网络首发时间：2024-12-20 12:11:32　网络首发地址：https://link.cnki.net/urlid/11.1843.X.20241219.1703.001

第 XX 卷第 XX 期　环 境 科 学 学 报　Vol.XX,No.XX
XXXX 年 XX 月　Acta Scientiae Circumstantiae　XX, XXXX

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2024.0495

冯硕,王宏涛,张晶, 等.XXXX.赤水河流域不同干扰强度下河床底质异质性对底栖动物物种多样性影响分析[J].环境科学学报,XX(XX):1-10

FENG Shuo, WANG Hongtao, ZHANG Jing, *et al*. XXXX. Effects of riverbed substrate heterogeneity on benthic species diversity under different disturbance intensities in the Chishui River basin[J].Acta Scientiae Circumstantiae,XX(XX):1-10

赤水河流域不同干扰强度下河床底质异质性对底栖动物物种多样性影响分析

冯硕[1],王宏涛[2],张晶[1,*],赵先富[3],赵进勇[1],毛丰[4],彭文启[1],陈渠昌[1]

1. 中国水利水电科学研究院,北京 100044
2. 黄河水利职业技术学院,开封 475004
3. 水利部中国科学院水工程生态研究所,武汉 430079
4. 卡迪夫大学,卡迪夫,英国 CF10 3AT

摘要:大型底栖动物常被用作河流生态评价的指示物种.为了探究河流底质异质性对大型底栖动物群落的影响.本文选择长江上游目前唯一未被开发的一级支流赤水河干流为研究区域,首先,采用相关性分析从18个候选环境变量中筛选出电导度(Cond)、酸碱度(pH)和总氮(TN)等12种关键的环境变量,然后利用聚类分析方法区分不同干扰区域,利用冗余分析(RDA)比较河流底质异质性(不均匀系数(C_u)和底质曲率系数(C_c))与大型底栖动物多样性之间的相关关系.结果表明,赤水河干流大型底栖动物多样性指数与底质不均匀系数和曲率系数呈正相关关系.随着干扰程度增加,底质不均匀系数对大型底栖动物Shannon多样性指数(H)的影响逐渐不显著,R^2值分别为0.6479、0.6076、0.4076,p值分别为0.043、<0.001、0.248;底质颗粒级配曲线连续与否对物种多样性指数的影响较小,R^2值为0.0142~0.3642,p值为0.005~0.831.最后,提出赤水河作为未开发河流适合被动河流恢复方法来恢复中下游河床底质层异质性.本研究可为其他类似河流底质多样性重构等提供参数依据以及为定量化提供科学依据和思路.

关键词:河流生态修复;异质性;物种多样性;底质不均匀系数;多元统计;赤水河

文章编号:0253-2468(XXXX)XX-0001-10　**中图分类号**:X171.4　**文献标识码**:A

Effects of riverbed substrate heterogeneity on benthic species diversity under different disturbance intensities in the Chishui River basin

FENG Shuo[1], WANG Hongtao[2], ZHANG Jing[1,*], ZHAO Xianfu[3], ZHAO Jinyong[1], MAO Feng[4], PENG Wenqi[1], CHEN Quchang[1]

1. China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100044
2. Yellow River Conservancy Technical Institute, Kaifeng 475004
3. Institute of Hydroecology, MWR & CAS, Wuhan 430079
4. Cardiff University, Cardiff, CF10 3AT, United Kingdom

Abstract: Macrobenthos are considered as indicator species for ecological evaluation of rivers. This study selects the main stream of Chishui River, the only currently undeveloped first-order tributary in the upper reaches of Yangtze River, to investigate the effects of river substrate heterogeneity on macrobenthic communities. First, 12 key environmental variables such as electrical conductivity (Cond), acidity and alkalinity (pH), and total nitrogen (TN) were screened from 18 candidate environmental variables through correlation analysis. Then, different disturbance areas were distinguished by cluster analysis, and redundancy analysis (RDA) was used to compare the correlations between river substrate heterogeneity (coefficient of inhomogeneity (C_u) and coefficient of substrate curvature (C_c)) and macrobenthic diversity. Results showed that the macrobenthic diversity index of the Chishui River mainstem was positively correlated with the substrate inhomogeneity and curvature coefficient. The impact of substrate inhomogeneity coefficient on Shannon diversity index (H) index of macrobenthos is gradually not significant with the increase of disturbance, and the R^2 values were 0.6479, 0.6076, and 0.4076, the p values were 0.043, <0.001, 0.248; the continuous of substrate particle grading curves had

收稿日期:2024-10-03　**修回日期**:2024-12-02　**录用日期**:2024-12-04

基金项目:中国水利水电科学研究院项目(No.WE0145B042021);中央部门预算项目(No.WE0161A042024)

作者简介:冯硕(1994—),男,E-mail:fengshuo@edu.iwhr.com; *责任作者,E-mail:zhangjing@iwhr.com

less effect on species diversity index with weaker correlation, and the R^2 values were in the range of 0.0142 to 0.3642, the p values were in the range of 0.005 to 0.831. Finally, it is proposed that Chishui River as an undeveloped river is suitable for passive river restoration to recover the heterogeneity of the substrate layer in the middle and lower riverbed. This study could provide scientific basis and ideas for other similar river to reconstruct the substrate diversity.

Keywords: river ecological restoration; heterogeneity; species diversity; coefficient of sediment heterogeneity; multivariate statistics; Chishui River

1 引言(Introduction)

河流的生境特征与生物多样性密切相关(董哲仁,2007).河流生境塑造了河流的生物多样性、生物量和生物生产力(Parasiewicz *et al.*,2023).农业活动、城市污水、水坝建设和水流管理等人为干扰会影响水环境和水文连通性,导致河流生态系统的功能和结构遭到破坏,水生生物群落的空间结构发生变化(Wu *et al.*, 2019;Chen *et al.*, 2020;Xie *et al.*,2024).为了改善这些干扰带来的负面影响,近年来通过研究水生生物群落特征对环境的响应关系来寻找河流生态修复的方向日趋活跃(Margaret *et al.*,2019;Li *et al.*,2022;王芳炜等, 2024).

生物指标已被广泛用于评价河流生态系统的健康状况(Wang *et al.*, 2017).大型底栖动物由于其生活地点相对固定、易于收集和综合响应人类干扰的影响的能力,已成为河流生态系统状况调查和河流健康评估中应用最广泛的水生生物群(Thoresen *et al.*,2021).底栖动物是河流食物网的关键组成部分(Biswas *et al.*, 2021).已知不同类型的河流栖息地会影响大型底栖动物动物的群落组成,这归因于河流水文地貌、底质组成和河段尺度环境条件的差异(Lin *et al.*,2022).在微生境尺度上,底质是影响大型底栖动物丰度和密度的主要物理环境变量(Mausbach *et al.*,2019).底质组成的粒径(任海庆等,2015)、形状(Mathieu *et al.*,2021)和垂向分布特征(徐梦珍等, 2014)对大型底栖动物的分布、组成和群落结构均有显著影响.种群及其组合的空间变化是生态学许多方面的重要组成部分,包括维持物种多样性.在自然界中,从河流上游到下游的生境变化往往导致大型底栖动物种群在斑块或梯度或其他空间相关模式上的空间变化(Yang *et al.*,2023).在宏观尺度上,水沉积过程的变化改变了上游到下游空间的底质组成,主要通过影响生物幼虫的供应、扩散和定植,从而影响底质中相关群落的多样性(Izumi *et al.*,2021).以往对于大型底栖动物的相关研究一般是基于多个环境因子对大型底栖动物的影响,无法对河流底质异质性指标之外的环境影响因子进行控制,必然对研究成果的精度和可信度造成影响.

本文选择长江上游目前唯一未被开发的一级支流赤水河干流为研究区域,基于赤水河调查采样获取的底栖动物生物数据和环境数据,通过比较分析不同扰动条件下河流底质异质性对底栖动物群的影响,解析河流底质层表层底质异质性对底栖动物群的重要性,以期为赤水河流域底栖动物保护提供技术支撑.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 研究区域概况

赤水河是长江上游目前唯一未被开发的一级支流,干流全长 436.5 km,总落差 1475 m,平均比降 3.4‰(Liu *et al.*,2021).其中,河源至茅台为上游,河长 224.7 km,天然落差 1274.8 m,平均比降 5.67‰;茅台至赤水市为中游,河长 157.8 km,天然落差 182.9 m,平均比降 1.16‰;赤水市至河口为下游,河长 54 km,天然落差 17.3 m,平均比降 0.33‰. 年输沙量为 718 万 t,含沙量 0.927 kg·m^{-3}.赤水河作为典型的西南山区蜿蜒河流,是长江上游珍稀特有鱼类的国家级自然保护区,具有特殊的地形、丰富的地貌格局和多样化的水力特征,为多种濒危鱼类提供了适宜的物理栖息地.

2.2 研究方法

2.2.1 数据来源 小水电建设对流域水文情势和泥沙的影响显著(Wang *et al.*,2021).赤水河流域干流未建大坝,随着 2011 年赤水河干流和主要支流禁止水电开发、拦河筑坝,赤水河干流水文情势稳定,水域生态系统完整(李劲峰,2011;李轩,2022). 2018 年我国启动长江经济带小水电清理整治工作.截至目前,赤水河流域小水电清理工作还未完成(张弘弢,2024).因此,本文为了排除小水电建设和清理整治工作对赤水河干流

栖息地环境影响,选择2015年调研的数据分析赤水河干流河床底质异质性对底栖动物群的影响,调研数据由研究团队成员王宏涛博士带领调研获取.

2.2.2　样点设置　综合考虑底栖动物采集可行性以及底栖动物生物量丰富性影响,结合赤水河水文特点和前期研究基础,调查采样时间为春季.参考《河流水生态环境质量监测技术指南》和《River Habitat Survey》等样点布设原则和采样标准,选取赤水河干流30个采样点,样点分布情况见图1,样点在流域所处位置见表1.

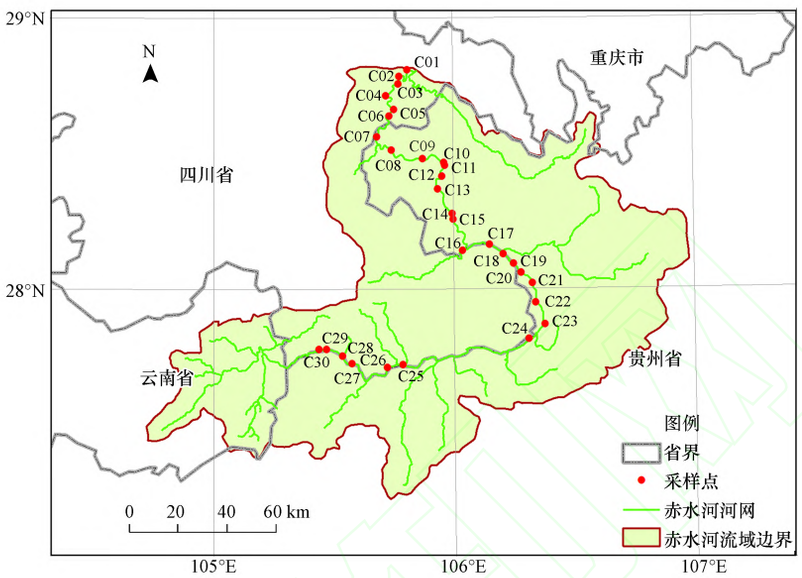

图1　研究区域及采样点分布

Fig.1　Map of study area and sample point distribution

2.2.3　大型底栖动物采集及分类　底栖动物现场采样采用多栖境(Multihabitat)法,采用40目D形手抄网等工具对水深小于1.5 m的河流区域进行10 min定时采样,样品采集后,用清水淘洗干净并装入500 mL宽口塑料瓶中带回室内进行分拣,分拣干净后加入4%的福尔马林试剂进行防腐保存.样品在实验室内用德国徕卡EZ4D解剖镜和日本奥林巴斯BH-2型显微镜进行镜检,样品尽量鉴定到属或者种.

表1　赤水河采样点分布情况

Table 1　Distribution of sampling points in Chishui River

样点干支流分布	流域位置	采样点数目	河段长度/km
赤水河干流	上游	8	110
	中游	15	151
	下游	7	37

2.2.4　不同环境因子数据的获取　水质理化参数利用多功能水质分析仪(YSI-6600)在采集底栖动物时同步测定,测定参数包括温度、酸碱度、氧化还原电位、盐度、电导度、溶解氧浓度、浊度、光合有效辐射、总溶解气体.同时,采集部分水样带回实验室进行总氮(TN)、氨氮(NH_3-N)、硝态氮(NO_3^--N)、亚硝态氮(NO_2^--N)、总磷(TP)、正磷酸盐(PO_4^+-P)、化学需氧量(COD_{Cr})等化学指标的测定.水质参数测定与水生生物计数、鉴定均参照相关标准方法测定.

结合河床组成主要为卵石、砾石,采用挖斗式采样器进行底质取样,取样方法为表层取样法,取样深度为床沙中值粒径的2倍左右,并遵循水利部行业标准《河流泥沙颗粒分析规程》(SL42-92)和《河流推移质泥沙及床沙测验规程》(SL43-92)的有关规定,利用尺量法和筛析法进行河床底质组成分析.

2.3　数据处理与统计

本研究选取香农多样性指数(H)、马格勒夫丰富度指数(D)和Pielou均匀度指数(E)3个指标分析采样点物种的数量和分布特征,计算公式见式(1)~(4).河床底质层异质性体现在底质层的复杂性和稳定性上,为全面反映河床底质层异质性,结合底质层颗粒级配曲线分布特点,本文选用底质不均匀系数(C_u)和曲率系数(C_c)(以下简称"曲率系数")两个级配指标,分别表征底质粒径的分布范围和连续情况(王宏涛,2017),计算公式见式(5)~(6).

$$H = -p_i \ln p_i \tag{1}$$

$$p_i = N_i/N \tag{2}$$

$$D = (S-1)/\ln N \tag{3}$$

$$E = -\sum_{i=1}^{S} \frac{N_i}{N} \ln\left(\frac{N_i}{N}\right)/\ln S \tag{4}$$

式中，N_i为第i种生物个数，N为生物个体总数，S为物种总数.

$$C_u = \sqrt{d_{75}/d_{25}} \tag{5}$$

$$C_C = \frac{d_{50}^2}{d_{25} \times d_{75}} \tag{6}$$

式中，d_{50}为过筛重量占50%的粒径，d_{75}为过筛重量占75%的粒径，d_{25}为过筛重量占25%的粒径.

首先，消除变量增加导致的信息重叠对聚类结果准确性的影响，采用相关性分析，剔除了具有很强正相关的变量，从而筛选出用于聚类分析的变量.采用Ward最小偏差平方和法的聚类方法和平方欧氏距离测量标准，对标准化水环境指标进行聚类分析，区分不同干扰区域.此外，为验证划分结果的合理性，利用比较均值中的Means和单因素ANOVA方法对聚类结果进行显著性检验，根据各个类别在所有变量上的差异，分析划分方法的可靠性.利用冗余分析(RDA)比较河流底质异质性(不均匀系数(C_u)和底质曲率系数(C_c))与大型底栖动物多样性之间的相关关系.RDA分析采用CANOCO5.0软件进行分析.

3 结果(Results)

3.1 聚类分组及干扰程度识别

3.1.1 聚类变量筛选 水质、河床底质、食物来源及特性均会对底栖动物物种分布产生影响.为了降低水质和底栖动物食性对本研究的干扰，本文基于各样本点的水质、着生藻类和浮游植物等环境变量采样结果，结合环境变量间的相关性分析成果，采用聚类分析法对采样样本进行分类，从而在不同干扰程度下开展微栖息地尺度河床底质异质性对底栖动物多样性的影响研究.

初选的环境变量包含：温度(Temp)、酸碱度(pH)、氧化还原电位(ORP)、盐度(Sal)、电导度(Cond)、溶解氧浓度(DO)、浊度(Turb)、光合有效辐射(PAR)、总溶解气体(TDG)、总氮(TN)、氨氮(NH_3-N)、硝态氮(NO_3^--N)、亚硝态氮(NO_2^--N)、总磷(TP)、正磷酸盐(PO_4^+-P)、化学需氧量(COD_{Cr})、着生藻类(Peri)和浮游植物(Phyto).为消除变量增多造成信息重叠对聚类结果的精度产生影响，计算初选聚类变量间相关系数(图2).通过判断两个变量间是否存在显著性差异，得到用于样本聚类分析的最终环境变量共12种，物理含义见表2.

3.1.2 系统聚类结果及分析 基于图3赤水河干流采样样本聚类结果，将欧氏距离平方值12.5作为聚类结果分类标准，将赤水河干流采样样本分为三大类，为验证划分结果的合理性，利用比较均值中的Means和单因素ANOVO方法对聚类结果进行显著性检验，结果见表3. 由表3可知，仅氧化还原电位变量未通过显著性检验(p=0.078 > 0.05)，其他变量都达到了显著水平，说明聚类分类结果较为有效.

基于聚类结果，结合客观的环境背景条件对聚类结果进行进一步分析：第1组分类包括C25、C26、C27、C28、C29、C30共6个采样点，从物理生境角度分析，该样点全部位于河段上游的高山峡谷段，基本保持了自然的河流风貌，将其归纳为“轻微干扰河段”；第2组分类包括C01~C16、C19、C23、C24共19个采样点，除C24外，均分布在赤水河中下游，沿岸人口逐渐增多，人类活动干扰有增大趋势，但多以零星分布的山区农村居民为主，该分类中各采样点河段都具备通航能力，将其归纳为“中等干扰河段”；第3组分类包括赤水河中游上部的C17、C18、C20、C21、C22共5个采样点，该类别集中于赤水河中游二郎镇-茅台镇河段，虽然保留了天然的河流地貌，但共同特点是人类干扰强烈，主要包括3个方面：①沿岸酿酒产业逐渐增多，造成赤水河干流水量减小的同时，对水质也有着严重的冲击作用；②沿岸人口密度大，居民生活对河流水质产生影响；③二郎镇至茅台镇白洋坪航道建设对地貌条件的改变和航运过程中的污染风险也给赤水河水质造成了不可逆转的影响，因此，将此段归纳为“较强干扰河段”.

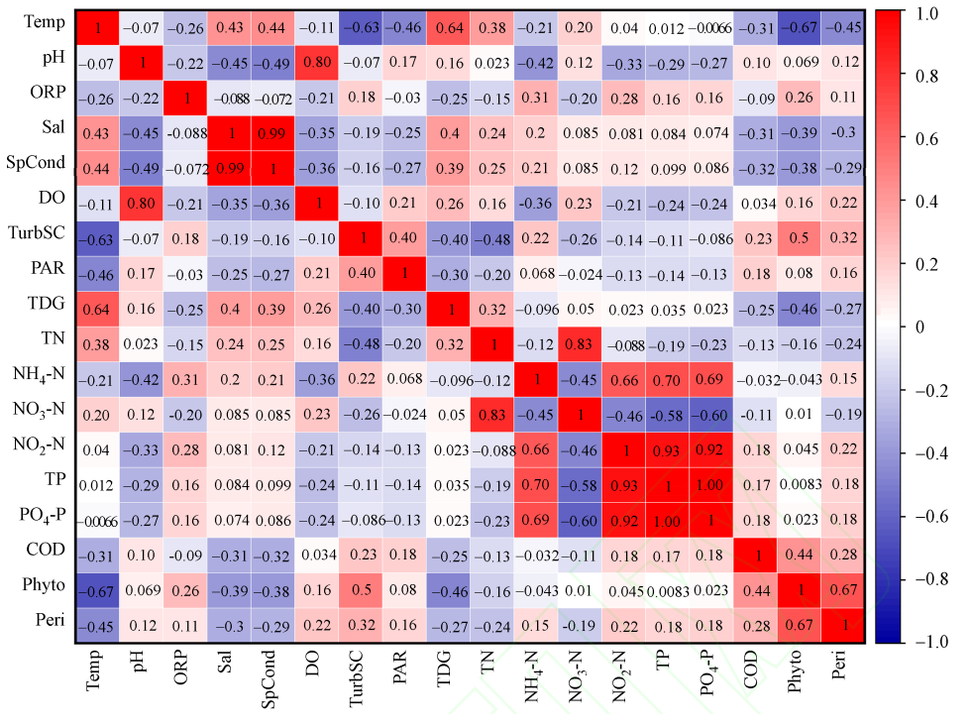

图 2　所选主要变量之间的相关性分析

Fig.2　Distance correlation analysis among the selected primary variables

表 2　聚类变量及其物理意义

Table 2　Cluster variables and their physical meaning

序号	变量	单位	物理意义	对水质的影响
1	温度	℃	表示物体冷热程度的物理量	影响水体指标的物理化学过程以及水体微生物的生化降解过程
2	pH	/	表示物体酸碱程度的物理量	影响水体化学指标的迁移转化过程,影响微生物的活性及其对有机物的降解
3	氧化还原电位	mV	表示水体中所有物质表现出的宏观氧化-还原性	影响水质指标的物理化学过程
4	盐度	10^{-12}	表示水体中溶解物质的总量或含盐量	影响水体中微生物的活性
5	浊度	NTU	水中泥 土、砂粒、微细的有机物和无机物、浮游生物、微生物和胶体物质等悬浮物对光线透过时所发生的阻碍程度	浊度会促进细菌的生长繁殖,有利于有毒有害有机物的吸附
6	光合有效辐射	$\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{1}$	绿色植物进行光合作用过程中,吸收的太阳辐射中使叶绿素分子呈激发状态的那部分光谱能量.是植物生命活动、有机物质合成和产量形成的能量来源	引起水体中 pH 值、溶解氧的变化,影响浮游藻类光合作用等
7	总溶解气体	mmHg	在一定压力下溶解于水体中气体的总量	影响鱼类等水生生物存活
8	总氮	$mg \cdot L^{-1}$	水中各种形态无机和有机氮的总量	氮超标时,微生物大量繁殖,浮游生物生长旺盛,出现富营养化状态
9	总磷	$mg \cdot L^{-1}$	水中无机态和有机态存在的磷的总和	磷是藻类生长需要的一种关键元素,过量磷是造成湖泊发生富营养化和海湾出现赤潮的主要原因
10	化学需氧量	$mg \cdot L^{-1}$	水样中需要被氧化的还原性物质的量	反映了水中受还原性物质污染的程度
11	浮游植物	$\mu g \cdot m^{-3}$	在水中以浮游生活的微小植物,通常指浮游藻类	水体溶氧的主要制造者,同时为浮游动物及鱼类等提供天然饵料;但密度过高易引起水体富营养化,引起水质变差
12	着生藻类	$mg \cdot m^{-2}$	营固着或附着生活的藻类	影响水体中悬浮物质及有机物的吸附利用,同时也是指示河流水质状况的重要群落指标

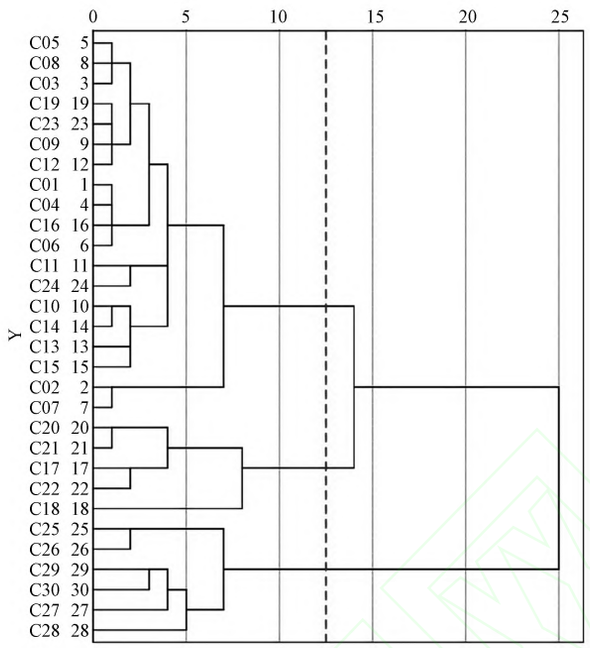

图3 赤水河干流水质样本聚类结果

Fig.3 Clustering results of water quality samples in Chishui River

表3 聚类结果显著性检验(ANOVA)

Table 3 Significance test of clustering results (ANOVA)

参数		平方和	df	均方	*F*	*p*	参数		平方和	df	均方	*F*	*p*
	组间	18.050	3	6.017	14.287	0		组间	14.425	3	5.388	10.031	0
Zscore(温度)	组内	10.950	26	0.421			Zscore(总氮)	组内	11.467	26	0.543		
	总数	29.000	29					总数	29.000	29			
	组间	15.955	3	5.318	10.599	0		组间	11.942	3	4.283	7.659	0
Zscore(pH)	组内	13.045	26	0.502			Zscore(总磷)	组内	17.649	26	0.473		
	总数	29.000	29					总数	29.000	29			
	组间	1.151	3	0.384	0.358	0.784		组间	14.947	3	5.630	11.238	0.003
Zscore(氧化还原电位)	组内	27.849	26	1.071			Zscore(化学需氧量)	组内	17592	26	0.517		
	总数	29.000	29					总数	29.000	29			
	组间	15.438	3	5.146	9.865	0.000		组间	18.307	3	6.102	14.837	0
Zscore(盐度)	组内	13.562	26	0.522			Zscore(总溶解气体)	组内	10.693	26	0.411		
	总数	29.000	29					总数	29.000	29			
	组间	9.233	3	3.078	4.048	0.017		组间	21.638	3	7.213	25.470	0
Zscore(浊度)	组内	19.767	26	0.760			Zscore(浮游植物)	组内	7.362	26	0.283		
	总数	29.000	29					总数	29.000	29			
	组间	14.013	3	4.671	8.104	0.001		组间	12.047	3	4.016	6.158	0.003
Zscore(光合有效辐射)	组内	14.987	26	0.576			Zscore(着生藻类)	组内	16.953	26	0.652		
	总数	29.000	29					总数	29.000	29			

3.2 底栖动物群落组成和多样性分析

通过对各采样点的采样样品底栖动物进行鉴定,统计得到30个样方共计6门7纲12目40科60属97种底栖动物.其中,摇蚊科(Chironomidae)包含物种种类最多,达17属35种,该科物种在除C10样方外的其他样方内均有分布,等蜉科(Isonychiidae)、角石蛾科(Stenopsychidae)、沼石蛾科(Limnophilidae)、长角石蛾科(Leptoceridae)、长足蜻科(Macromiidae)、蜻科(Libellulidae)、带丝蚓科(Lumbriculidae)为稀有科,只在单一样方内检出.从群落内物种的丰富度分析,河流最上游C30样方包含的底栖动物物种最高,达38种;C09样方检

出的物种最少,为3种.其中,直突摇蚊属1种(*Othacladius* sp.)、环足摇蚊属1种(*Cricotopus* sp.)、摇蚊属1种(*Chironomus* sp.)、涡虫(Planarian)4类物种符合优势种选取标准.结合不同种属的摇蚊可以作为水质条件的评价指示物种,参考相关研究成果(刘昌利等,2008;周东,2019):直突摇蚊属多出现在Ⅱ类水体中,环足摇蚊属可作为Ⅲ类水体的指示物种,而涡虫大多生活在富氧的溪流浅水处的卵砾石下,说明赤水河具有良好的总体水质条件,但也存在一定程度的轻微污染.

通过计算分析得到不同干扰程度河段内物种α多样性指数(图4).由图4可知,Shannon多样性指数范围为0.25~2.46,Margalef丰富度指数范围为0.81~5.63,Pielou均匀度指数范围为0.1~1.0. 其中,轻微干扰河段的Shannon多样性指数平均值为1.78,Margalef丰富度指数平均值为3.78,Pielou均匀度指数平均值为0.54;中等干扰河段的Shannon多样性指数平均值为1.54,Margalef丰富度指数平均值为2.62,Pielou均匀度指数平均值为0.57;较强干扰河段的Shannon多样性指数平均值为1.45,Margalef丰富度指数平均值为2.85,Pielou均匀度指数平均值为0.47. 不同干扰程度下,底栖动物物种多样性存在差异,随着干扰程度增强,物种多样性略微减弱,其中,Shannon多样性指数由轻微干扰河段向较强干扰河段的递减趋势较为明显,轻微干扰河段物种多样性最高,其Shannon多样性指数平均值比中等干扰河段高15.1%,比较强干扰河段高22.3%.

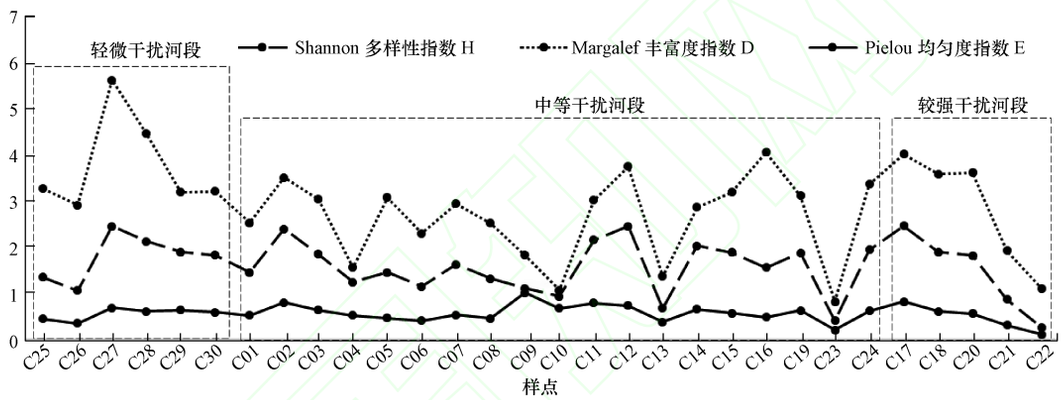

图4　各样方物种α多样性指数

Fig.4　Alpha diversity index of species

3.3　河床底质异质性分析

由公式(5)和(6)计算得到底质不均匀系数(C_u)和曲率系数(C_c)结果见图5,底质不均匀系数(C_u)在1.00~4.18之间,平均值为2.26,曲率系数(C_c)在1.00~1.90之间,颗粒级配较良好,平均值为1.27. 将3种干扰程度下的底质不均匀系数(C_u)和曲率系数(C_c)进行对比分析,结果见图5. 由图可知,轻微干扰河段底质不均匀系数(C_u)的中位数为2.51,下四分位数为2.27,下边缘值为2.10;中等干扰河段底质不均匀系数(C_u)的中位

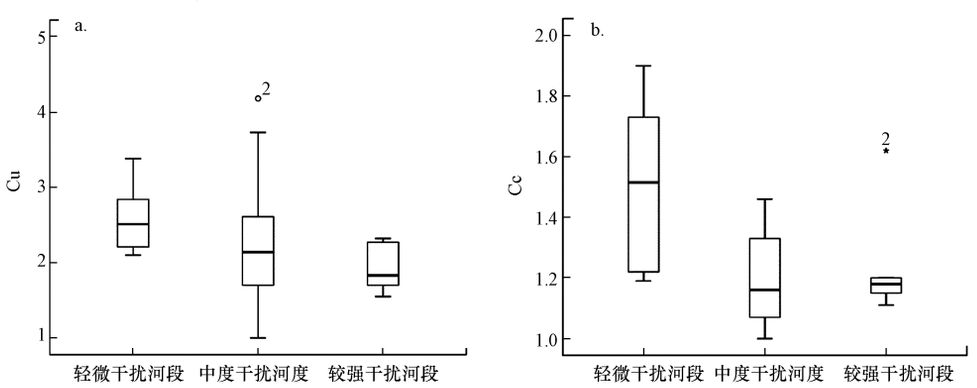

图5　3种干扰程度下不均匀系数(a)及曲率系数(b)分布

Fig.5　Distribution of non-uniformity coefficient(a) and curvature coefficient(b) under three interferences

数为2.14，下四分位数为1.70，下边缘值为1.00；较强干扰河段底质不均匀系数（C_u）的中位数为1.83，下四分位数为1.70，下边缘值为1.55. 底质不均匀系数随着干扰程度的增强先增大后减小，原因在于轻微干扰河段位于河流上游，中等干扰河段主要位于中下游，较强干扰河段位于中游上部，一般来说上游河床底质的不均匀系数最大，而下游河床底质的不均匀系数最小，这3类干扰程度的河段底质中值粒径、底质不均匀系数和底质曲率系数的平均值对比结果与此规律是吻合的.

3.4 河床底质异质性对底栖动群落的影响

利用CANOCO5.0软件对多样性数据（D、H、E）进行DCA分析，一阶轴的长度为0.34（<3.0）. 因此，在线性模型中的冗余分析（RDA），得到底栖生物多样性和底质异质质性指数（C_u、C_c）的分布图（图6）. 结果表明，底栖动物的多样性与C_u、C_c呈正相关.

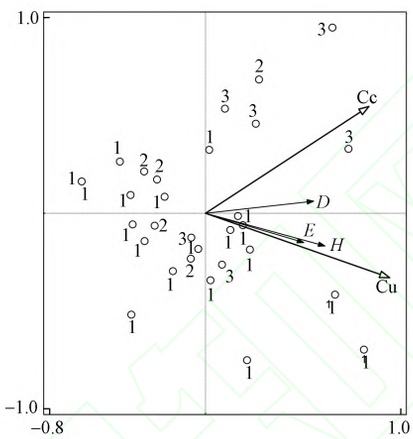

图6 基于RDA的底栖生物多样性与底质异质性指标的关系分析

Fig.6 RDA-based analysis of benthic diversity in relation to indices of substratum heterogeneity

3.4.1 底质不均匀系数对大型底栖生物物种多样性的影响 建立不同河段底质不均匀系数（C_u）与Shannon多样性指数（H）、Margalef丰富度指数（D）、Pielou均匀度指数（E）的响应关系，并对拟合度和显著性检验结果进行分析，结果见表4. 以底质不均匀系数与Shannon多样性指数（H）的响应关系为例，整个河段C_u与H的拟合度较好，R^2达到0.4016，C_u对H影响比较显著（p<0.05）. 在不同的干扰程度下，随着底质不均匀系数的增大，Shannon多样性指数均有所提高. 轻微干扰河段C_u与H的拟合度较好，R^2达到了0.6479，C_u对H影响比较显著（p=0.043<0.05），中等干扰河段C_u与H的拟合较好，R^2为0.6076，C_u对H影响比较显著（p<0.001），较强干扰河段C_u与H的拟合度较好，R^2为0.4076，C_u对H影响不显著（p=0.248>0.05），这表明人类活动过度干扰会降低底质不均匀性对物种多样性的影响. 对于干扰程度不同的河段，轻微干扰河段底质不均匀性与物种多样性指数响应关系比其他两种类型更强，可以揭示自然条件下底质与物种多样性的响应关系，也说明人类干扰活动不仅通过水质影响底栖动物，还包括其他潜在影响.

表4 底质不均匀系数与物种多样性指数响应关系

Table 4 Response relation between bottom heterogeneity coefficient and species diversity index

响应关系	河段类型	响应关系曲线	R^2值	p值
C_u–H	整个河段	y = 0.516x + 0.4099	0.4016	<0.001
	轻微干扰河段	y = 0.8774x − 0.4960	0.6479	0.043
	中等干扰河段	y = 0.4858x + 0.4928	0.6076	<0.001
	较强干扰河段	y =1.6307x − 1.7009	0.4076	0.248
C_u–D	整个河段	y = 0.7355x + 1.22	0.2524	<0.001
	轻微干扰河段	y =1.8442x − 1.0007	0.6756	0.045
	中等干扰河段	y =0.6118x + 1.2971	0.3608	0.007
	较强干扰河段	y =2.1870x − 1.3822	0.3565	0.291
C_u–E	整个河段	y = 0.1327x + 0.249	0.2747	0.002
	轻微干扰河段	y =0.2041x + 0.0141	0.5704	0.088
	中等干扰河段	y =0.1207x + 0.3094	0.3605	0.006
	较强干扰河段	y =0.5192x − 0.5304	0.4264	0.229

3.4.2 底质曲率系数对大型底栖生物物种多样性的影响 以同样统计方式对底质曲率系数（C_c）与Shannon多样性指数（H）、Margalef丰富度指数（D）、Pielou均匀度指数（E）的响应关系及拟合度进行分析，结果见表5. 由表可知，在3种干扰程度下，底质

曲率系数对物种多样性指数拟合度均较差,R^2值仅为0.0142~0.3642,p值为0.005~0.831,这表明底质颗粒级配曲线连续与否对物种多样性指数的影响较小.

表5　底质曲率系数与物种多样性指数响应关系

Table 5　Response relation between curvature coefficient of substrate and species diversity index

响应关系	河段类型	响应关系曲线	R^2值	p值
C_c-H	整个河段	$y = 1.0732x + 0.2033$	0.1557	0.054
	轻微干扰河段	$y = 0.2186x + 1.4477$	0.0142	0.831
	中等干扰河段	$y = 2.0386x - 0.8936$	0.2888	0.017
	较强干扰河段	$y = 1.4302x - 0.3381$	0.1148	0.572
C_c-D	整个河段	$y = 3.0288x - 0.9135$	0.2778	0.009
	轻微干扰河段	$y = 0.4685x + 3.0709$	0.0154	0.833
	中等干扰河段	$y = 2.3807x - 0.2257$	0.1475	0.103
	较强干扰河段	$y = 2.4114x - 0.1717$	0.1586	0.501
C_c-E	整个河段	$y = 0.262x + 0.2166$	0.0958	0.098
	轻微干扰河段	$y = 0.0947x + 0.4$	0.0433	0.717
	中等干扰河段	$y = 0.7381x - 0.3121$	0.3642	0.005
	较强干扰河段	$y = 0.4207x - 0.0531$	0.1024	0.599

4　讨论(Discussion)

4.1　河床底质异质性对大型底栖动物动物群的影响

大型底栖动物动物组合受底质粒径大小、孔隙度和底质形状的显著影响,底栖生物群落和优势类群组成差异较大,小鹅卵石和砾石生物多样性最高,粗细砂生物多样性较低(Duan *et al.*,2008).C_u反映了不同衬底粒子分布的宽度,底质C_u越大,孔隙率越高.底质表面结构会影响大型无脊椎动物的群落,底质表面孔隙多,孔隙率高,能够为无脊椎动物提供较大的生存空间(Gao *et al.*, 2024). 深度的时间变化、水速的时间变化、底质稳定性、潘库通道稳定指数、温度范围和河流河段牵引力等多种不稳定性指标是预测物种丰度的最佳预测指标(Russell *et al.*,1995).河床底质的稳定性和输沙强度也影响底栖动物群,任何形式的底质不稳定性都会对大型底栖动物产生相当大的负面影响(Chi *et al.*,2024).本研究发现底质层的曲率系数在上游和中游赤水河组之间有明显差异,这与上游河床基底有更多的砾石和卵石,可提供一个稳定的大型底栖生物和底栖生物量、丰度指数、香农指数更高有关.在赤水河的中、下游,由于人类活动频繁,水污染严重,底质类型更加均匀,生物量减少,大型底栖生物群落的多样性降低.充分说明了人类干扰活动不仅通过水质影响底栖动物,而且通过河床底质异质性对于对大型底栖动物动物群的影响显著.

4.2　赤水河河床底质异质性恢复措施

被动的河流恢复方法是改善河流水文形态多样性的有效工具,随着河床底质生境多样性和空间异质性的显著增加,具有创造河床形态多样性的潜力,但在蓄水河段存在局限性(Groll,2017).如果上游沉积物补给不足,则需要添加适当粒度的沉积物来恢复特征河床底质和海拔高度,以及特征生物区系(如大型底栖无脊椎动物群落)(Izumi *et al.*,2021).砾石补冲产生新的底质区域,可改善大型底栖动物群落的丰富度(Staentzel *et al.*,2018).赤水河是长江上游唯一未开发的一级支流.根据赤水河上、中、下游河床底质层颗粒级配结果,赤水河上游河床底质类型以卵石和砾石为主,下游河床底质细粒增加,含沙量增加.选用被动河流恢复方法,在上、中游河道边滩、浅滩部位,对表面堆积的尖角砾石进行清理后,布设圆滑卵石堆积体,利用汛期洪水使其扩散并推移至下游,结合水流分选作用产生可用的栖息地河床底质环境.

5　结论(Conclusions)

1)本研究在排除了水质参数和大型底栖生物取食习惯等环境因素的影响后,将赤水河干流的采样样本分为轻度扰动河段、中度扰动河段和强扰动河段3类.在不同干扰程度下,大型底栖生物的物种多样性存在差异,且物种多样性随干扰程度的增加而略有下降.

2)人类干扰活动不仅通过水质影响底栖动物,河床底质异质性对于对大型底栖动物动物群的影响显著.底栖无脊椎动物的组成和多样性与底质的异质性呈正相关.底质不均匀系数与Shannon多样性指数(H)的拟合效果较好,影响显著,随着人类活动过度干扰会降低底质不均匀性对物种多样性的影响;而底质曲率系数(C_c)对物种多样性指数的拟合效果较差,底质颗粒级配曲线连续与否对物种多样性指数的影响较小.

3)赤水河是长江上游唯一未开发的一级支流,本研究选择被动式河流恢复方法,利用洪水扩散并将其推向下游,结合当前的分选,产生可用的栖息地河床底质环境.可为长江上游珍稀特有鱼类国家级自然保护区鱼类生境恢复的规划和设计提供参考.

参考文献(References):

Biswas S R, Xiang J, Li H. 2021. Disturbance effects on spatial autocorrelation in biodiversity: An overview and a call for study[J]. Diversity, 13(4): 167-184

Chen Y, Qu X, Xiong F, *et al*. 2020. Challenges to saving China's freshwater biodiversity: fishery exploitation and landscape pressures[J]. Ambio, 49: 926-938

Chi S Y, Zheng J X, Hu J, *et al*. 2024. Characteristics of benthic macroinvertebrate communities in a typical high sediment-loaded river in China[J]. Journal of Freshwater Ecology, 39(1): 2382440

Duan X H, Wang Z Y, Tian S M. 2008. Effect of streambed substrate on macroinvertebrate biodiversity[J]. Frontiers of Environmental Science and Engineering in China, 2(1): 122-128

董哲仁. 2007. 生态水利工程原理与技术[M]. 北京: 中国水利水电出版社

Gao Y F, Rong L P, Zhao X Y, *et al*. 2024. Short-term effects of substrate surface structure on macroinvertebrates community structure and functional characteristics[J]. Ecological Engineering, 201: 107215

Groll M. 2017. The passive river restoration approach as an efficient tool to improve the hydromorphological diversity of rivers - Case study from two river restoration projects in the German lower mountain range[J]. Geomorphology, 293: 69-83

Izumi K, Junjiro N N, Tomoko M, *et al*. 2021. Effects of sediment replenishment on riverbed environments and macroinvertebrate assemblages downstream of a dam[J]. Scientific Reports, 11: 7525

李劲峰. 2011. 贵州省禁止在赤水河干流和主要支流搞水电开发[OL]. 中央政府门户网站. 2011-7-30. https://www.gov.cn/jrzg/2011-07/30/content_1916875.htm

Li P S, Li D, Sun X Q, *et al*. 2022. Application of ecological restoration technologies for the improvement of biodiversity and ecosystem in the river[J]. Water, 14(9): 1402

李轩. 2022. 小水电退出区域鱼类栖息地修复技术体系研究[D]. 保定: 河北农业大学

Lin Q Y, Zhang Y X, Rob M, *et al*. 2022. The effect of habitat restoration on macroinvertebrate communities in Shaoxi rivers, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 29: 677-689

刘昌利, 郭伶俐, 田华祥, 等. 2008. 涡虫用于地表水水质监测的研究[J]. 皖西学院学报, 24(2): 85-87

Liu F, Wang J, Zhang F B, *et al*. 2021. Spatial organisation of fish assemblages in the Chishui River, the last free-flowing tributary of the upper Yangtze River, China[J]. Ecology of Freshwater Fish, 30(1): 48-60

Margaret P, Albert R. 2019. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration[J]. Science, 365: 6459

Mausbach W E, Dzialowski A R. 2019. Salinisation reduces biodiversity in neighbouring freshwater patches in experimental metacommunities[J]. Freshwater Biology, 65(3): 592-604

Mathieu C, Jérôme L, Alain R, *et al*. 2021. Bedload transport in rivers, size matters but so does shape[J]. Scientific Reports, 11: 508

Parasiewicz P, Belka K, Łapińska M, *et al*. 2023. Over 200000 kilometers of free-flowing river habitat in Europe is altered due to impoundments[J]. Nat Commun, 14: 6289

任海庆, 袁兴中, 刘红, 等. 2015. 环境因子对河流底栖无脊椎动物群落结构的影响[J]. 生态学报, 35(10): 3148-3156

Russell G D, Michael J W B. 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: The influence of habitat stability[J]. Ecology, 76(5): 1446-1460

Staentzel C, Arnaud F, Combroux I, *et al*. 2018. How do instream flow increase and gravel augmentation impact biological communities in large rivers: A case study on the Upper Rhine River[J]. River Research and Applications, 34(2): 153-164

Thoresen J, Vermeire M L, Venter Z, *et al*. 2021. Fire and herbivory shape soil arthropod communities through habitat heterogeneity and nutrient cycling in savannas[J] Global Ecology and Conservation, 25: e01413

Wang X Z, Tan X. 2017. Macroinvertebrate community in relation to water quality and riparian land use in a substropical mountain stream, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2424(17): 14682-14689

王芳炜, 李卫明, 严康, 等. 2024. 流域治理过程对长江中游一级支流黄柏河大型底栖动物功能摄食类群及水环境的影响[J]. 环境科学学报, 44(9): 376-389

王宏涛. 2017. 蜿蜒型河流空间异质性和物种多样性相关关系研究—以赤水河为例[D]. 北京: 中国水利水电科学研究院

Wu H P, Chen J, Xu J J, *et al*. 2019. Effects of dam construction on biodiversity: A review[J]. Journal of Cleaner Production, 221: 480-489

Xie H Y, Yu M, Jin X W, *et al*. 2024. Land use and river-lake connectivity: Biodiversity determinants of lake ecosystems[J]. Environmental Science and Ecotechnology, 12: 100434

Yang Z L, He S F, F T, *et al*. 2023. Spatial variation in the community structure and response of benthic macroinvertebrates to multiple environmental factors in mountain rivers[J]. Journal of Environmental Management, 341: 118027

张弘弢. 2024. 赤水河贵州段小水电站 今年年底前全面退出[OL]. 贵州省人民政府. 2024-05-27. https://www.guizhou.gov.cn/ztzl/gzcxgssthjdltjlsdtfz/dtyw/202405/t20240527_84683946.html

周东. 2019. 摇蚊(双翅目: 摇蚊科)成幼虫形态配对及对水质评价作用的研究[D]. 上海: 上海海洋大学