主要表现在S型鱼类优势度降低, 而L型则普遍升高; (3)S型鱼类生物量和密度的变化趋势与L型相反, 生态廊道建设后S型密度减少, 生物量增加, 表明建设后S型大型鱼类数量

增加, 而小型鱼类数量减少; (4)L型湖湾生态廊道建设后, Shannon-Wiener多样性指、Margalef种类丰富度指数和Pielou均匀度指数均上升, 而S型湖湾则均下降, 这也表明L型的鱼类群落在建设后结构更加稳定, 与ABC曲线反映结果一致。综上, 洱海生态廊道建设对S型湖湾鱼类群落影响较明显, 对L型湖湾鱼类群落影响略小。生态廊道建设的影响主要体在鱼类优势度、多样性、密度和生物量方面。因此, 建议湖滨带进行生态廊道建设时, 对L型的改造力度可以适当增加, 而S型湖湾则应防止过度改造。此外, 应对生态廊道建设后的湖泊沿岸带进行水生植物恢复及保护, 一方面可以为鱼类增加繁殖、摄食和庇护场所, 提供更多的生存空间; 另一方面通过与水生动物、底泥进行交互作用, 共同促进水域功能的稳定和健康。在改造力度较大的湖滨带中增加砾石的投放, 既可以改善鱼类的栖息繁殖环境, 也可以提高生物多样性。

参考文献:

- [1] Tang J, Ye S, Li W, et al. Status and historical changes in the fish community in Erhai Lake [J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2013, **31**(4): 712-723.
- [2] Du B H, Li Y A. Danger risk to fish diversity in Erhai Lake and proposals to dispel it [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2001, **14**(3): 42-44. [杜宝汉, 李永安. 洱海鱼类多样性危机及解危对策 [J]. 环境科学研究, 2001, **14**(3): 42-44.]
- [3] Fei J H, Wang X Z, Shao X Y. Spatial pattern of fish community in the Erhai Lake [J]. *Journal of Fisheries of China*, 2012, **36**(8): 1225-1233. [费骥慧, 汪兴中, 邵晓阳. 洱海鱼类群落的空间分布格局 [J]. 水产学报, 2012, **36**(8): 1225-1233.]
- [4] He Y M, Yang T L, Liu J, et al. The investigation of the fish current resources in Erhai Lake [J]. *Journal of Chuxiong Normal University*, 2010, **25**(3): 53-58. [何彦敏, 杨堂亮, 刘杰, 等. 洱海鱼类资源现状调查研究 [J]. 楚雄师范学院学报, 2010, **25**(3): 53-58.]
- [5] Shu L, Lin J Y, Xu Y, et al. Investigating the fish diversity in Erhai Lake based on environmental DNA metabarcoding [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2020, **44**(5): 1080-1086. [舒璐, 林佳艳, 徐源, 等. 基于环境DNA宏条形码的洱海鱼类多样性研究 [J]. 水生生物学报, 2020, **44**(5): 1080-1086.]
- [6] Yan H, Zhou Z W, Zhao F, et al. The Investigation of the Indigenous of Fishes in Erhai Lake [C]. Proceedings of the Third National Workshop on Sustainable Development of Modern Ecological Fisheries, 2011: 84-91. [严晖, 周正文, 赵芬, 等. 洱海土著鱼类调查研究 [C]. 第三届全国现代生态渔业可持续发展交流研讨会论文集, 2011: 84-91.]
- [7] Zhou X A, Qiao Y M, Wang S, et al. Characteristics of fish assemblages associated with environmental factors in the Lake Erhai [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2016, **35**(6): 1569-1577. [周兴安, 乔永民, 王赛, 等. 洱海鱼类群落结构特征及其与环境因子关系 [J]. 生态学杂志, 2016, **35**(6): 1569-1577.]
- [8] Gong L, Guo L G, Yin C J, et al. Growth characteristics and population regulation of *Hypomesus nippensis* and *Neosalanx taihuensis* in Erhai Lake [J]. *Journal of Hydroecology*, 2022, **43**(1): 117-123. [公莉, 过龙根, 尹成杰, 等. 洱海西太公鱼和太湖新银鱼生长特性及种群调控效果研究 [J]. 水生态学杂志, 2022, **43**(1): 117-123.]
- [9] Yin C, Chen Y, Guo L, et al. Fish assemblage shift after Japanese smelt (*Hypomesus nippensis* McAllister, 1963) invasion in Lake Erhai, a subtropical plateau lake in China [J]. *Water*, 2021, **13**(13): 1800.
- [10] Yin C, He W, Guo L, et al. Can top-down effects of planktivorous fish removal be used to mitigate cyanobacterial blooms in large subtropical highland lakes [J]? *Water Research*, 2022(218): 118483.
- [11] Lv X J, Dou J S, Yang S K, et al. An Overview of the Ecological Restoration Project of the Lakeshore Zone of the Erhai [C]. Proceedings of the Fifth China Lakes Forum, 2015: 331-336. [吕兴菊, 窦嘉顺, 杨四坤, 等. 洱海湖滨带生态恢复工程综述 [C]. 第五届中国湖泊论坛论文集, 2015: 331-336.]
- [12] Beier P, Noss R F. Do habitat corridors provide connectivity [J]? *Conservation Biology*, 1998, **12**(6): 1241-1252.
- [13] Rudnick D A, Ryan S J, Beier P, et al. The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities [J]. *Issues in Ecology*, 2012(16): 1-20.
- [14] Zhu Q, Yu K J, Li D H. The width of ecological corridor in landscape planning [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**(9): 2406-2412. [朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度 [J]. 生态学报, 2005, **25**(9): 2406-2412.]
- [15] People's Government of Da Li City, Erhai Ecological Corridor: Creating "Green Corridor" of Ecological Security. [大理市人民政府, 洱海生态廊道: 打造生态安全“绿色长廊”: <http://www.yndali.gov.cn/>.]
- [16] Gu X K, Shen D D, Gui Z Y, et al. Study on community structure and biodiversity of fish in East Taihu Lake after removal of net enclosure [J]. *Journal of Aquaculture*, 2022, **43**(2): 1-9. [谷先坤, 沈冬冬, 桂泽禹, 等. 网围拆除后东太湖鱼类群落结构及生物多样性研究 [J]. 水产养殖, 2022, **43**(2): 1-9.]
- [17] Li Y J, Jin X C, Hu S R, et al. Classification of aquatic-terrestrial ecotones [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, **31**(7): 21-24. [李英杰, 金相灿, 胡社荣, 等. 湖滨带类型划分研究 [J]. 环境科学与技术, 2008, **31**(7): 21-24.]

- [18] Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, Editorial Board of Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods: 4th edition [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 243-284. [国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法-第4版 [M]. 中国环境科学出版社, 2002: 243-284.]
- [19] Chen Y R, Chu X L. Fish Fauna of Yunnan-Volume I [M]. Beijing: Science Press, 1989: 37-350. [陈银瑞, 褚新洛. 《云南鱼类志》上册 [M]. 北京: 科学出版社, 1989: 37-350.]
- [20] Chen Y R, Chu X L. Fish Fauna of Yunnan-Volume II [M]. Beijing: Science Press, 1990: 5-264. [陈银瑞, 褚新洛. 《云南鱼类志》下册 [M]. 北京: 科学出版社, 1990: 5-264.]
- [21] Chen Y Y. Fauna Sinica, Osteichthyes, Cypriniformes II [M]. Beijing: Science Press, 1998: 61-444. [陈宣瑜. 《中国动物志-硬骨鱼纲鲤形目》中卷 [M]. 北京: 科学出版社, 1998: 61-444.]
- [22] Yue P Q. Fauna Sinica, Osteichthyes, Cypriniformes III [M]. Beijing: Science Press, 2000: 273-425. [乐佩琦. 《中国动物志-硬骨鱼纲鲤形目》下卷 [M]. 北京: 科学出版社, 2000: 273-425.]
- [23] Gao H, Liu H, Wang Q, et al. Niche analysis of the main fish in the Lhasa River Basin [J]. *Water*, 2023, **15**(5): 860.
- [24] Zhu T B, Hu F F, Gong J L, et al. Community structure and species diversity of fishes in the Tibet reach of the Lancang River, China [J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2022, **29**(2): 304-313. [朱挺兵, 胡飞飞, 龚进玲, 等. 澜沧江西藏段鱼类群落结构及多样性 [J]. *中国水产科学*, 2022, **29**(2): 304-313.]
- [25] Wu C, Wang X, Zhong J, et al. Spatial patterns of larval and juvenile fish assemblages in an eddy area in the Western South China sea [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2022(9): 832817.
- [26] Ren X, Jiang S, Ren L, et al. Changes in fish assemblage structure after pen culture removal in Gehu Lake, China [J]. *Fishes*, 2022, **7**(6): 382.
- [27] Qin M L, Wang L L, Luo Z. Cauliflower reappears in Erhai Lake [J]. *China Report*, 2021(9): 50-51. [秦蒙琳, 王玲玲, 罗铸. 海菜花重现洱海 [J]. 中国报道, 2021(9): 50-51.]
- [28] Ye S W, Li Z J, Cao W X. Species composition, diversity and density of small fishes in two different habitats in Niushan Lake [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, **18**(7): 1589-1595. [叶少文, 李钟杰, 曹文宣. 牛山湖两种不同生境小型鱼类的种类组成、多样性和密度 [J]. 应用生态学报, 2007, **18**(7): 1589-1595.]
- [29] Hong Y X, Shi W Q, Chen Y C, et al. Succession of fish community in the mainstream of Lancang River during cascade hydropower development [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, **41**(1): 235-253. [洪迎新, 施文卿, 陈宇琛, 等. 水电梯级开发进程中澜沧江干流鱼类群落演变特征 [J]. 生态学报, 2021, **41**(1): 235-253.]
- [30] Fu X, Yang W, Zheng L, et al. Spatial patterns of macrobenthos taxonomic and functional diversity throughout the ecotones from river to lake: a case study in Northern China [J]. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2022(10): 922539.
- [31] Shao K, Yang Z, Tang H Y, et al. Changes of fish community structures in Panzhihua section of the Jinsha River before and after impoundment of the Guanyinyan hydropower station [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2020, **29**(11): 2417-2426. [邵科, 杨志, 唐会元, 等. 观音岩水电站蓄水前后金沙江攀枝花江段鱼类群落结构及变化特征 [J]. 长江流域资源与环境, 2020, **29**(11): 2417-2426.]
- [32] Xiong M H, Yang Z, Hu X K, et al. Studies on fish community structure in Jianli section of the middle reaches of the Yangtze River [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2019, **28**(9): 2109-2118. [熊美华, 杨志, 胡兴坤, 等. 长江中游监利江段鱼类群落结构研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2019, **28**(9): 2109-2118.]
- [33] Sun X W, Zhang S, Zhao Y Q, et al. Community structure of fish and macroinvertebrates in the artificial reef sea area of Haizhou Bay [J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2010, **19**(4): 505-513. [孙习武, 张硕, 赵裕青, 等. 海州湾人工鱼礁海域鱼类和大型无脊椎动物群落组成及结构特征 [J]. 上海海洋大学学报, 2010, **19**(4): 505-513.]
- [34] Bohnsack J A, Sutherland D L. Artificial Reef Research: A Review with Recommendations for Future Priorities [J]. *Bulletin of Marine Science*, 1985, **37**(1): 11-39.
- [35] Evans L C, Melero Y, Schmucki R, et al. Mechanisms underpinning community stability along a latitudinal gradient: insights from a niche-based approach [J]. *Global Change Biology*, 2023, **29**(12): 3271-3284.
- [36] He S F, Tang L, Wang J, et al. Effects of dam removal on fish community structure and spatial distribution in Heishui River [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, **41**(9): 3525-3534. [何术锋, 唐磊, 王骏, 等. 水坝拆除对黑水河鱼类群落结构和空间分布的影响 [J]. 生态学报, 2021, **41**(9): 3525-3534.]
- [37] Staentzel C, Kondolf G M, Schmitt L, et al. Restoring fluvial forms and processes by gravel augmentation or bank erosion below dams: a systematic review of ecological responses [J]. *Science of the Total Environment*, 2020(706): 135743.
- [38] Yu Y, Lu J, Xie B, et al. Fish community structure and species biodiversity in 13 lakes of Nanchang city [J]. *Journal of Hydroecology*, 2021, **42**(5): 110-118. [余杨, 鲁婧, 谢彪, 等. 南昌市13个湖泊的鱼类群落结构及其物种多样性特征 [J]. 水生态学杂志, 2021, **42**(5): 110-118.]
- [39] Liu Y S, Gu X K, Tang S K, et al. Fish community structure and its relationship with main environmental variables in the East Taihu Lake [J]. *Acta Ecologica Sinica*,

- 2021, **41**(2): 769-780. [刘燕山, 谷先坤, 唐晟凯, 等. 东太湖鱼类群落结构特征及其与环境因子的关系 [J]. 生态学报, 2021, **41**(2): 769-780.]
- [40] Guo C, Chen Y, Liu H, et al. Modelling fish communities in relation to water quality in the impounded lakes of China's South-to-North Water Diversion Project [J]. *Eco-logical Modelling*, 2019(397): 25-35.
- [41] Shuai F M, Li X H, Liu Q F, et al. Spatial patterns of fish diversity and distribution in the Pearl River [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, **37**(9): 3182-3192. [帅方敏, 李新辉, 刘乾甫, 等. 珠江水系鱼类群落多样性空间分布格局 [J]. 生态学报, 2017, **37**(9): 3182-3192.]
- [42] Du H, Ban X, Zhang H, et al. Preliminary observation on preference of fish in natural channel to water velocity and depth: case study in reach of Yangtze River from Jiangkou town to Yuanshi town [J]. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 2010, **27**(10): 70-74. [杜浩, 班璇, 张辉, 等. 天然河道中鱼类对水深、流速选择特性的初步观测——以长江江口至涴市段为例 [J]. 长江科学院院报, 2010, **27**(10): 70-74.]
- [43] Harvey J, Gooseff M. River corridor science: Hydrologic exchange and ecological consequences from bedforms to basins [J]. *Water Resources Research*, 2015, **51**(9): 6893-6922.

ECOLOGICAL CORRIDOR CONSTRUCTION ON THE DISTRIBUTION AND DIVERSITY OF FISH COMMUNITIES IN DIFFERENT TYPES OF BAYS IN ERHAI LAKE

HE Wan-Chao^{1,2}, YIN Cheng-Jie^{1,2}, YUAN Jing³, CHU Zhao-Sheng³, ZHANG Ai⁴ and GUO Long-Gen^{1,2}

(1. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. National Engineering Laboratory for Lake Pollution Control and Ecological Restoration, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 1000124, China; 4. Dali Erhai Lake Research Institute, Dali 671000, China)

Abstract: The construction of ecological corridor in lakeside zone is a novel approach to restoring the ecology of the lakeside, but little attention has been paid to the effects of corridor on the distribution and diversity of aquatic communities in this zone. In this study, we investigated the changes in fish community characteristics in different types of bays (S-type and L-type) before and after the construction of the ecological corridor in Erhai Lake. The results showed that: (1) The construction of ecological corridor caused decrease of fish dominance in S-type bays, but an increase in L-type. (2) The fish diversity index in L-type increased significantly after construction, with the H' showing a significant difference compared to before ($P < 0.05$), however, the diversity index decreased in S-type. (3) The fish density decreased in S-type, but the biomass increased due to an increase in the abundance of medium and large-sized fish, while the abundance of small-sized fish increased in L-type. The fish abundance biomass comparison curve showed that the S-type was a moderate disturbance after construction, while, the disturbance of L-type was mild and the fish community structure was more stable. (4) RDA analysis showed that water transparency, pH and water depth were the main environmental factors affecting fish biomass in both S-type and L-type bays, and silver carp was the dominant fish. In conclusion, the construction of ecological corridor has a significant impact on the structure of fish community, particularly in S-type where it leads to a rapid change in fish composition community. Therefore, it is suggested that ecological corridor construction should focus on the transformation of L-type. This study provides a theoretical basis for the protection of fish diversity and habitat restoration.

Key words: Ecological corridor; Fish community; Environmental factors; Diversity index; Erhai Lake