

doi: 10.7541/2018.119

溪流鱼类群落对低水头坝的大小及功能的响应——以皖南山区河源溪流为例

李强¹ 张东¹ 宛凤英² 李羽如¹ 储玲¹ 严云志¹

(1. 安徽师范大学生命科学学院, 安徽省高校生物环境与生态安全省级重点实验室, 芜湖 241000;

2. 安徽师范大学图书馆, 芜湖, 241000)

摘要: 以皖南山区的河源溪流为研究区域, 根据2016年7月和11月两次的调查数据, 在区分土著物种和本地入侵物种的基础上, 初步比较研究了低水头坝的坝上蓄水区 and 冲刷区鱼类群落的季节动态及所受水坝大小和功能的影响。共采集鱼类24种, 隶属4目10科, 其中土著鱼类13种, 本地入侵鱼类11种。尽管坝下冲刷区的鱼类群落无显著季节变化, 但坝上蓄水区的鱼类群落季节动态显著, 其中11月的鱼类个体数显著高于7月。水坝大小对鱼类群落的影响相对较小, 仅冲刷区入侵鱼类群落结构随水坝大小显著变化; 水坝功能对鱼类群落的影响较大, 蓄水区土著鱼类群落及冲刷区入侵鱼类群落等都随水坝功能显著变化——同蓄水坝相比, 引渠坝的蓄水区中宽鳍鱲较少但中华花鳅和吻虾虎鱼较多, 且引渠坝的冲刷区中高体鲃和泥鳅具有更高多度。研究表明, 在研究区域内, 低水头坝对鱼类群落分布的影响视水坝蓄水功能而不同, 而水坝大小的相对重要性较低。研究也进一步证实, 因亲流性土著鱼类与广布性入侵鱼类对低水头坝干扰的响应不同, 在开展有关人类活动对溪流鱼类多样性的影响评价时, 有必要区分土著物种和入侵物种来进行, 以确保研究结论的科学性。

关键词: 溪流鱼类; 低水头坝; 蓄水区 and 冲刷区; 土著种和入侵种

中图分类号: Q958.8

文献标识码: A

文章编号: 1000-3207(2018)05-0965-10

低水头坝(Low-head dam)因坝头较低、表层泄流而与大型的高水头坝相区别^[1, 2]。低水头坝在山区河源溪流中极为普遍, 其蓄水常用于农业灌溉、居民用水、休闲娱乐等^[3, 4]。同大型水坝相比, 低水头坝对水文、生境条件的影响较小, 因而影响溪流系统及鱼类多样性的作用程度和辐射范围也都明显较小^[3, 5]。但低水头坝的数量巨大, 其累积蓄水面积甚至可能超过大型水坝的蓄水面积^[6], 因此, 考虑到大量低水头坝的潜在累积生态效应, 低水头坝对鱼类多样性的影响也不容小视^[7]。

目前, 有关低水头坝对溪流鱼类群落的影响已得到一定研究, 但不同研究报道的结果却存在很大的分歧: 就鱼类群落的组成特征而言, 有研究发现低水头坝仅改变了部分物种的优势度, 而未显著改

变鱼类物种组成^[8, 9], 但也有研究发现低水头坝导致坝上蓄水区鱼类物种组成的显著变化^[3, 5, 10, 11]; 就鱼类群落的数量特征而言, 有研究发现低水头坝显著降低了坝上蓄水区的鱼类物种数^[8], 但也有研究表明, 低水头坝仅降低了蓄水区的鱼类多度和密度, 而对物种数无显著影响^[3, 12]。之所以有上述分歧, 可能是因为不同研究所选取的空间尺度大小、设定的调查样点距离水坝距离、调查的河段在河流网络中的空间位置等不同^[5, 13], 也可能是因为水坝自身的属性不同(如水坝大小、运行模式等)以及调查区域的鱼类区系组成差异(不同的鱼类物种对同一干扰的响应不同)^[2, 14, 15]。有研究表明, 高水头坝的坝体大小及其运行模式直接关系到水文情势变化模式和幅度^[2, 14]; 也有研究发现, 低水头坝的坝体

收稿日期: 2017-10-18; **修订日期:** 2018-03-14

基金项目: 国家自然科学基金(31372227和31500452); 安徽省水产产业技术体系项目(皖农科[2016]84号); 重要生物资源保护与利用研究安徽省省级重点实验室经费资助 [Supported by the National Natural Science Foundation of China (31372227, 31500452); Aquaculture Industry Technology System of Anhui Province ([2016]84); Provincial Laboratory for Conservation and Utilization of Important Biological Resource]

作者简介: 李强(1991—), 男, 安徽淮北人; 硕士; 研究方向为鱼类生态学。E-mail: liqiang3323@163.com

通信作者: 严云志, E-mail: yanyunzhi7677@126.com

大小及上下游水坝数量等对特定坝上蓄水区的鱼类群落有着重要影响^[3, 4, 16]。低水头坝的修建目的和蓄水功能多样(如农业灌溉、居民用水、休闲娱乐等),但截止目前,有关溪流鱼类群落对低水头坝的响应是否依赖于水坝功能未见报道。

诸如水坝修建、土地利用等人类活动,一方面造成了山区溪流中土著种的濒危及多样性的下降^[3, 17, 18],另一方面也可能为一些广布种创造了适宜条件,这些广布种可能是来自其他生物地理区系的“外来入侵种”(Alien invader)^[19, 20],也可能是来自同一生物地理区系、甚至是同一流域但原来分布于低地水体的“本地入侵种”(Native invader)^[16, 21, 22]。对环境变化或人类干扰,局域群落组成的变化表现为土著种丢失(Species loss)和/或广布种获得(Species gain)等不同生态过程,而局域群落多样性(如物种数)的变化则取决于丢失物种和获得物种的相对多寡^[19]。由于土著种和入侵种对人类干扰的响应不同,在开展人类活动对溪流鱼类多样性及其完整性的影响评价时,有必要区分土著种和入侵种独立进行,否则,极有可能得出片面的、甚至错误的结论^[21, 22]。

基于上述认识,本文以皖南山区青弋江和闽江流域的河源溪流为研究区域,针对其中不同坝体大小、不同蓄水功能共15个低水头坝,分别设置坝上蓄水区 and 坝下冲刷区2类调查生境,于2016年7月(丰水期)和11月(枯水期)完成2次调查取样。根据调查所获数据,在将全部渔获物划分为土著种和本地入侵种的基础上,本文比较研究了2类生境中的局域栖息地和鱼类群落的空间分布和季节动态,着重解析了溪流鱼类群落对低水头坝的大小和功能

的响应,并评价了土著鱼类群落和本地入侵鱼类群落对低水头坝的响应的异同。本文的研究结果可为开展低水头坝对溪流鱼类群落及其多样性的影响评价研究提供可借鉴方法,也为山区溪流生态系统及其鱼类多样性的保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样点设置

本文以皖南青弋江和闽江的河源溪流为研究区域,选择其中的15个低水头坝为调查水坝(图1)。调查水坝的选取原则包括:(1)所在河段具有可到达性和可操作性,(2)均位于1级河源溪流,以降低溪流大小及其所处支流空间位置对鱼类群落的潜在影响,(3)坝高均不超过4 m,以保障背式电鱼器在可涉水水域的实施(尽管调查的15个低水头坝的坝高大多数超过1 m,但其坝上蓄水区由于底质淤积作用而水深不超过1 m),(4)水坝的蓄水功能包括用于居民用水的“蓄水坝”(无引渠)和用于农业灌溉的“引渠坝”(有引渠至农田)2种类型。针对每个调查低水头坝,分别设置2类紧邻水坝样点,即坝上蓄水区 and 坝下冲刷区。根据现场测度的水坝坝体高度(坝底至坝顶的最大垂直高度),将15个调查水坝分为2种大小类型,即“矮坝”(0<坝高≤2 m)和“高坝”(2<坝高<4 m)。本研究共调查15个低水头坝,其中“矮坝”和“高坝”分别为8个和7个,“蓄水坝”和“引渠坝”分别为6个和9个。

1.2 鱼类采样

2016年7月(丰水期)、11月(枯水期),2次对上述设置样点进行鱼类标本采集。采集工具为背式电瓶,一人电鱼,两人捕捞。每样点的采集路线均

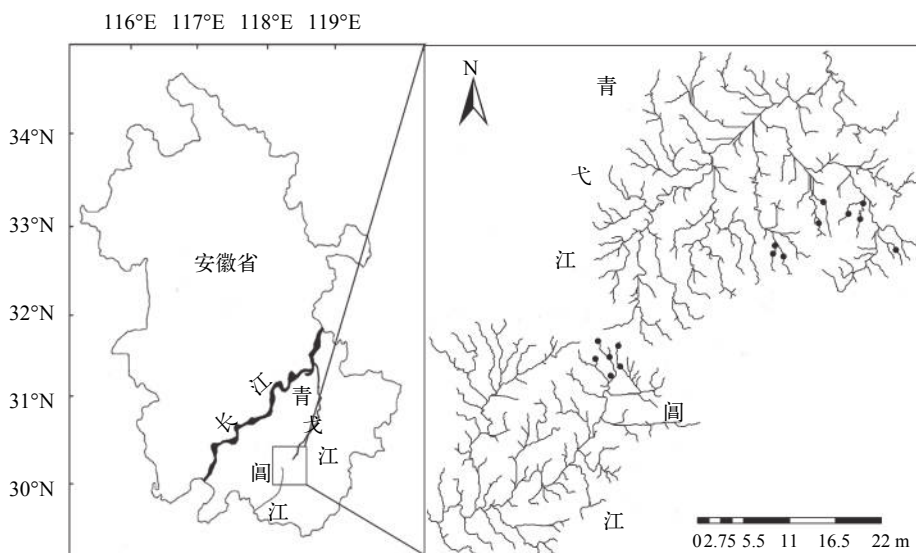


图1 皖南青弋江和闽江河源溪流中调查低水头坝位置示意图(黑色圆圈代表低水头坝)

Fig. 1 Locations of low-head dams surveyed in the headwater streams of the Qingyi River and the Chang River at Wannan Mountain

选择“Z”字形。蓄水区 and 冲刷区的调查河道长度视蓄水区/冲刷区大小而定: 若蓄水区/冲刷区河道不足 50 m 长, 则调查全部蓄水/冲刷河道; 若蓄水区超过 50 m 长, 则从水坝位置往上游(蓄水区)或下游(冲刷区)调查河道长 50 m。调查时长约 30 min。采集后的标本在新鲜状态下进行鉴定, 对物种数与个体数进行计数。疑难种以甲醛进行固定, 带回实验室进一步鉴定。其余活体标本释放至采集地。

1.3 环境测度

第 1 次采样时, 以 GPS 现场测度海拔。每次采样时, 现场测度 9 组局域栖息地因子, 包括水宽(m)、水深(m)、流速(m/s)、水温(°C)、电导率(mS/cm)、溶氧(mg/L)、pH、底质粗糙度(Substrate coarseness)及异质性(Substrate heterogeneity)。沿每采样河段, 取 5 个等距截面分别测量水宽, 再于每截面取 5 个等距点并分别测量水深, 于每个等距点的 60% 水深处测量流速(便携式流速仪, FP111 美国)。使用便携式水文仪(YSI Professional Plus)现场测度水温、电导率、溶氧和 pH。参照 Bain 等^[23]的方法, 对所调查河段的底质进行打分, 根据底质结构直径大小来评估每个断面的主要地质类型(共 6 类, 0: < 0.059 mm; 1: 0.06—1 mm; 2: 2—15 mm; 3: 16—63 mm; 4: 64—256 mm; 5: > 256 mm)。将每个采样点的河段分成 10 个断面, 对其底质打分, 将这 10 组数据的平均值视为底质粗糙度, 标准差/平均值的比值视为底质异质性。

1.4 本地入侵鱼类和土著鱼类划分

本文的调查水体均位于高海拔山地地带的 1 级河源溪流。同其下游的大型低地河流相比, 常具有低温、水流清急、底质粗糙等环境特点, 其中孕育有高度适应急流条件的亲流性鱼类, 如宽鳍鱲(*Zacco platypus*)、光唇鱼(*Acrossocheilus fasciatus*)、原缨口鳅等(*Vanmanenia stenosoma*)。溪流筑坝改变了局域栖息地条件, 一方面降低了土著的亲流性鱼类的适合度, 另一方面也为适应缓流甚至静水条件的广布鱼类创造了适宜条件, 促进了广布鱼类对河源溪流的生态入侵^[3, 16]。尽管本研究采集到的鱼类中未见其他生物地理区域的外来入侵物种, 但部分物种为典型的静水性鱼类, 原栖息于研究区域的低地水体, 并且在当前建有低水头坝的溪流中主要局限分布于坝上蓄水区或坝下冲刷区, 这些物种可被视为“本地入侵种(Native invader)”^[16, 21]。因此, 本文参照 Chu 等^[16]、Scott & Helfman 等^[21]对“本地入侵种”的划分方法, 根据调查区域内鱼类物种的生境选择特点, 将采集的 24 种鱼类划分成土著种和本地入侵种, 视高度适应急流条件的鱼类为土著种,

视适应缓流或静水条件的鱼类为本地入侵鱼类。

1.5 数据分析与统计

根据特定物种出现频率(Frequency of the occurrence, F)和相对多度(Relative abundance, P)来确定该物种的常见性和优势度, 其中, 出现频率(F)=某物种的出现样点数/全部样点数, 相对多度(P)=某物种的个体数/全部渔获物的个体数。

运用多因素方差分析(Multi-way ANOVA)检验了季节、水坝大小和水坝功能 3 个环境因素对各个栖息地变量及鱼类的物种数和个体数的影响。因鱼类多样性存在青弋江和阊江 2 个流域间的差异, 为增加流域间数据的可比较性, 将流域间物种数和个体数进行均值转化。为满足数据的正态分布和方差齐性, 各栖息地变量及鱼类物种数和个体数都在 $\lg X$ 转换后进行统计分析。此外, 为降低稀有种的负面权重, 本研究中的稀有种(出现样点数不超过 2 个的物种)不纳入分析。以上分析在 SPSS 22.0 软件下进行, 视 $P < 0.05$ 为显著性水平。

在 Primer 7.0 软件下, 根据各样点的鱼类物种组成及其多度数据, 计算各样点间鱼类群落的 Bray-Curtis 相似性指数, 并运用三因素交互相似性分析(Three-way crossed ANOSIM)检验了季节、水坝大小和水坝功能对鱼类群落的影响。视 $P < 0.05$ 为差异显著, 且根据 Global R 值大小判别鱼类群落分类程度: $R > 0.75$, 群落完全分离; $0.5 < R \leq 0.75$, 群落少量重叠但仍明显分离; $0.25 < R \leq 0.5$, 群落存在明显重叠但仍部分分离; $R \leq 0.25$, 群落重叠明显几乎不可分^[24]。进一步, 运用相似性百分比分析(SIMPER)解析出维持组内相似性及组间不相似性的关键贡献物种。为减低极端数据的负面影响, 鱼类多度数据在 $\lg(X+1)$ 转换后用于分析。

考虑到低水头坝的坝上蓄水作用和坝下冲刷作用对局部河段(即坝上蓄水区、坝下冲刷区)栖息地条件的影响模式不同, 上述方差分析、相似性分析、相似性百分比分析等数据统计过程, 区分 2 类生境类型独立进行。此外, 考虑到土著鱼类和本地入侵鱼类对低水头坝干扰的响应可能不同, 上述数据统计过程区分土著鱼类、入侵鱼类、全部物种(土著种+入侵种)独立进行。

2 结果

2.1 渔获物概况

共采集鱼类 3251 尾, 隶属 4 目 10 科 24 种, 其中土著种和本地入侵种分别为 13 种和 11 种。蓄水区和冲刷区采集的鱼类分别为 17 种和 23 种, 2 类生境共有种 16 种(共有土著鱼类 9 种、入侵鱼类 7 种)。

宽鳍鱮(*Zacco platypus*)在2类生境中的相对多度都超过50%, 是研究区域内的绝对优势种; 吻虾虎鱼(*Ctenogobius* spp.)也具有较高的相对多度(大于10%)。桂林薄鳅(*Leptobotia guilinensis*)、异华鲮(*Parasinilabeo assimilis*)、尖头鲮(*Phoxinus oxycephalus*)3种土著种以及麦穗鱼(*Pseudorasbora parva*)、黄颡鱼(*Pelteobagrus fulvidraco*)、鲃(*Silurus asotus*)与刺鳅(*Mastacembelus aculeatus*)4种入侵种仅见于冲刷区, 而短须鲃(*Acheilognathus barbatulus*)仅见于冲刷区(表1)。

2.2 鱼类多样性

运用多因素方差分析检验了季节、水坝大小和水坝功能对鱼类多样性的影响, 坝上蓄水区 and 坝下冲刷区2类生境独立进行。结果显示, 在坝上蓄水区, 土著鱼类的物种数和个体数均不随季节、水坝大小和功能显著变化($P>0.05$); 尽管入侵鱼类的物种数也无显著时空变化($P>0.05$), 但个体数却随水坝功能显著变化[蓄水区, (4.48 ± 6.69) 尾; 引渠坝, (4.38 ± 5.67) 尾]($P<0.05$), 且其个体数受水坝大小和功能的显著性交互影响($P<0.05$); 全部鱼类的个体数季节变化显著, 11月份的个体数(52.53 ± 32.37)尾显著高于7月份(22.27 ± 11.22)尾($P<0.05$)。但就坝下冲刷区而言, 其鱼类的物种数和个体数均无显著的时空变化($P>0.05$), 仅土著鱼类的个体数受季节和水坝功能的交互影响($P<0.05$)(表2)。

2.3 鱼类群落结构

运用三因素交互相似性分析检验了季节、水坝大小、水坝功能对鱼类群落结构的影响, 蓄水区 and 冲刷区2类生境独立进行。结果显示, 在蓄水区, 尽管入侵鱼类群落结构无显著的时空变化($P>0.05$), 但土著鱼类群落的变化显著($P<0.05$), 且随水坝功能显著变化($P<0.05$)。就冲刷区而言, 入侵鱼类群落受水坝大小和水坝功能的联合影响($P<0.05$), 但土著鱼类群落结构的时空变化不显著($P>0.05$)。此外, 无论在蓄水区还是冲刷区, 全部鱼类的群落结构的时空变化与土著鱼类群落基本一致(表3)。

鉴于上述的蓄水区土著鱼类群落随季节和水坝功能而变化、冲刷区入侵鱼类群落随水坝大小和功能显著变化, 进一步运用相似性百分比分析来解析造成鱼类群落变化的关键贡献物种(累计贡献率达70%以上的前列物种), 结果显示: (1)土著鱼类群落的变化主要是由宽鳍鱮、稀有花鳅(*Cobitis rarus*)和吻虾虎鱼的多度季节变化所引起, 前2个物种在11月份的多度较高, 而吻虾虎鱼在7月份的多度较高(表4)。(2)土著鱼类群落随水坝功能而变化, 主要贡献物种有4种, 其中宽鳍鱮和稀有花鳅在

蓄水坝的蓄水区多度更高, 而吻虾虎鱼和中华花鳅(*Cobitis sinensis*)则在引渠坝的蓄水区多度更高(表4)。(3)入侵鱼类群落结构随水坝大小和功能的变化, 主要因高体鲃(*Rhodeus ocellatus*)、泥鳅(*Misgurnus anguillicaudatus*)和棒花鱼(*Abbottina rivularis*)等物种的多度的空间差异所引起: 就水坝大小而言, 高体鲃在“高坝”冲刷区的多度较高; 就水坝功能而言, 高体鲃、泥鳅在引渠坝冲刷区的多度高于蓄水坝冲刷区(表5)。

2.4 局域栖息地

运用多因素方差分析检验季节、水坝大小、水坝功能对局域栖息地因子的影响, 蓄水区 and 冲刷区2类生境独立进行。结果显示: (1)在蓄水区 and 冲刷区, 其溶氧量、水温和pH都存在显著的季节动态($P<0.05$), 而其他6组栖息地变量无显著季节变化($P>0.05$); (2)在蓄水区, 仅电导率随水坝功能显著变化($P<0.05$), 引渠坝蓄水区的电导率(115.42 ± 24.56) mS/cm显著高于蓄水坝(91.36 ± 12.84) mS/cm; (3)在冲刷区, 溶氧量、电导率、水宽、水深和流速随水坝功能显著变化($P<0.05$), 蓄水坝冲刷区的溶氧量(7.53 ± 1.50) mg/L、电导率(116.69 ± 24.97) mS/cm、流速(0.16 ± 0.13) m/s、水宽(8.35 ± 3.78) m和水深(46.40 ± 19.56) cm都显著高于引渠坝[溶氧量: (6.80 ± 1.21) mg/L, 电导率: (94.23 ± 13.88) ms/s, 流速: (0.15 ± 0.15) m/s; 水宽: (7.96 ± 2.30) m, 水深: (31.36 ± 7.82) cm]; (4)栖息地变量不随水坝大小显著差异($P>0.05$); (5)季节、水坝大小和功能对各栖息地变量均无显著的交互影响($P>0.05$)(表6)。

3 讨论

因干旱和洪涝等自然干扰的影响, 溪流系统的栖息地稳定性和有效性具有极高的季节动态, 从而导致溪流鱼类群落的组成和数量的季节变化^[25-27]。溪流鱼类自身的繁殖、死亡、洄游等生活史事件, 也可引起局域鱼类群落组成及其数量的变化^[28, 29]。本研究发现, 研究区域内局域栖息地条件的季节动态主要体现在溶氧、水温和pH等变量上, 而水宽、水深以及流速等反映栖息地大小及水流流态特征的栖息地变量并无显著的季节差异。山区河源溪流具有河道窄、坡度大等特点, 即使在丰水期, 其单次降雨所形成的洪水时间也极其短暂^[30]。为了确保背式电鱼器采样的安全, 无论是7月份还是11月份, 本文的野外采样作业都避开了降雨及山洪时期。这可能是导致7月和11月间的水宽、水深和流速无显著变化的主要原因。本研究还发现, 研究

表 1 蓄水区 and 冲刷区的鱼类物种组成及其出现频率与相对多度

Tab. 1 Species composition, occurrence frequency and relative abundance of fishes collected in the impounding and plunging segments, respectively

目/科/物种Order/Family/Species	出现频率Frequency of occurrence (%)		相对多度Relative abundance (%)	
	蓄水区Impounding	冲刷区Plunging	蓄水区Impounding	冲刷区Plunging
鲤形目Cypriniformes				
鳅科Cobitidae				
泥鳅 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> *	40.00	43.33	6.73	2.80
稀有花鳅 <i>Cobitis rarus</i>	36.67	40.00	5.94	2.97
中华花鳅 <i>Cobitis sinensis</i>	30.00	10.00	5.51	0.27
桂林薄鳅 <i>Leptobotia guiiinensis</i>	/	3.33	/	0.05
鲤科Cyprinidae				
宽鳍鱲 <i>Zacco platypus</i>	96.67	100.00	50.18	52.97
光唇鱼 <i>Acrossocheilus fascitus</i>	80.00	83.33	8.59	8.47
高体鳊 <i>Rhodeus ocellatus</i> *	26.67	26.67	2.08	5.29
鲫 <i>Carassius auratus</i> *	6.67	6.67	0.29	0.70
棒花鱼 <i>Abbottina rivularis</i> *	10.00	13.33	0.43	0.38
台湾白甲鱼 <i>Varicorhinus barbatulus</i>	6.67	13.33	0.29	0.38
似鲮 <i>Belligobio nummifer</i> *	3.33	3.33	0.07	0.11
短须鲮 <i>Acheilognathus barbatulus</i>	6.67	/	1.57	/
麦穗鱼 <i>Pseudorasbora parva</i> *	/	3.33	/	0.16
异华鲮 <i>Parasinilabeo assimilis</i>	/	3.33	/	0.05
尖头鲮 <i>Phoxinus oxycephalus</i>	/	3.33	/	0.11
平鳍鳅科Homalopteridae				
原缨口鳅 <i>Vanmanenia stenosoma</i>	50.00	76.67	4.01	9.06
鲇形目Siluriformes				
鲿科Bagridae				
黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i> *	/	3.33	/	0.11
切尾拟鲿 <i>Pseudobagru struncatus</i>	3.33	13.33	0.21	0.22
鲇科Siluridae				
鲇 <i>Silurus asotus</i> *	/	3.33	/	0.16
钝头鲃科Amblycipitidae				
司氏鲃 <i>Liobagrus styani</i>	13.33	20.00	0.36	0.65
合鳃鱼目Synbranchiformes				
合鳃鱼科Synbranchidae				
黄鳝 <i>Monopoterus albus</i> *	16.67	20.00	0.64	0.38
刺鲃科Mastacembelidae				
刺鲃 <i>Mastacembelus aculeatus</i> *	/	3.33	/	0.05
鲈形目Perciformes				
沙塘鳢科Odontobutidae				
河川沙塘鳢 <i>Odontobutis potamophila</i> *	3.33	6.67	0.07	0.22
虾虎鱼科Gobiidae				
吻虾虎鱼 <i>Ctenogobius</i> spp.	73.33	90.00	13.03	14.46

注: * 代表本地入侵种

Note: * represents native invaders

区域内的鱼类物种数无显著季节变化, 但个体数的季节变化显著(11月份的个体数高于7月份)。以青弋江为例, 中游河段建有陈村水电站, 且陈村水库

上游的各级支流中都建有数量众多、大小不等的低水头坝^[3, 16, 31], 这些水坝阻断了鱼类的洄游通道, 进而造成研究区域内的鱼类物种中缺乏洄游性物

表 2 基于多因素方差分析的季节、水坝大小和功能对蓄水区 and 冲刷区鱼类多样性的影响

Tab. 2 Effects of season, dam size and function on fish diversity in the impounding and plunging areas based on multi-way ANOVA

生境类型 Habitat type	物种类型 Species type	鱼类多样性 Fish diversity	季节 Season	水坝大小 Dam size	水坝功能 Dam function	交互影响 Interactive effect
蓄水区Impounding area	土著物种	物种数	0.01	0.79	1.07	/
		个体数	2.05	0.05	0.01	/
	入侵物种	物种数	2.24	0.53	0.08	/
		个体数	0.70	0.24	4.50*	水坝大小×功能
	全部物种	物种数	0.58	0.16	0.78	/
		个体数	10.88*	0.62	0.39	/
冲刷区Plunging area	土著物种	物种数	0.11	0.01	1.26	/
		个体数	1.99	0.12	0.66	季节×水坝功能
	入侵物种	物种数	0.64	0.50	0.02	/
		个体数	0.10	0.08	0.82	/
	全部物种	物种数	0.60	0.37	1.25	/
		个体数	2.67	0.43	0.09	/

注: 表格中的数字代表多因素方差分析的F值, *代表 $P<0.05$; 下同
Note: Data in this table represent the F value of ANOVA; * represents the significance of $P<0.05$; the same applies below

表 3 基于三因素交互相似性分析的季节、水坝大小和功能对蓄水区 and 冲刷区鱼类群落结构的影响

Tab. 3 Effects of season, dam size and function on fish assemblage structures in the impounding and plunging areas based on three-way crossed ANOSIM

生境类型Habitat type	物种类型Species type	季节Season		水坝大小Dam size		水坝功能Dam function	
		GlobalR	P	GlobalR	P	GlobalR	P
蓄水区Impounding area	土著物种	0.21	*	0.06	ns	0.24	*
	入侵物种	-0.04	ns	0.16	ns	0.19	ns
	全部物种	0.22	*	0.13	ns	0.25	*
冲刷区Plunging area	土著物种	0.02	ns	-0.05	ns	0.06	ns
	入侵物种	0.10	ns	0.30	*	0.28	*
	全部物种	0.15	ns	-0.04	ns	0.10	ns

表 4 蓄水区土著鱼类群落结构随季节和水坝功能显著变化的关键贡献物种

Tab. 4 Key species contributing to the between-season and between-dam-function variations in the assemblage structures of endemic fishes in the impounding areas

土著鱼类 Endemic fishes	季节: 7月 vs. 11月Season: July vs. November				水坝功能: 蓄水坝 vs. 引渠坝 Dam function: Impounding dams vs. Irrigating dams			
	AA		AD	Con	AA		AD	Con
	7月	11月			蓄水	引渠		
宽鳍鱲 <i>Zacco platypus</i>	0.33	0.61	20.18	38.07	0.53	0.39	15.45	31.80
吻虾虎鱼 <i>Ctenogobius</i> spp.	0.23	0.06	10.05	18.97	0.08	0.22	9.34	19.22
稀有花鳅 <i>Cobitis rarus</i>	0.04	0.10	7.01	13.22	0.08	0.07	6.59	13.57
中华花鳅 <i>Cobitis sinensis</i>					0.01	0.12	6.66	13.71

注: AA、AD、Con分别代表平均多度、平均不相似性、贡献率; 下同
Note: AA, AD, Con represent the average abundance, average dissimilarity, and contribution; the same applies below

种, 这可能是鱼类物种数的季节变化不显著的重要原因。此外, 研究区域内的绝大多数溪流鱼类的繁殖活动多集中在春夏季, 如宽鳍鱲、光唇鱼、马口鱼、尖头鲮等^[16, 32-34]的繁殖活动发生于5^[16-21]至

8月; 相对于7月而言, 11月有大量的新生个体加入, 这造成11月份的鱼类个体数高于7月份。进一步, 该群体补充事件所带来的个体数量变化, 也促成了研究区域内鱼类群落结构的显著季节变化^[4, 29]。

表 5 冲刷区入侵鱼类群落结构随水坝大小和功能显著变化的关键贡献物种

Tab. 5 Key species contributing to the between-dam-size and between-dam-function variations in the assemblage structures of native-invasive fishes in the plunging areas

入侵鱼类 Native-invasive fishes	水坝大小: 矮坝vs. 高坝 Dam size: Low dams vs. High dams				水坝功能: 蓄水坝vs. 引渠坝 Dam function: Impounding dams vs. Irrigating dams			
	AA		AD	Con	AA		AD	Con
	矮坝	高坝			蓄水	引渠		
高体鳊鲂 <i>Rhodeus ocellatus</i>	0.02	0.16	34.59	41.15	0.02	0.16	26.37	30.72
泥鳅 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	0.05	0.04	31.89	37.94	0.03	0.08	31.39	36.56
棒花鱼 <i>Abbottina rivularis</i>					0.00	0.01	9.25	10.77

表 6 基于多因素方差分析的季节、水坝大小和功能对栖息地变量的影响

Tab. 6 Effects of season, dam size and function on habitat variables based on the multi-way ANOVA

生境类型 Habitat type	栖息地变量 Habitat variables	季节 Season	水坝大小 Dam size	水坝功用 Dam function	交互作用 Interactive effect
蓄水区 Impounding area	溶氧量	23.39*	0.10	0.18	/
	水温	211.14*	1.34	0.00	/
	电导率	2.48	0.03	17.42*	/
	pH	15.71*	<0.01	0.11	/
	植被覆盖率	0.69	0.80	1.19	/
	水宽	0.18	2.89	0.03	/
	水深	0.05	1.78	0.01	/
	流速	0.00	0.77	0.55	/
	底质	2.81	1.93	0.36	/
	溶氧量	12.56*	0.23	8.08*	/
冲刷区 Plunging area	水温	268.45*	0.61	0.00	/
	电导率	3.04	<0.01	17.25*	/
	pH	25.42*	0.43	0.33	/
	植被覆盖率	0.12	0.74	3.09	/
	水宽	0.01	3.01	5.11*	/
	水深	0.20	0.05	14.66*	/
	流速	0.00	0.83	5.72*	/
	底质	1.54	0.22	<0.01	/

已有研究表明,大型水坝对河流生态系统的影响大小及其辐射范围在一定程度上取决于水坝的坝体大小或蓄水面[2,14]。就低水头坝而言,也有研究发现,其坝上蓄水区中鱼类群落的物种组成在一定程度上受水坝坝体大小(如坝高)及上、下游水坝数量的显著影响,但水坝坝体大小对蓄水区鱼类群落的物种数和个体数却无显著影响[3,4]。本研究发现,无论是坝上蓄水区还是坝下冲刷区,鱼类物种数和个体数都不随水坝大小显著变化,这与Li等[4]的研究结果基本一致;但就鱼类群落的物种组

成而言,至少在坝下冲刷区,入侵鱼类的种类组成在两类不同大小的水坝间存在显著差异,且该差异主要因高体鳊鲂的相对多度差异所引起:同小坝相比,大坝坝下冲刷区的高体鳊鲂具有更高多度。本研究还发现,同水坝大小相比,水坝功能对局域鱼类群落有着更为明显的影响,蓄水区的土著鱼类群落及冲刷区的入侵鱼类群落都随水坝功能显著变化——同蓄水坝相比,引渠坝造成了其蓄水区土著鱼类宽鳍鱲的多度下降及吻虾虎鱼和中华花鳉多度的上升,也造成了其冲刷区入侵鱼类高体鳊鲂和泥鳅等物种多度的上升。尽管目前未见溪流鱼类群落如何响应低水头坝的不同蓄水功能类型的报道,但考虑到本研究中2类水坝的关键区别在于是否引渠,因此,有理由相信,同蓄水坝相比,引渠坝对蓄水区的水位抬升、流速下降、底质减小等的促进作用相对较小,对冲刷区的流速上升、底质增大等的促进作用也相对较小,甚至在枯水季节可能造成下游局部河段的水流完全断流。至少在研究区域内(山区河源溪流),宽鳍鱲作为一种鲤科鱼类对溪流中多样的生境类型(如深潭、急滩、回水等)无明显的选择偏好[35],而中华花鳉则主要分布在具有一定水流、底质以砂砾为主的河段[36]。两者的生境选择偏好差异,可能造成了它们对蓄水坝和引渠坝蓄水区的环境条件潜在差异的响应不同:同蓄水坝相比,引渠坝蓄水区因引水分流而水位上升有限,这可能降低了其蓄水区的环境容纳量,进而致使栖息地泛化物种宽鳍鱲的数量下降;同时,引渠坝蓄水区也可能因引水分流而未呈现出明显的生境变化,因而造成栖息地特化物种中华花鳉等物种在引渠坝蓄水区具有更高的多度(相对于蓄水坝而言)。此外,本研究观察到坝下冲刷区的溶氧、水宽、流速等栖息地因子呈现出2类水坝间的显著差异——同蓄水坝相比,引渠坝冲刷区的溶氧、流速等显著下降;此外,相对于蓄水坝而言,引渠坝的引水分流作用也势必会导致坝下冲刷区水

流流量的相对下降,甚至在枯水期可能出现断流现象——这些均意味着引渠坝坝下冲刷区的局域栖息地呈现出由急流向缓流甚至静水变化,因而导致了高度适应缓流/静水条件的高体鲮鱼和泥鳅等鱼类数量上的增长。

同大型河流相比,山地河源溪流具有海拔高度低、坡度大水流急、栖息地简单、营养贫乏、环境周期性动荡等环境特点^[26, 37, 38],其中孕育有高度适应急流条件的溪流鱼类物种^[21]。但受森林砍伐、农业用地、城镇化发展、水利工程等人类活动的影响,溪流鱼类正面临多重威胁^[17, 39, 40]。人类干扰破坏了溪流鱼类赖以生存的栖息地,不仅仅造成土著鱼类适合度的下降,也为一些生态耐受性强、适应缓流/静水条件的鱼类物种对河源溪流的扩散创造了有利条件^[16, 19, 20]。因此,面对人类干扰的影响,溪流系统中的鱼类物种组成变化应包含土著种的丢失过程和入侵种的获得过程2个过程。有学者提出,在评价人类活动对溪流鱼类多样性的影响时,有必要将土著物种和入侵物种加以区分,否则可能会得出偏面的、甚至错误的结论^[21]。本研究在比较鱼类群落对水坝大小和水坝功能的响应时,尝试着区分土著种和本地入侵种来进行,结果显示,(1)就鱼类群落结构而言,在坝上蓄水区,仅土著鱼类群落随水坝功能显著变化,而入侵鱼类群落不受水坝功能的影响;相反,在坝下冲刷区,入侵鱼类群落随水坝大小和功能显著变化,而土著鱼类群落却不受水坝大小/功能的影响。(2)就鱼类多样性而言,坝上蓄水区入侵鱼类的个体数随水坝功能显著变化,而土著鱼类多样性不受水坝功能的影响。可能是因为研究区域内的优势物种主要为土著鱼类,因而整体鱼类群落(包含土著种和本地入侵种)的空间分布特点与土著鱼类群落基本一致。由此可见,本研究表明,在评价河源溪流鱼类对诸如低水头坝建设等人类活动的响应时,若不区分土著物种和入侵物种,仅能观察到人类干扰对溪流鱼类的负面影响,而无法解析人类干扰对本地入侵鱼类空间扩张、数量增多的促进作用。因此,本研究进一步证实,在开展人类干扰对河源溪流鱼类多样性的影响评价研究时,有必要区分土著鱼类(受损方)和入侵鱼类(受益方)来进行。

参考文献:

- [1] Cummings G S. The impact of low-head dams on fish species richness in Wisconsin, USA [J]. *Ecological Applications*, 2004, **14**(5): 1495—1506
- [2] Poff N L, Hart D D. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal [J]. *BioScience*, 2002, **52**(8): 659—668
- [3] Yan Y, Wang H, Zhu R, *et al.* Influences of low-head dams on the fish assemblages in the head-water streams of the Qingyi watershed, China [J]. *Environmental Biology of Fishes*, 2013, **96**(4): 495—506
- [4] Li X, Li Y R, Chu L, *et al.* Influences of local habitat, tributary position, and dam characteristics on fish assemblages within impoundments of low-head dams in the tributaries of the Qingyi River, China [J]. *Zoological Research*, 2016, **37**(2): 67—74
- [5] Gillette D P, Tiemann J S, Edds D R *et al.* Spatiotemporal patterns of fish assemblage structure in a river impoundment by low-head dams [J]. *Copeia*, 2005, (3): 539—549
- [6] Rosenberg D M, McCully P, Pringle C M. Global-scale environmental effects of hydrological alterations [J]. *Bioscience*, 2000, **50**(9): 746—751
- [7] March J G, Benstead J P, Pringle C M, *et al.* Damming tropical island streams: problems, solutions, and alternatives [J]. *BioScience*, 2003, **53**(11): 1069—1078
- [8] Dodd H R, Hayes D B, Baylis J R, *et al.* Low-head sea lamprey barrier effects on stream habitat and fish communities in Great Lakes basin [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2003, **29**(Suppl. 1): 386—402
- [9] Raborn S W, Schramm S W. Fish assemblage response to recent mitigation of a channelized warm water stream [J]. *River Research and Applications*, 2003, **19**: 289—301
- [10] Poulet N. Impact of weirs on fish communities in a piedmont stream [J]. *River Research and Applications*, 2007, **23**(9): 1038—1047
- [11] Wan A, Zhang X K, Xie F, *et al.* Low-head-dam fish culture effects on spatial-temporal patterns of local habitat and fish assemblages in the upstream and downstream of rivers [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2016, **28**(1): 178—186 [万安, 张晓可, 谢枫, 等. 低头坝养鱼对上下游局域栖息地和鱼类群落时空格局的影响. 湖泊科学, 2016, **28**(1): 178—186]
- [12] Tiemann J S, Gillette D P, Wildhaber M L, *et al.* Effects of low head dams on riffle-dwelling fishes and macroinvertebrates in a Midwestern river [J]. *Transactions of American Fisheries Society*, 2004, **133**(3): 705—717
- [13] Fencel J S, Mather M E, Costigan K H, *et al.* How big of an effect do small dams have? Using geomorphological footprints to quantify spatial impact of low-head dams and identify patterns of across-dam variation [J]. *PLoS One*, 2015, **10**(11): e0141210
- [14] Ward J V, Stanford J A. Ecological Factors Controlling Stream Zoobenthos with Emphasis on Thermal Modifica-

- tion of Regulated Streams [M]. The Ecology of Regulated Streams Springer US. 1979, 35—55
- [15] McLaughlin R L, Porto L, Noakes D L, *et al.* Effects of low-head barriers on stream fishes: taxonomic affiliations and morphological correlates of sensitive species [J]. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 2006, **63**(4): 766—779
- [16] Chu L, Wang W J, Zhu R, *et al.* Variations in fish assemblages across impoundments by low-head dam in headwater streams of the Qingyi River, China: effects of abiotic and native invaders [J]. *Environmental Biology of Fishes*, 2015, **98**(1): 101—112
- [17] Buisson L, Grenouillet G. Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient [J]. *Diversity and Distributions*, 2009, **15**(4): 613—626
- [18] Li Y R, Tao J, Chu L, *et al.* Effects of anthropogenic disturbances on α and β diversity of fish assemblages and their longitudinal patterns in subtropical streams, China [J]. *Ecology of Freshwater Fish*, 2018, **27**: 433—441
- [19] Strayer D L, Hattala K A, Kahnle A W. Effects of an invasive bivalve (*Dreissena polymorpha*) on fish in the Hudson River estuary [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2004, **61**(6): 924—941
- [20] Crook D A, Macdonald J I, Mcneil D G, *et al.* Recruitment sources and dispersal of an invasive fish in a large river system as revealed by otolith chemistry analysis [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2013, **70**(7): 953—963
- [21] Scott M C, Helfman G S. Native Invasions, Homogenization, and the Mismeasure of Integrity of Fish Assemblages [J]. *Fisheries*, 2001, **26**(11): 6—15
- [22] Walters D M, Leigh D S, Bearden A B. Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River basin, USA [J]. *Hydrobiologia*, 2003, **494**(1-3): 5—10
- [23] Bain M B. Substrate [A]. In: Bethesda M D (Eds.), Bain M B, Stevenson N J. Aquatic Habitat Assessment: Common Methods [C]. American Fisheries Society. 1999, 95—103
- [24] Clarke K R, Warwick R M. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation [M]. 2nd Edition. Primer-E Ltd: Plymouth, UK. 2001, 172
- [25] Grossman G D, Moyle P B, Whitaker J R. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory [J]. *The American Naturalist*, 1982, **120**(4): 423—454
- [26] Matthews W J. Fish faunal “breaks” and stream order in the eastern and central United States [J]. *Environmental Biology of Fishes*, 1986, **17**(2): 81—92
- [27] Tallent-Halsell N G, Walker L R. Responses of *Salix gooddingii* and *Tamarix ramosissima* to flooding [J]. *Wetlands*, 2002, **22**(4): 776—785
- [28] Welcomme R L. The biology and ecology of the fishes of a small tropical stream [J]. *Journal of Zoology*, 1969, **158**(4): 485—529
- [29] Wang W J, Chu L, Si C, *et al.* Spatial and temporal patterns of stream fish assemblages in the Qiupu Headwaters National Wetland Park [J]. *Zoological Research*, 2013, **34**(4): 417—428 [王文剑, 储玲, 司春, 等. 秋浦河源国家湿地公园溪流鱼类群落的时空格局. 动物学研究, 2013, **34**(4): 417—428]
- [30] Diao Z S, Shen J R. Geographical distribution of fish in southern mountainous of Anhui Province [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 1981, (1): 82—88 [刁铸山, 沈菊人. 安徽省皖南山区的鱼类及其地理分布. 安徽农业科学, 1981, (1): 82—88]
- [31] Yan Y Z, Xiang X Y, Chu L, *et al.* Influences of local habitat and stream spatial position on fish assemblages in a dammed watershed, the Qingyi Stream, China [J]. *Ecology of Freshwater Fish*, 2011, **20**(2): 199—208
- [32] Yan Y Z, Yan L L, Chu L, *et al.* Age, growth and reproduction of *Zacco platypus* in the Huishui Stream [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2012, **36**(3): 474—481 [严云志, 闫丽丽, 储玲, 等. 徽水河宽鳍鱲的年龄、生长和繁殖. 水生生物学报, 2012, **36**(3): 474—481]
- [33] Yan Y Z, Li L, Xiu Y, *et al.* Breeding strategy of *Acrossocheilus fasciatus* in the Puxi Stream of the Huangshan Mountain [J]. *Current Zoology*, 2009, **55**(5): 350—356
- [34] Sui X Y, Yan Y Y, Chen Y F. Age, growth and reproduction of *Opsariichthys bidens* (Cyprinidae) from the Qingyi River at Huangshan Mountain, China [J]. *Zoological Studies*, 2012, **51**(4): 476—483
- [35] Zhu R, Si C, Chu L, *et al.* The spatio-temporal distribution of fish population in the headwaters of the Qingyi River: a study based on the habitat patches [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2015, **39**(4): 686—694 [朱仁, 司春, 储玲, 等. 基于栖息地斑块尺度的青弋江河源溪流鱼类群落的时空格局. 水生生物学报, 2015, **39**(4): 686—694]
- [36] Yan Y Z, Zhan Y J, Chu L, *et al.* Effects of stream size and spatial position on stream-dwelling fish assemblages [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2010, **34**(5): 1022—1030 [严云志, 占姚军, 储玲, 等. 溪流大小及其空间位置对鱼类群落结构的影响. 水生生物学报, 2010, **34**(5): 1022—1030]
- [37] Vannote R L, Minshall G W, Cummins K W, *et al.* The

- river continuum concept [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1980, **37**(1): 130—137
- [38] Meyer J L, Strayer D L, Wallace J B, *et al.* The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks [J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 2007, **43**(1): 86—103
- [39] Allan J D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems [J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2004, **35**(1): 257—284
- [40] Hering D, Borja A, Carsensen J, *et al.* The European water framework directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, **408**(19): 4007—4019

RESPONSE OF STREAM FISH ASSEMBLAGES TO THE SIZE AND FUNCTION OF LOW-HEAD DAMS: A CASE STUDY IN THE HEADWATER STREAMS OF THE WANNAN MOUNTAINS

LI Qiang¹, ZHANG Dong¹, WAN Feng-Ying², LI Yu-Ru¹, CHU Ling¹ and YAN Yun-Zhi¹

(1. Provincial Key Laboratory of Biotic Environmental and Ecological Safety, College of Life Sciences, Anhui Normal University, Wuhu 241000, China; 2. Anhui Normal University Library, Wuhu 241000, China)

Abstract: It has been discovered that low-head dam could impact local habitat conditions, and alter fish assemblages in streams. However, how fish assemblages respond to the size and function of low-head dams is still not clear. Based on the data collected from 15 impounding segments upstream and 15 plunging areas downstream of low-head dams in the Wannan Mountains at July and November 2016, respectively, we examined how habitat factors and fish assemblages varied seasonally, and the differences in their response to dam size and function. Furtherly, after classifying the collected samples into two types (indigenous species and native-invasive species), we determined whether the indigenous fishes and native-invasive fishes were different in their responses to dam disturbance. A total of 24 fish species representing four orders and ten families were collected, including 11 indigenous species and 13 native-invasive species. Although fish assemblages in the plunging areas did not vary seasonally, the assemblages in the impounding areas was significantly different between July and November, where fishes were more abundant in November than in July. Only the assemblage structure of native-invasive fishes in the plunging areas was influenced by dam size. However, both native fish assemblages in the impounding areas and native-invasive fish assemblages in the plunging areas showed difference in their response to the between-dam-function, suggesting that dam function was more important in impacting fish assemblages than dam size. Compared to those associated with the impounding dams, the irrigating dams had less *Zacco platypus* but more *Cobitis sinensis* and *Ctenogobius* spp. in the impounding areas, and more *Rhodeus ocellatus* and *Misgurnus anguillicaudatus* in the plunging areas. In addition, the response of the whole fish assemblages (including both indigenous and native-invasive species) to dam disturbance was similar to the indigenous fish assemblages, instead of the native-invasive fish assemblages. Our results suggest that, in this study area, dam function was more important in influencing local fish assemblages than dam size. Due to their potential differences in response to dam disturbance for the indigenous species and native-invasive species, it is necessary for us to distinguish these two types of species when we assess how anthropogenic activities affect fish diversity in streams.

Key words: Steam fishes; Low-head dam; Impounding and plunging areas; Indigenous and native-invasive species