

DOI: 10.12264/JFSC2023-0019

黑水河红尾副鳅时空分布特征及其最适生境条件

李文^{1,2}, 蒲艳^{2,3}, 田辉伍², 邓华堂², 成必新⁴, 孙干⁴, 刘绍平², 陈大庆², 段辛斌²

1. 华中农业大学水产学院, 湖北 武汉 430070;
2. 中国水产科学研究院长江水产研究所, 湖北 武汉 430223;
3. 西南大学生命科学学院, 淡水鱼类资源与生殖发育教育部重点实验室, 重庆 400715;
4. 中国三峡建工(集团)有限公司, 四川 成都 610041

摘要: 为了解黑水河红尾副鳅(*Paracobitis variegates*)时空分布特征与最适生境, 分别于2018年11月、2019年1月、2019年3月、2019年5月和2019年8月调查了黑水河中下游流域23个点位的红尾副鳅资源现状和相关环境因子, 使用广义可加模型(GAM)筛选影响资源密度(CPUE)分布的主要环境因子并确定最适条件范围。结果显示, 海拔、月份、温度和流速对红尾副鳅的CPUE均有极显著影响, 溶解氧对红尾副鳅的CPUE有显著影响, 且海拔的偏差解释率最高为33.7%, 其次是月份(32.8%), 环境因子中溶解氧的偏差解释率最高, 为12.5%。黑水河红尾副鳅CPUE具有极显著的时空分布差异, 从低海拔到高海拔, 黑水河红尾副鳅CPUE的变化具有波动性, 但总体呈上升的趋势, 在3月和5月, 红尾副鳅CPUE较高, 在5—10月, CPUE逐渐下降。影响红尾副鳅CPUE分布的主要环境因子为温度、流速和溶解氧。GAM模型中, 水温和流速与红尾副鳅CPUE具有极显著的非线性关系, 溶解氧与红尾副鳅CPUE具有显著的非线性关系, 在11.7~25.9℃, 随着水温的上升, 红尾副鳅CPUE呈先下降后有短暂上升后又下降的趋势, 而流速和溶解氧与红尾副鳅CPUE之间均呈多波峰的非线性关系。研究表明, 红尾副鳅最适流速为0.6~0.9 m/s, 最适溶解氧为7.9~9.5 mg/L, 最适水温为14.5~20.0℃。本研究初步探究了黑水河红尾副鳅温度、流速、溶解氧、透明度等环境因子的最适条件范围。

关键词: 红尾副鳅; CPUE; 时空分布; 环境因子; 广义可加模型; 黑水河

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2023)04-0515-10

红尾副鳅(*Paracobitis variegates*)俗称红尾子、红尾杆鳅, 隶属于鲤形目(Cypriniformes)鳅科(Cobitidae)条鳅亚科(Nemacheilinae)副鳅属(*Paracobitis*), 在长江水系、黄河水系、云南的南盘江水系都有分布。红尾副鳅味道鲜美, 营养价值较高, 且其体色鲜艳, 也可作为观赏鱼类, 具有一定经济价值^[1]。关于其形态特征的研究表明, 红尾副鳅已分化为两个亚种, 红尾副鳅和长鳍副鳅, 红尾副鳅指名亚种(*P. variegatus variegatus*)的分布仅限于黄河、长江水系的上游; 而新亚种

长鳍副鳅(*P. variegatus longidorsalis*)仅在南盘江的上游有所分布^[2]。目前关于红尾副鳅主要有生物学^[1-2]、遗传结构^[2]、线粒体基因组^[3]、肌肉营养^[4]等方面的研究。

黑水河是金沙江下游白鹤滩库区干流鱼类的重要替代生境和优先保护支流^[5-6]。2018年之前, 由于黑水河周边各种工程建设, 以及垂钓、捕捞等人类活动的影响, 导致黑水河鳅科鱼类资源量急剧下降, 在生态修复工程以及禁捕政策实施后, 黑水河鳅科鱼类资源量有所恢复^[7]。腾航

收稿日期: 2023-02-20; 修订日期: 2023-03-06。

基金项目: 国家自然科学基金项目(51909271); 中国三峡建设管理有限公司科研项目(JG/18056B, JG/18057B); 中国水产科学研究院创新团队项目(2020TD09)。

作者简介: 李文(1998-), 男, 硕士研究生, 研究方向为鱼类资源学. E-mail: liwen.hzau.edu.cn@webmail.hzau.edu.cn

通信作者: 段辛斌, 研究员, 研究方向为鱼类资源学. E-mail: duan@yfi.ac.cn

等^[8]于 2018 年 11 月至 2019 年 9 月在黑水河进行鱼类资源调查,发现红尾副鳅在黑水河全河段均有分布,且相对重要性指数(IRI)最高,为黑水河优势物种。

资源密度与环境之间关系较为复杂,具有非线性^[9-10]和不可加特性^[11],不同观测尺度对结果也会产生影响^[12],因此选择适合的方法非常重要。广义可加模型(generalized additive model, GAM)是广义线性模型的非参数化拓展,是一种非参数模型的分析模型,可以处理响应变量与多个解释变量之间的非线性关系并确定解释变量的重要程度^[13]。近年来 GAM 模型被广泛应用于渔业^[14-16]。

本研究以黑水河中优势鳅科鱼类红尾副鳅为对象,对其 CPUE 时空分布进行分析,并采用 GAM 模型对环境因子和 CPUE 之间的相关性进行了研究,为黑水河红尾副鳅渔业资源的保护及合理利用提供基础数据,同时也可对红尾副鳅养殖提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样本采集

分别于 2018 年 11 月、2019 年 1 月、2019 年 3 月、2019 年 5 月、2019 年 8 月在黑水河全河段共 23 个采样点(图 1)采集红尾副鳅,每个采样点采用地笼(12 m×0.4 m×0.4 m)进行捕捞(经渔业主管部门批准),所有采样点采用的网具类型和数量一致,网具设置 13 h。共采集到 2701 尾红尾副鳅,分别测量其体长(±1 mm)、体重(±0.1 g)等生物学指标,测量后仍然存活的红尾副鳅放生至原水域中,死亡的交由当地渔政部门进行无公害化处理。记录采样点的水温、溶解氧、透明度和水流速度等环境指标,以 LS45 型流速仪测量流速,以 YSI pro ODO 型溶氧仪测量溶解氧和水温,以 KH05-SD20 透明度盘测量透明度。采集到的鱼类标本鉴定参照《云南鱼类志》^[17-18]、《四川鱼类志》^[19]和《中国动物志硬骨鱼纲鲤形目(中卷)》^[20]。采样期间水温、溶解氧、透明度和流速等环境指标范围分别为 11.7~25.9 °C、6.97~10.23 mg/L、3~80 cm、0.24~1.76 m/s(表 1)。

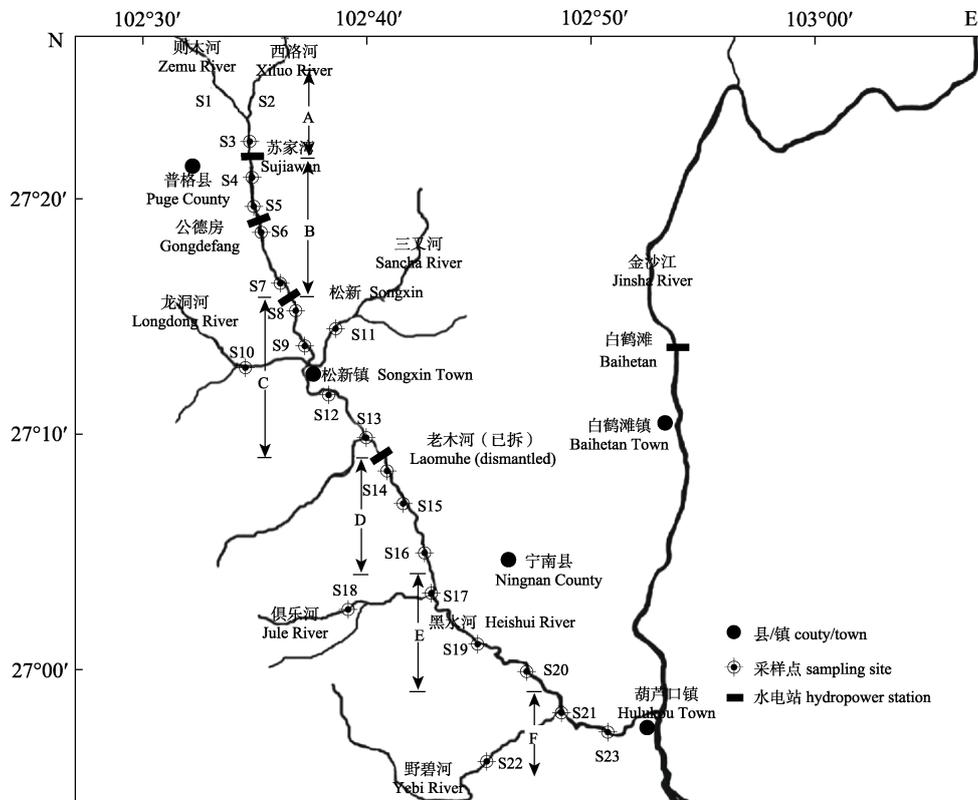


图 1 黑水河采样点分布

Fig. 1 Location of sampling sites in the Heishui River

表 1 黑水河采样点信息
Tab. 1 Scope and characteristics of the sampling sites of the Heishui River

采样点 sampling sites	经度(E) longitude	纬度(N) latitude	海拔/m altitude
S1	102°33'12.70"	27°23'41.83"	1139
S2	102°33'43.97"	27°23'36.01"	1145
S3	102°33'39.65"	27°22'57.49"	1134
S4	102°33'49.71"	27°21'36.83"	1099
S5	102°33'55.47"	27°21'07.29"	1089
S6	102°33'51.15"	27°20'12.21"	1064
S7	102°34'21.71"	27°18'10.47"	1050
S8	102°35'01.99"	27°16'40.41"	1030
S9	102°35'47.70"	27°15'42.06"	995
S10	102°35'55.62"	27°12'56.06"	962
S11	102°37'11.64"	27°13'13.02"	1000
S12	102°36'41.73"	27°11'40.83"	914
S13	102°19'47.88"	27°11'44.68"	908
S14	102°39'09.94"	27°10'01.97"	880
S15	102°40'17.06"	27°08'46.11"	852
S16	102°40'50.26"	27°07'29.12"	827
S17	102°42'28.77"	27°02'57.78"	779
S18	102°42'21.19"	27°02'54.16"	784
S19	102°43'23.59"	27°01'53.03"	765
S20	102°47'08.31"	26°59'49.13"	687
S21	102°48'57.27"	26°57'45.81"	660
S22	102°48'56.91"	26°57'45.45"	663
S23	102°52'13.57"	26°57'35.39"	617

1.2 数据分析

1.2.1 红尾副鳅的单位捕捞努力量渔获量 单位捕捞努力量渔获量(catch per unit effort, CPUE)以单位时间内单位体积捕捞渔获量表示[$\text{kg}/(\text{h}\cdot\text{m}^3)$], 因所有采样点调查方式一致, 因此可以通过 CPUE 来推测资源量的变化, 计算公式为:

$$\text{CPUE} = \frac{N}{T \times V}$$

式中, N 为红尾副鳅渔获量(kg), T 为作业时间(h), V 为捕捞体积(m^3)。

1.2.2 AIC 信息准则 AIC (akaike information criterion)信息准则是衡量统计模型拟合优良性的一种标准^[21]。它建立在熵的概念上, 可以权衡所估计模型的复杂度和拟合数据的优良性。AIC 的表达公式为:

$$\text{AIC} = 2k - 2\ln(L)$$

式中, k 为统计模型中参数的数量, L 为估计模型

似然函数的最大值。通常, 具有最小 AIC 值的模型被认为是竞争模型中最合适的模型。

1.2.3 GAM 模型 本研究以水温、溶解氧、透明度、流速作为环境因子, 海拔作为空间因子, 月份作为时间因子进行建模。建模前, 使用共线性检验筛选环境因子, 海拔作为空间因子, 月份作为空间因子不参与检验, 具有共线性的多个因子保留 1 个, 共线性检验表明这 4 个环境因子之间共线性较弱(方差膨胀因子 $\text{VIF} < 2$)。因此本研究以红尾副鳅的资源密度(CPUE)作为响应变量, 以水温、溶解氧、透明度、流速、海拔和月份因子作为解释变量。利用 GAM 模型对环境因子及红尾副鳅资源密度进行建模, GAM 模型的表达式为:

$$Y = \alpha + \sum_{i=1}^{\infty} f_i(x_j) + \varepsilon$$

式中, Y 为红尾副鳅的资源密度; α 是适合函数的截距; ε 是随机误差项; x_j 表示解释变量; $f_i(x_j)$ 是各解释变量 x_j 的任意单变量函数, 通过样条平滑函数来估计。将环境因子代入 GAM 模型, 进一步筛选出影响红尾副鳅资源量的主要环境因子。

根据 AIC 信息准则, 在 AIC 最小的单因子预测函数的基础上依次加入其他环境因子, 进而得到 AIC 值最小的双因子预测模型, 再依照上述过程不断重复, 所得 AIC 值最小的模型即为拟合效果最好的模型。以上模型构建均使用 R 4.1.2 软件进行, 使用“mgcv”程序包进行 GAM 模型的构建。**1.2.4 数据处理** 数据处理和绘图均在 Excel 2019、SPSS 26.0 和 R4.1.2 软件中完成, 其中相关性分析在 SPSS26.0 中完成。

2 结果与分析

2.1 红尾副鳅资源时空分布特征

黑水河红尾副鳅 CPUE 空间分布如图 2 所示, 从低海拔到高海拔, 黑水河红尾副鳅 CPUE 的变化具有波动性, 但总体呈上升的趋势。对不同海拔 CPUE 进行非参数 K-W 检验(非参数 Kruskal-Wallis 检验), 结果显示不同海拔的 CPUE 具有极显著性差异($P < 0.01$), 说明红尾副鳅 CPUE 在空间分布上差异较大。

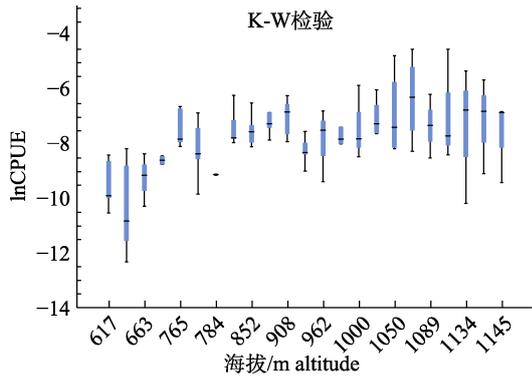


图 2 不同海拔红尾副鳅 CPUE 箱体图

Fig. 2 Box figure of *Paracobitis variegates* CPUE at different altitudes

黑水河红尾副鳅 CPUE 时间分布如图 3 所示, 在 3 月和 5 月, 红尾副鳅 CPUE 较高, 在 5—10 月, CPUE 逐渐下降, 即在春、夏两季红尾副鳅资源密度较高, 在秋、冬季节红尾副鳅资源密度较低。对不同月份 CPUE 进行非参数 K-W 检验, 结果显示不同月份的 CPUE 具有极显著差异($P<0.01$), 说明红尾副鳅 CPUE 在时间分布上差异较大。

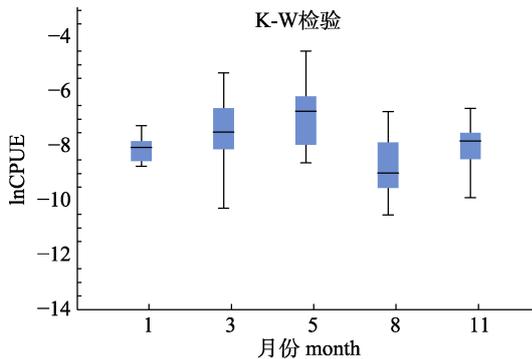


图 3 不同月份红尾副鳅 CPUE 箱体图

Fig. 3 Box figure of *Paracobitis variegates* CPUE in different months

2.2 最佳模型

利用 AIC 准则筛选红尾副鳅 CPUE 和环境因子之间的关系(表 2), 预测模型的校正决定系数(R-sq)为 0.767>0.5, 较准确地说明了海拔、月份、温度、流速和溶解氧与红尾副鳅 CPUE 之间的关系。根据 AIC 最小原则得到最优 GAM 模型表达式为:

$$\ln(\text{CPUE}) = \alpha + s(H) + s(m) + s(T) + s(V) + s(\text{DO}) + \varepsilon$$

式中, CPUE 表示红尾副鳅单位捕捞努力量渔获量, α 为截距, s 为自然样条平滑函数, H 表示海拔, m 表示月份, T 表示水温, V 表示流速, DO 表示溶解氧, ε 为服从正态分布的随机误差项, GAM 模型拟合结

果显示(表 3), 所选建模因子的累计偏差解释率为 84.7%, 海拔、月份、温度、流速对红尾副鳅的 CPUE 均有极显著影响($P<0.01$), 溶解氧对红尾副

表 2 GAM 模型筛选结果

Tab. 2 The results of the GAM model screening

影响因子 factor	偏差 deviance	AIC
T	191.265	340.957
DO	189.226	338.527
SD	182.878	348.032
V	172.830	330.007
H	130.684	306.432
m	137.580	313.979
$H+T$	125.458	305.674
$H+DO$	126.091	305.195
$H+SD$	111.302	307.805
$H+V$	118.374	299.695
$H+m$	65.998	256.818
$H+m+T$	58.153	251.382
$H+m+DO$	65.837	258.435
$H+m+SD$	65.488	256.748
$H+m+V$	62.194	255.005
$H+m+T+DO$	47.605	250.474
$H+m+T+SD$	57.053	251.114
$H+m+T+V$	54.840	248.987
$H+m+T+V+DO$	30.231	227.762
$H+m+T+V+SD$	53.917	247.942
$H+m+T+V+DO+SD$	30.145	229.419

注: T 表示温度; DO 表示溶解氧; SD 表示透明度; V 表示流速; H 表示海拔; m 表示月份。

Note: T is the temperature; DO is the dissolved oxygen; SD is the transparency; V is the flow velocity; H is the altitude; m is the month.

表 3 GAM 模型拟合结果分析

Tab. 3 Analysis of deviance for GAM

影响因子 factor	累计偏差解释率/% cumulative of deviance explained	偏差解释率/% deviance explanation	AIC	P
H	33.7	33.7	306.432	$2.0 \times 10^{-16}^{**}$
$+m$	66.5	32.8	256.818	$2.0 \times 10^{-16}^{**}$
$+T$	70.5	4.0	251.382	$3.7 \times 10^{-4}^{**}$
$+V$	72.2	1.7	248.987	$3.5 \times 10^{-3}^{**}$
$+DO$	84.7	12.5	227.762	$2.3 \times 10^{-2}^*$

注: *表示 0.05 水平上显著相关($P<0.05$), **表示 0.01 水平上极显著相关($P<0.01$), +表示加入影响因子。

Note: * indicates significant correlation at 0.05 level ($P<0.05$), ** indicates extremely significant correlation at 0.01 level ($P<0.01$), + indicates the addition of influencing factors.

鳅的 CPUE 有显著影响, 且海拔的偏差解释率最高为 33.7%, 其次是月份为 32.8%, 环境影响因子中溶解氧的偏差解释率最高, 为 12.5%。

2.3 环境因子对红尾副鳅 CPUE 的影响

GAM 模型显示, 水温和流速与红尾副鳅 CPUE 具有极显著的非线性关系($P<0.01$), 溶解氧与红尾副鳅 CPUE 具有显著的非线性关系($P<0.05$), 水温、流速和溶解氧对红尾副鳅 CPUE 的影响如

图 4 所示。GAM 模型中, 在 11.7~25.9 °C, 随着水温的升高, 红尾副鳅 CPUE 呈现先下降后有短暂上升后又下降的趋势, 红尾副鳅最适水温为 14.5~20.0 °C (图 4c)。流速和溶解氧与红尾副鳅 CPUE 之间均呈多波峰的非线性关系(图 4d、4e), 说明红尾副鳅 CPUE 随温度和溶解氧的变化规律不明显。最适流速为 0.6~0.9 m/s, 最适溶解氧为 7.9~9.5 mg/L。

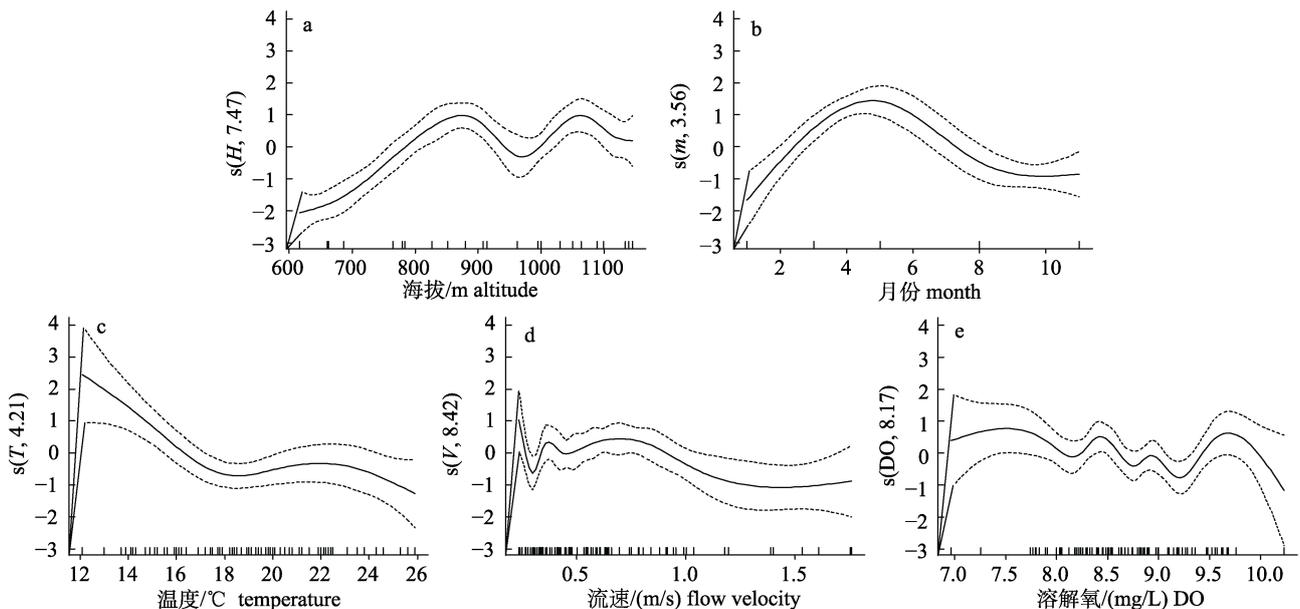


图 4 GAM 模型中时空和环境因子对黑水河红尾副鳅 CPUE 的影响

T 表示温度; DO 表示溶解氧; SD 表示透明度; V 表示流速; H 表示海拔; m 表示月份。

Fig. 4 Effects of space-time and Environmental Factors in GAM model on CPUE of *Paracobitis variegates* in Heishui River
Note: T is the temperature; DO is the dissolved oxygen; SD is the transparency; V is the flow velocity; H is the altitude; m is the month.

3 讨论

3.1 红尾副鳅资源量的时空分布特征

本研究结果显示, 黑水河红尾副鳅 CPUE 分布在时空上具有极显著性差异。袁桂香等^[22]认为饵料物种的分布才是鱼类分布的直接影响因素, 环境通过影响饵料生物的分布, 间接对鱼类分布产生影响。红尾副鳅主要以底栖动物为饵料^[2], 底栖动物受水温、流速、溶解氧等环境因子的影响较大, 且不同时间和空间上环境因子有所差异, 因此底栖动物群落结构在不同时空上差异较大^[22-25]。红尾副鳅资源量受底栖动物的影响在不同时空下有显著性差异。

在空间上, 从低海拔到高海拔, 黑水河红尾副鳅 CPUE 总体呈上升的趋势。有研究表明, 当海拔梯度为几百米时, 底栖生物丰富度会随海拔的升高而升高^[26-27], 黑水河海拔梯度为 528 m, 因此黑水河从下游至上游江段, 底栖生物丰富度可能会逐渐升高, 饵料生物丰富度高会吸引更多红尾副鳅在此江段栖息。另外, 红尾副鳅集中分布于黑水河上游河段, 这可能与红尾副鳅的习性有关, 红尾副鳅喜栖息在水质清澈、多巨石的河流中, 在驯养过程中发现红尾副鳅畏光, 常聚集到隐蔽物下, 在野外也常聚集于岩缝^[2]。黑水河上游河段分布有较多巨石, 且上游河段人类活动干扰较小, 水质较为清澈, 适宜红尾副鳅生存。在中

游河段, 人类活动干扰较大, 有大量农田、村庄、工厂等, 产生生活污水、工业废水和有毒有害农田水没有经过处理直接排放, 造成水体污染, 导致红尾副鳅资源量下降。同时在中游河段建设有多个小型水电站, 建坝蓄水导致河流的流速、水温、溶解氧等环境因子发生改变, 引发了生境退化, 底质类型随之发生改变, 这会对底栖动物的种类数和丰度产生影响^[28-31], 同时建设的水坝蓄水时会导致产生一段减水河段, 这可能是在海拔 890~980 m 河段红尾副鳅 CPUE 下降(图 4a)的原因。下游河段流速较小、水较深, 而红尾副鳅多生活在水流湍急的区域^[32], 因此下游江段对红尾副鳅的生存也会产生一定影响。在自然河流中, 生境(流量、基质粒径大小等)纵向会有梯度变化^[33], 河流中的水生生物会受其梯度变化的影响, 呈现出与生境变化相适应的特征^[34]。其中, 河床基质对水生动物影响较大, 是鱼类觅食、产卵、育幼以及避敌的重要场所, 对溪流中的小型底栖鱼类尤其重要^[35]。河流中的大型卵石和巨砾为小型溪流鱼类的隐蔽场所^[36], 有研究表明, 溪流中流水经过巨砾后所产生的扰流会更有利于维持水生生物的栖息环境^[37]。同时, 在河床基质粒径大且多样性高的河段, 底栖生物的群落多样性和丰度也会更高, 鱼类的生物量也会随之增加^[38]。因此推测溪流小型鱼类会更倾向于栖息在河床基质粒径大且多样性高的河段。在调查期间, 黑水河不同河段底质差异较大, 中上游河床基质以砾石和卵石为主, 并伴有巨砾, 河床基质较为复杂, 多样性高, 但因中上游建有多个小型梯级电站^[8], 坝上坝下周围河床基质有所差异, 坝上会有较多泥沙堆积。下游地势较缓, 流速较小, 部分河段为静水区域, 河床基质以泥沙为主, 仅有少量卵砾石, 多样性较低。因此, 红尾副鳅受黑水河河床基质空间变化的影响, 在中上游分布较多, 下游分布较少。在中上游河段, 红尾副鳅的资源密度随海拔的升高产生了波动变化(图 2), 这可能是中上游小型大坝的连续分布所导致的河床基质差异影响了红尾副鳅的分布。

在时间上, 3 月和 5 月的红尾副鳅 CPUE 较高, 这一段时间黑水河沿岸植被生长茂盛, 而流域内

植被面积越大, 水体中底栖动物的丰富度和完整性就越好^[39,40], 红尾副鳅资源密度也越高。

3.2 环境因子对红尾副鳅 CPUE 的影响

本研究 GAM 模型拟合结果显示, 黑水河红尾副鳅 CPUE 时空分布主要受水温、流速和溶解氧的影响。水温对鱼类的繁殖、摄食生长、代谢速率、临界游泳能力、免疫力等方面都有影响^[41-43], 鱼类对水温变化的感应极为敏感, 甚至可以感应到 0.03 °C 的水温变化^[44]。本研究结果表明, 红尾副鳅最适水温为 14.5~20.0 °C, 在 12.0~17.0 °C, CPUE 随温度的降低而下降幅度较大, 可能原因是在不同水温范围内红尾副鳅对水温敏感程度不同, 在 12.0~17.0 °C 水温范围内, 红尾副鳅对水温变化的感应更为敏感。

本研究结果表明, 红尾副鳅最适流速为 0.6~0.9 m/s, 在 0.8~1.4 m/s 流速范围内, CPUE 呈现出随流速的增大而降低的趋势, 过高的流速可能导致红尾副鳅不能向上继续溯游觅食, 从而红尾副鳅不会在过高的流速环境下生存^[32]。

溶解氧能显著影响鱼类数量的空间分布, 溶解氧对鱼类的影响较为复杂, 有研究表明, 溶解氧与温度等环境因子的梯度变化共同影响鱼类的分布^[45,46]。本研究表明, 红尾副鳅最适溶解氧为 7.9~9.5 mg/L, 最适溶解氧较高, 杜宗君等^[47]发现红尾副鳅的耐低氧能力比其他常见鱼类如鲤(*Cyprinus carpio*)、鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)和草鱼(*Ctenopharyngodon idellus*)等低, 即红尾副鳅对水体溶解氧要求高, 本研究结果与其他学者的研究结果一致。

本研究中红尾副鳅最适水温为 14.5~20.0 °C; 最适流速为 0.6~0.9 m/s; 最适溶解氧为 7.9~9.5 mg/L。此最适生境条件可为红尾副鳅的人工养殖提供依据, 对于保护红尾副鳅的各种生态修复工程也有参考意义。

参考文献:

- [1] Zhou Z Y. Preliminary study on the biology of *Paramisgurnus rubripes* in the middle reaches of Qingyi River[D]. Yaan: Sichuan Agricultural University, 2007. [周中艳. 青衣江中游红尾副鳅生物学初步研究[D]. 雅安: 四川农业大学, 2007.]

- [2] Guo Z Q. Analysis on biology and genetic structure of paraloach with red tail in Daning River[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2009. [郭志强. 大宁河红尾副鳅生物学及遗传结构分析[D]. 武汉: 华中农业大学, 2009.]
- [3] Yang M. Sequencing of mitochondrial genome of *Paragonimus rubripes* and phylogenetic analysis of *Cyprinus carpio*[D]. Xi'an: Shaanxi Normal University, 2010. [杨敏. 红尾副鳅线粒体基因组序列测定和鲤亚目系统发育分析[D]. 西安: 陕西师范大学, 2010.]
- [4] Liu T, Wen S E, Wu J, et al. Comparative analysis of muscle physical characteristics and general nutritional components of plateau loach and red-tailed paramecium in Minxian County[J]. China Fisheries, 2020(11): 78-81. [刘涛, 问思恩, 兀洁, 等. 岷县高原鳅和红尾副鳅的肌肉物理特性和一般营养成分比较分析[J]. 中国水产, 2020(11): 78-81.]
- [5] Yang Z, Gong Y, Dong C, et al. Fish resource status of the lower reaches of the Heishui River and the measures for their conservation[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2017, 26(6): 847-855. [杨志, 龚云, 董纯, 等. 黑水河下游鱼类资源现状及其保护措施[J]. 长江流域资源与环境, 2017, 26(6): 847-855.]
- [6] Song Y Q, Cheng B X, Hu W. Quantitative analysis of conservation priority for fish species in Heishui River[J]. Journal of Hydroecology, 2018, 39(6): 65-72. [宋一清, 成必新, 胡伟. 黑水河鱼类优先保护次序的定量分析[J]. 水生态学杂志, 2018, 39(6): 65-72.]
- [7] 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.]
- [8] Teng H, Tian H W, Liu H W, et al. Fish resources status in Heishui River, a tributary of the lower reaches of Jinsha River[J]. Chinese Journal of Ecology, 2021, 40(5): 1499-1511. [滕航, 田辉伍, 刘寒文, 等. 金沙江下游支流黑水河鱼类资源现状[J]. 生态学杂志, 2021, 40(5): 1499-1511.]
- [9] Stenseth N C, Mysterud A, Ottersen G, et al. Ecological effects of climate fluctuations[J]. Science, 2002, 297(5585): 1292-1296.
- [10] Venables W, Dichmont C. GLMs, GAMs and GLMMs: An overview of theory for applications in fisheries research[J]. Fisheries Research, 2004, 70: 319-337.
- [11] Ciannelli L, Chan K S, Bailey K, et al. Nonadditive effects of the environment on the survival of a large marine fish population[J]. Ecology, 2004, 85: 3418-3427.
- [12] Fauchald P, Erikstad K, Skarsfjord H. Scale-dependent predator-prey interactions: The hierarchical spatial distribution of seabirds and prey[J]. Ecology, 2000, 81: 773-783.
- [13] Hastie T, Tibshirani R. Generalized Additive Models[M]. London: Chapman and Hall, 1990
- [14] Xiao G, Xu B, Zhang H, et al. A study on spatial-temporal distribution and marine environmental elements of *Symplectoteuthis oualaniensis* fishing grounds in outer sea of Arabian Sea[J]. South China Fisheries Science, 2022, 18(4): 10-19. [肖戈, 徐博, 张衡, 等. 阿拉伯海外海鳶乌贼渔场时空分布与海洋环境要素的研究[J]. 南方水产科学, 2022, 18(4): 10-19.]
- [15] Yang S L, Fan X M, Wu Z L, et al. Analysis of the influence of the vertical structure of water temperature on the catch rate of yellowfin tuna in the tropical central and western Pacific based on the GAM model[J]. Haiyang Xuebao, 2021, 43(4): 46-54. [杨胜龙, 范秀梅, 吴祖立, 等. 基于 GAM 模型研究水温垂直结构对热带中西太平洋黄鳍金枪鱼渔获率的影响[J]. 海洋学报, 2021, 43(4): 46-54.]
- [16] Ma J, Huang J L, Chen J H, et al. Analysis of spatiotemporal fish density distribution and its influential factors based on generalized additive model(GAM) in the Yangtze River Estuary[J]. Journal of Fisheries of China, 2020, 44(6): 936-946. [马金, 黄金玲, 陈锦辉, 等. 基于 GAM 的长江口鱼类资源时空分布及影响因素[J]. 水产学报, 2020, 44(6): 936-946.]
- [17] Chu X L, Chen Y R. The Fishes of Yunnan: Volume I[M]. Beijing: Science Press, 1989. [褚新洛, 陈银瑞. 云南鱼类志:上册[M]. 北京: 科学出版社, 1989.]
- [18] Chu X L, Chen Y R. The Fishes of Yunnan: Volume II [M]. Beijing: Science Press, 1990. [褚新洛, 陈银瑞. 云南鱼类志:下册[M]. 北京: 科学出版社, 1990.]
- [19] Ding R H. The fishes of Sichuan, China[M]. Chengdu: Sichuan Scientific & Technical Publishers, 1994. [丁瑞华. 四川鱼类志[M]. 成都: 四川科学技术出版社, 1994.]
- [20] Chen Y Y. Fauna Sinica (Osteichthyes): Cypriniformes (II) [M]. Beijing: Science Press, 1998. [陈宜瑜. 中国动物志:硬骨鱼纲. 鲤形目(中卷)[M]. 北京: 科学出版社, 1998.]
- [21] Carpinteri A, Xu J, Lacidogna G, et al. Reliable onset time determination and source location of acoustic emissions in concrete structures[J]. Cement and Concrete Composites, 2012, 34(4): 529-537.
- [22] Yuan G X, Wu A P, Ge D B, et al. Effects of water depth on the growth of four emergent macrophytes[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(12): 2690-2697. [袁桂香, 吴爱平, 葛大兵, 等. 不同水深梯度对 4 种挺水植物生长繁殖的影

- 响[J]. 环境科学学报, 2011, 31(12): 2690-2697.]
- [23] Li Z F, Jiang X M, Wang J, et al. Species diversity and driving factors of benthic macroinvertebrate assemblages in the middle and lower reaches of the Yarlung Zangbo River[J]. Biodiversity Science, 2022, 30(6): 123-135. [李正飞, 蒋小明, 王军, 等. 雅鲁藏布江中下游底栖动物物种多样性及其影响因素[J]. 生物多样性, 2022, 30(6): 123-135.]
- [24] Zhao W C, Wang L Q, Chu L L, et al. Community structure of macrobenthos in lower range of Hulan River and biological evaluation of water quality[J]. Environmental Science and Management, 2022, 47(8): 145-150. [赵文超, 王立权, 褚丽丽, 等. 呼兰河下游大型底栖动物群落结构与水质生物学评价研究[J]. 环境科学与管理, 2022, 47(8): 145-150.]
- [25] Chen J Q, Hu D F, Zhang C L, et al. Temporal and spatial changes of macrobenthos community in the regions frequently occurring black water aggregation in Lake Tai hu[J]. Scientific reports, 2018, 8(1): 5712.
- [26] Liu H P, Ye S W, Yang X F, et al. Spatio-temporal dynamics of aquatic organism community and their relationships to environment in Niyang River, Tibet: 3. macrozoobenthos[J]. Journal of Lake Sciences, 2014, 26(1): 154-160. [刘海平, 叶少文, 杨雪峰, 等. 西藏尼洋河水生生物群落时空动态及与环境因子关系: 3. 大型底栖动物[J]. 湖泊科学, 2014, 26(1): 154-160.]
- [27] Suren A M. Macroinvertebrate communities of streams in western Nepal: effects of altitude and land use [J]. Freshwater Biology, 1994, 32(2): 323-336.
- [28] Watters G T. Small dams as barriers to freshwater mussels (Bivalvia, Unionoida) and their hosts[J]. Biological Conservation, 1996, 75(1): 79-85.
- [29] Martinez P J, Chart T E, Trammell M A, et al. Fish species composition before and after construction of a main stem reservoir on the White River, Colorado[J]. Environmental Biology of Fishes, 1994, 40(3): 227-239.
- [30] Magilligan F J, Nislow K H. Changes in hydrologic regime by dams[J]. Geomorphology, 2005, 71(1/2): 61-78.
- [31] Olden J D, Naiman R J. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: Modifying Dam operations to restore freshwater ecosystem integrity[J]. Freshwater Biology, 2010, 55(1): 86-107.
- [32] Zhang L B, Yao W Z, Song Y Q. Preliminary study on the induction velocity of three Cobitidae species in Heishui River[J]. Journal of Hydroecology, 2022, 43(2): 102-107. [张连博, 姚维志, 宋一清. 黑水河 3 种鳅科鱼类感应流速的初步研究[J]. 水生态学杂志, 2022, 43(2): 102-107.]
- [33] 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.
- [34] Allan J D, Castillo M M, Capps K A. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters[M]. Cham: Springer International Publishing, 2021.
- [35] Yang X G, Fan C W, Bao Y X, et al. Effects of river realignment and sediment grain size change on fish community diversity in the upstream Changjiang[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2021, 30(10): 2430-2437. [杨晓鸽, 范传文, 鲍宇轩, 等. 闽江上游河道整治底质粒径变化对鱼类群落多样性的影响[J]. 长江流域资源与环境, 2021, 30(10): 2430-2437.]
- [36] Bergey E A. How protective are refuges? Quantifying algal protection in rock crevices[J]. Freshwater Biology, 2005, 50(7): 1163-1177.
- [37] Bouckaert F W, Davis A J. Microflow regimes and the distribution of macroinvertebrates around stream boulders[J]. Freshwater Biology, 1998, 40(1): 77-86.
- [38] Mbaka J G, Wanjiru Mwaniki M. A global review of the downstream effects of small impoundments on stream habitat conditions and macroinvertebrates[J]. Environmental Reviews, 2015, 23(3): 257-262.
- [39] Li Q, Yang L F, Wu J, et al. Stream health assessment using a benthic-index of biotic integrity in Xitiao stream, Zhejiang Province, China[J]. Environmental Science, 2007, 28(9): 2141-2147. [李强, 杨莲芳, 吴璟, 等. 底栖动物完整性指数评价西苕溪流健康[J]. 环境科学, 2007, 28(9): 2141-2147.]
- [40] Shen H Y, Cao Z H, Liu J W, et al. Relationship between functional feeding groups of macroinvertebrates and environmental factors in Taizi River Basin[J]. China Environmental Science, 2015, 35(2): 579-590. [沈洪艳, 曹志会, 刘军伟, 等. 太子河流域大型底栖动物功能摄食类群与环境要素的关系[J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 579-590.]
- [41] Booth D J, Poulos D E, Poole J, et al. Growth and temperature relationships for juvenile fish species in seagrass beds: Implications of climate change[J]. Journal of Fish Biology, 2014, 84(1): 231-236.
- [42] Symons C C, Schulhof M A, Cavalheri H B, et al. Antagonistic effects of temperature and dissolved organic carbon on fish growth in California Mountain Lakes[J]. Oecologia, 2019, 189(1): 231-241.
- [43] Zhang X B, Hu Y P, Yang W, et al. Effect of water temperature on the life activities of temperate freshwater fish[J]. Journal of Hydroecology, 2021, 42(4): 117-122. [张先炳, 胡

- 亚萍, 杨威, 等. 水温对淡水温水性鱼类生命活动的影响[J]. 水生态学杂志, 2021, 42(4): 117-122.]
- [44] Bartolini T, Butail S, Porfiri M. Temperature influences sociability and activity of freshwater fish[J]. *Environmental Biology of Fishes*, 2015, 98(3): 825-832.
- [45] Wang Y N, Tian Y L, Liu Y W, et al. The relationship between macrobenthic community structure and environmental factors during dry and wet seasons in the Gongnaisi River, Xinjiang[J]. *Ecological Science*, 2022, 41(5): 208-218. [王燕妮, 田伊林, 刘雨薇, 等. 新疆巩乃斯河枯、丰水期大型底栖动物群落结构与环境因子的关系[J]. 生态科学, 2022, 41(5): 208-218.]
- [46] Han D J. Effects of temperature and hydrochemical characteristics of Thames Estuary on fish[J]. *Express Water Resources & Hydropower Information*, 2006, 27(24): 55-58. [韩德举. 泰晤士河口水温和水化学特性对鱼类的影响研究[J]. 水利水电快报, 2006, 27(24): 55-58.]
- [47] Du Z J, Zou J P, Li Z J, et al. Study of oxygen consumption rate and asphyxiation point of *Paracobitis variegatus*[J]. *Sichuan Journal of Zoology*, 2013, 32(5): 695-700, 706. [杜宗君, 邹建平, 李正杰, 等. 红尾副鳅耗氧率和窒息点的初步研究[J]. 四川动物, 2013, 32(5): 695-700, 706.]

Spatial and temporal distribution characteristics and optimum habitat conditions of *Paracobitis variegatus* in Heishui River

LI Wen^{1,2}, PU Yan^{2,3}, TIAN Huiwu², DENG Huatang², CHENG Bixin⁴, SUN Gan⁴, LIU Shaoping², CHEN Daqing², DUAN Xinbin²

1. College of Fisheries, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China;
2. Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Science, Wuhan 430223, China;
3. Key Laboratory of Freshwater Fish Reproduction and Development, Ministry of Education; School of Life Sciences, Southwest University, Chongqing 400715, China;
4. China Three Gorges Construction Engineering Corporation, Chengdu 610041, China

Abstract: *Paracobitis variegatus* is widely distributed in streams and has high nutritional value. Currently, studies have mainly focused on its biology, digestive system structure, genetic structure, mitochondrial genome, muscle nutrition, and other aspects, but reports on the impact of environmental factors are lacking. To understand the environmental factors and optimal habitat conditions that affect the red-tailed loach, this study selected the Heishui River as the study area. The current situation of the red-tailed loach resources and related environmental factors were investigated at 23 sites in the middle and lower reaches of the Heishui River basin in November 2018, January 2019, March 2019, May 2019, and August 2019. The generalized additive model (GAM) was used to screen the main environmental factors affecting the distribution of the resource density (CPUE) and their optimal ranges. The results showed that the altitude, month, temperature, and flow rate had a very significant impact on the CPUE of *P. variegatus*, and the dissolved oxygen had a significant impact on the CPUE of *P. variegatus*. The highest interpretation rate of the deviation of the altitude was 33.7%, followed by 32.8% for month; the highest interpretation rate of the deviation of dissolved oxygen in environmental factors was 12.5%. The CPUE of the *P. variegatus* in the Heishui River showed extremely significant spatial and temporal distribution differences. From low to high altitude, the change in the CPUE of the *P. variegatus* in the Heishui River was volatile, but the overall trend was upward. In March and May, the CPUE of the *P. variegatus* was higher; in May to October, the CPUE gradually decreased. The main environmental factors affecting the CPUE distribution of *P. variegatus* were temperature, flow rate, and dissolved oxygen. In the GAM, the water temperature and flow rate had a very significant nonlinear relationship with the CPUE, and the dissolved oxygen had a significant nonlinear relationship with the CPUE. In the range of 11.7–25.9 °C, with the increase in water temperature, the CPUE showed a trend of first declining, then a brief rise, and then declining; the flow rate and dissolved oxygen showed a multiwave

nonlinear relationship with the CPUE. The optimum flow rate of *P. variegatus* was 0.6–0.9 m/s, the optimum dissolved oxygen as 7.9–9.5 mg/L, and the optimum water temperature was 14.5–20 °C. The distribution of food species was a direct factor affecting the distribution of these fish. The environment indirectly impacted the distribution of fish by affecting the distribution of food organisms. The main food of *P. variegatus* is benthic animals. Due to the differences in environmental factors and benthic animal abundances over time and space, *P. variegatus* abundance differs widely in time and space. Fish are extremely sensitive to changes in water temperature; that is, the water temperature has a strong impact on fish. At 12–17 °C, CPUE significantly decreased with the decrease in temperature, which may have been due to *P. variegatus* being more sensitive to changes in water temperature within this temperature range. Within the water velocity range of 0.75–1.4 m/s, CPUE showed a trend of decreasing with increasing velocity. Excessive water velocity prevents *P. variegatus* from swimming upstream for food, hindering its survival in environments with high water velocity. The optimum range of dissolved oxygen for *P. variegatus* is relatively high, which indicates that *P. variegatus* has strict requirements for dissolved oxygen in water bodies. Therefore, attention should be paid to the range of dissolved oxygen in the water bodies where *P. variegatus* is cultivated.

Key words: *Paracobitis variegatus*; CPUE; spatiotemporal distribution; environmental factors; generalized additive model; the Heishui River

Corresponding author: DUAN Xinbin. E-mail: duan@yfi.ac.cn