

# 赤水河流域秋季底栖硅藻群落结构特征及水质评价

谢纯林, 王 涛, 胡俊杰, 阎春兰, 裴国凤

(中南民族大学生命科学院, 湖北 武汉 430074)

**摘要:**为研究赤水河流域秋季底栖硅藻群落特征及水质状况,2019年秋季(9月)进行了赤水河流域上、中、下游36个代表性样点的水体理化指标测定和底栖硅藻采集鉴定,应用硅藻指数评价其水质状况。结果表明,秋季赤水河流域的电导率波动较大,上游高于下游;扎西河、铜车河和倒流河等上游支流样点的总氮(1.56 mg/L)和总磷(0.05 mg/L)显著高于下游样点(1.23 mg/L和0.02 mg/L)。共鉴定出底栖硅藻29属138种,底栖硅藻群落结构具有明显的空间异质性,上游样点优势种扁圆卵形藻多孔变种(*Cocconeis placentula* var. *euglypta*)丰度为18.90%,变异直链藻(*Melosira varians*)在威信县河段的丰度高达48.62%;中游桐梓河样点的优势种为三角帆头曲丝藻(*Achnantheidium latecephalum*)和谷皮菱形藻(*Nitzschia palea*);下游样点的主要优势种为极细微曲壳藻(*Achnanthes minutissima*),其丰度为9.18%。下游底栖硅藻群落香农-威纳多样性指数和Pielou均匀度指数的稳定性高于中、上游。典型对应分析(Canonical Correspondence Analysis, CCA)显示,影响赤水河流域底栖硅藻群落的主要环境因子是可溶性活性磷(SRP)和总氮(TN)。营养硅藻指数(Trophic Diatom Index, TDI)和欧盟硅藻指数(European Economic Community Index, CEE)评价结果表明,55.6%的样点水质在“中等”以上,33.3%的样点水质为“较差”,11.1%的样点水质为“极差”,赤水河流域整体水质评价为“中等”。

**关键词:**底栖硅藻;多样性指数;硅藻指数;水质评价;赤水河

**中图分类号:**X826 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2022)06-0043-08

河流生态系统的保护、健康维持和恢复已成为全社会共同关注的问题。河流健康评价是水生态系统管理的重要内容,其不仅可以对河流生态系统的现状及存在的问题进行诊断评价,还可以对河流生态修复的进程进行监测,从而不断地为河流健康的适应性管理提供反馈信息,对实现流域生态系统良性循环具有重要意义。作为河流初级生产者中的一员,底栖硅藻的物种多样性高,对环境的耐受性差异大,能提供丰富的生境状况信息(周彦锋等,2017);同时,底栖硅藻还具有生活史较短、分类学特征明显等特点,能够对河流生态系统的水质变化做出灵敏反应,是世界范围内广泛用于河流健康监测和评价的重要指示生物(Cho et al,2007)。一般情况下,河流生态状况通过各种环境参数(pH、电导率、营养盐、溶解氧等)来评价。然而,要对水生态系统进行全面

评价,需要同时进行理化研究和生物评价(Bhadrecha et al,2016)。已有研究建立了各种硅藻指数来评价河流的污染程度或者健康状况,如Bahls(1993)建立了污染耐受度指数(PTI),Kelly & Whitton(1995)建立了营养硅藻指数(TDI);欧盟硅藻指数(CEE)是欧洲使用最普遍的流水生态学状况评价指数(Descy & Coste,1991)。

赤水河发源于云南镇雄县,至合江流入长江,流域横跨滇、黔、川三省,是长江上游流域较大的一级支流(秦立等,2019)。赤水河流域上游自然资源丰富,人口相对集中;中游城镇发展迅速,水资源依赖性强,流域内水生态环境压力越来越大;下游有国家级森林公园和生态保护区,还是长江流域多种特有水生生物的产卵场,其水质状况不仅直接影响流域内的水生态健康,还间接影响长江流域生态环境保护与治理(杨世凡等,2015)。近年来的研究表明,赤水河流域干流虽为Ⅱ类水体,但依然面临着水生态状况下降、生物多样性降低等问题(任晓冬和黄明杰,2009)。本研究通过测定秋季(9月)赤水河流域的环境因子,综合分析底栖硅藻群落结构特征和多样性及其与环境因子的关系,并运用TDI和CEE硅藻指数评价流域水质状况,旨在为赤水河流域水资源管理提供科学依据。

收稿日期:2021-06-16 修回日期:2022-01-10

基金项目:国家自然科学基金(30970550);中央高校基本科研业务专项基金(CZY20002)。

作者简介:谢纯林,1996年生,男,硕士研究生,研究方向为藻类环境生物学。E-mail:18186424563@163.com

通信作者:裴国凤,1969年生,女,教授,主要从事藻类环境生物学教研工作。E-mail:peigf@mail.scuec.edu.cn

## 1 材料与方法

### 1.1 区域概况与样点设置

赤水河(104°5′~106°5′E, 27°2′~28°5′N)全长 444.5 km,流域地跨云南省的镇雄、威信和贵州省的毕节、大方、金沙、仁怀、遵义、桐梓、习水和赤水以及四川省的叙永、古蔺和合江共 13 个县(市),流域总面积 1.83 万 km<sup>2</sup>。赤水河源头至茅台镇为上游,分布有扎西河、倒流河、铜车河等支流;茅台镇至复兴镇属中游河段,分布有盐津河、桐梓河、古蔺河等支流;复兴镇以下为赤水河下游,分布有大同河、习水河等支流(罗进等,2014)。

根据赤水河流域地理位置、水生态情况和土地利用格局等因素,本研究共设置了 36 个代表性采样点(图 1)进行理化因子测定和底栖藻类采集。赤水河干流设置了 19 个采样点(CS1~CS19),其中上游 9 个(CS1~CS9),中游 5 个(CS10~CS14),下游 5 个(CS15~CS19);支流设置了 17 个采样点(CS20~CS36),其中上游支流扎西河(CS20)、倒流河(CS21)和铜车河(CS22)各 1 个采样点,中游支流盐津河 2 个(CS34、CS35)、桐梓河 4 个(CS24~CS27)、古蔺河 3 个(CS23、CS28、CS36),下游支流大同河 2 个采样点(CS29、CS30),习水河 3 个采样点(CS31~CS33)。

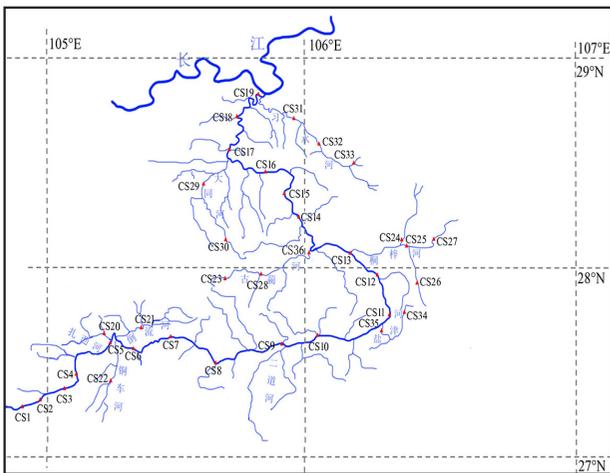


图 1 赤水河流域采样点分布

Fig.1 Sampling sites in Chishui River basin

### 1.2 样品采集与处理分析

每个样点随机选取 3~5 个底栖藻类生长基质,除去基质表面松散附着物。再使用直径约 6 cm 的圆形塑料片覆盖在基质上,划定取样面积,刷取该范围内的底栖藻类,重复采样 3 份进行混合。硅藻样品的处理及鉴定参照胡鸿钧等(1979)。

### 1.3 环境指标测定

使用便携式水质分析仪测定各个样点水温(WT)、溶氧(DO)、电导率(EC)、pH、平均流速(FV)等理化指标;同时,每个样点取 500 mL 水样置于冰盒中带回实验室,测定各样点的总氮(TN)、总溶解性氮(TDN)、总磷(TP)、总溶解性磷(TDP)和可溶活性磷(SRP)。水样采集、预处理和测定参照《水和废水监测分析方法》(国家环境保护总局,2002)。

### 1.4 数据分析

1.4.1 底栖硅藻优势种 采用 Mcnaughton 优势度指数判定底栖硅藻优势种组成(薛浩等,2020),选取优势度指数  $Y \geq 0.02$  的底栖硅藻为优势种:

$$Y = (n_i/N) \times f_i \quad (1)$$

式中:  $n_i$  为第  $i$  种底栖硅藻的细胞总数,  $N$  为所有底栖硅藻的总细胞数,  $n_i/N$  为第  $i$  种底栖硅藻的细胞数占所有底栖硅藻总细胞数的比值,  $f_i$  为第  $i$  种底栖硅藻在所有样点中出现的频率。

1.4.2 各类指数计算 根据底栖硅藻相对丰度数据计算各样点香农-威纳多样性指数( $H'$ ) (Prygiel et al, 1996) 和 Pielou 均匀度指数( $E$ ) (Smith & Wilson, 1996)。通过 Omnidia 5.3 软件计算各样点 TDI 和 CEE 得分,依据指数得分将水质分为 5 个等级,分别为极好( $>17$ )、好(15~17)、中等(12~15)、较差(9~12)和极差( $<9$ ) (谭香和张全发,2018)。

## 2 结果与分析

### 2.1 环境因子特征

秋季赤水河流域上游、中游和下游各样点 WT、EC、TN 和 TDN 均显著差异( $P < 0.05$ ), DO、pH、FV、TP、TDP 和 SRP 均差异性不显著( $P > 0.05$ )。如表 1 所示,各样点 WT 变化为 14.4~25.6℃; DO 为 6.7~32.0 mg/L,下游 CS17 样点 DO 值最低,为 6.7 mg/L; pH 为 4.90~7.58,绝大多数样点的 pH 值相近且偏酸性,其中习水河(CS33)最低,仅为 4.90; EC 为 83.8~584.0  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ,上游、中游和下游均值分别为 401.2、454.8 和 300.4  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ,各样点波动较大,上游高于下游; TP 为 0.0057~0.0829 mg/L,上游、中游和下游 TP 均值分别为 0.0301、0.0219 和 0.0198 mg/L,其中扎西河(CS20)、桐梓河(CS27)和盐津河(CS35)等支流部分样点水体 TP 高于其他样点,以扎西河样点 TP 浓度最高,为 0.0829 mg/L; TN 为 0.5265~3.0766 mg/L,上游、中游、下游 TN 浓度均值分别为 1.8057、1.6573、1.2337 mg/L,TP 和 TN 浓度都表现为上游高于中、下游。

表1 赤水河流域各河段水环境理化指标

Tab.1 Spatial variation of environmental factors in the Chishui River basin

指标	上游	中游	下游	全流域
WT/°C	14.4~22.3	18.6~24.3	21.2~25.60	14.4~25.6
DO/mg·L <sup>-1</sup>	13.0~26.1	18.2~31.4	6.7~32.0	6.7~32.0
EC/μS·cm <sup>-1</sup>	355.0~480.0	385.0~584.0	83.8~422.0	83.8~584.0
pH	6.72~7.45	6.06~7.30	4.90~6.99	4.90~7.58
FV/m·s <sup>-1</sup>	0.05~1.00	0.05~0.60	0.02~1.50	0.02~1.50
TN/mg·L <sup>-1</sup>	0.8545~3.0766	0.9169~2.1888	0.5265~1.7844	0.5265~3.0766
TDN/mg·L <sup>-1</sup>	0.7634~2.1132	0.5746~1.8657	0.1278~1.5589	0.1278~2.1132
TP/mg·L <sup>-1</sup>	0.0107~0.0829	0.0057~0.0452	0.0088~0.0316	0.0057~0.0829
TDP/mg·L <sup>-1</sup>	0.0059~0.0154	0.0038~0.0225	0.0029~0.0135	0.0029~0.0385
SRP/mg·L <sup>-1</sup>	0.0019~0.0096	0.0001~0.0206	0.0002~0.0075	0.0001~0.0283

## 2.2 底栖硅藻群落结构

秋季赤水河流域共鉴定出底栖硅藻29属138种。其中,舟形藻属(*Navicula*)物种数最多,有33种;菱形藻属(*Nitzschia*)18种,曲壳藻属(*Achnanthes*)12种,异极藻属(*Gomphonema*)11种,桥弯藻属(*Cymbella*)11种,其他属均未超过10种。所有采样点中,CS10物种丰度最高,观察到底栖硅藻68种;CS35物种数最低,只观察到底栖硅藻25种。

选取Mcnaughton优势度指数 $Y \geq 0.02$ 为优势种,赤水河流域底栖硅藻优势种(代码)和优势度见表2。11种优势种中,扁圆卵形藻多孔变种(*Cocconeis placentula* var. *euglypta*)是秋季赤水河流域的绝对优势种,其在全流域优势度为0.12;变异直链藻(*Melosira varians*)、极细微曲壳藻(*Achnanthes minutissima*)、谷皮菱形藻(*Nitzschia palea*)、小型异极藻(*Gomphonema parvulum*)也是多个样点的优势种。

表2 赤水河流域底栖硅藻优势种

Tab.2 Dominant species of benthic diatoms and corresponding dominance in the Chishui River basin

代码	拉丁文名称	中文名称	优势度
MAVR	<i>Melosira varians</i>	变异直链藻	0.08
CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	扁圆卵形藻 多孔变种	0.12
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	扁圆卵形藻 条横变种	0.02
GPAR	<i>Gomphonema parvulum</i>	小型异极藻	0.02
NPAL	<i>Nitzschia palea</i>	谷皮菱形藻	0.03
NIPM	<i>Nitzschia perminuta</i>	细微菱形藻	0.02
AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i>	极细微曲壳藻	0.04
AMNC	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>inconspicua</i>	极细微曲壳藻 平庸变种	0.05
APSE	<i>Achnantheidium pseudoconspicuum</i>	亚显曲丝藻	0.02
ACRA	<i>Achnantheidium crassum</i>	粗曲丝藻	0.02
ALAT	<i>Achnantheidium latecephalum</i>	三角帆头曲丝藻	0.02

赤水河流域各样点底栖硅藻优势种丰度组成见图2。可见上游样点以扁圆卵形藻多孔变种和变异直链藻等为主要优势种,中游样点以谷皮菱形藻等为主要优势种,下游样点以极细微曲壳藻等为主要优势种。其中,扁圆卵形藻多孔变种的平均丰度为12.60%,扎西河中其丰度高达55.03%,变异直链藻在威信县河段(CS6、CS8、CS9)丰度高达48.62%。三角帆头曲丝藻和谷皮菱形藻在支流桐梓河等多个样点相丰度均大于5%,CS11样点丰度高达18.27%。极细微曲壳藻是下游样点的主要优势种,各样点平均丰度为9.18%。

## 2.3 底栖硅藻群落多样性指数

Shannon-Wiener多样性指数为1.96~3.77,均值为2.63;Pielou均匀度指数为0.58~0.90,均值为0.72,变化趋势基本一致(图3)。上游12个采样点Shannon-Wiener多样性指数、Pielou均匀度指数均值分别为2.41、0.67,下游10个采样点的均值分别为2.79、0.72,下游高于上游,表明下游底栖硅藻群落多样性高于上游。CS26样点Shannon-Wiener多样性指数与Pielou均匀度指数得分最低,分别为1.96和0.58,该样点极细微曲壳藻相对丰度高达53.74%是指数过低的主要原因。

## 2.4 底栖硅藻群落与环境因子的关系

根据DCA分析,前4轴中梯度长度最大值为4.0,所以选择单峰模型的CCA分析环境因子与硅藻群落之间的关系。对环境因子进行蒙特卡洛置换检验,溶解氧(DO)、总氮(TN)、总溶解性氮(TDN)、总磷(TP)、可溶活性磷(SRP)和总溶解性磷(TDP)是能显著解释底栖硅藻群落变化的环境变量( $P < 0.05$ )。

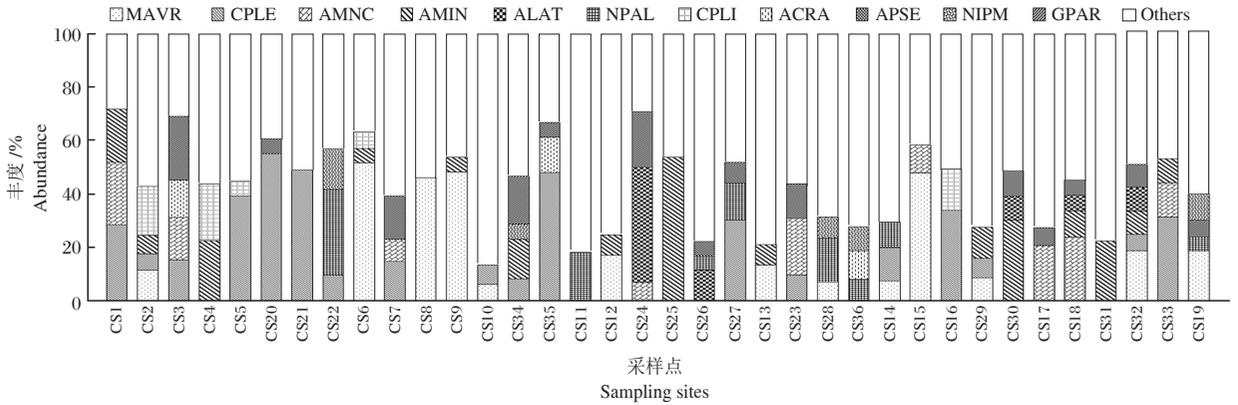


图 2 赤水河流域各样点优势物种组成占比

Fig.2 Abundance of dominant species at each sampling site in the Chishui River basin

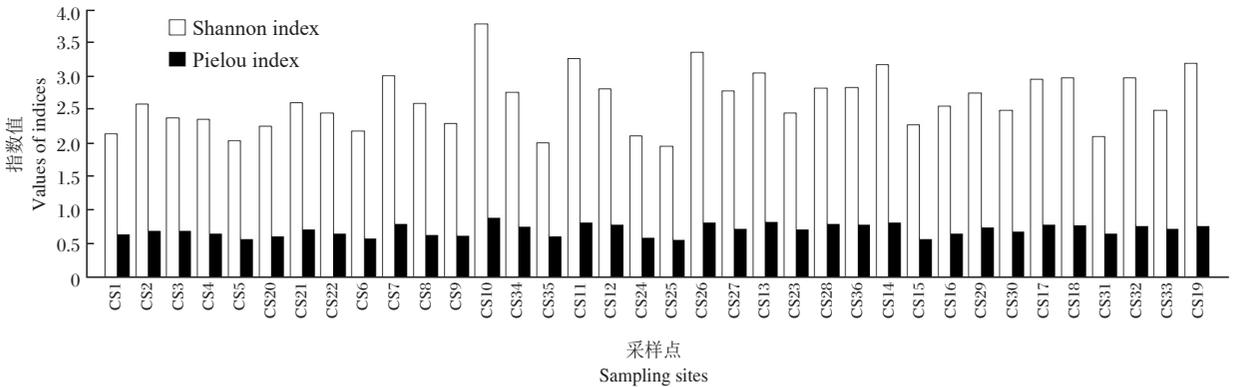


图 3 各样点香浓多样性指数和均匀度指数

Fig.3 Shannon-Wiener diversity and Pielou evenness indices of each sampling site

底栖硅藻优势种与环境因子 CCA 排序前两轴共同解释了其物种数据累计方差值的 67.2% (图 4)。SRP 和第一排序轴的典型相关系数为 0.639, 说明第一轴反应的是磷浓度梯度; TN 与第二轴呈负相关, 其典型相关系数为 0.330, 即第二轴表示氮浓度梯度; 沿着第一轴从左到右, 水体磷浓度逐渐升高, 优势种 GPAR、ACRA、CPLE 和 NPAL 相对丰度与磷浓度正相关, 随着磷浓度的升高, 有增多的趋势, 而 AMIN 则表现出相反的趋势; 优势种 MAVR、CPLI 和 NIPM 的相对丰度则随着水体氮浓度的升高而增加, ALAT、AMNC 和 APSE 则与氮浓度表现出了显著的负相关关系, 表明氮浓度是硅藻分布重要的限制因素。

### 2.5 硅藻指数评价水质状况

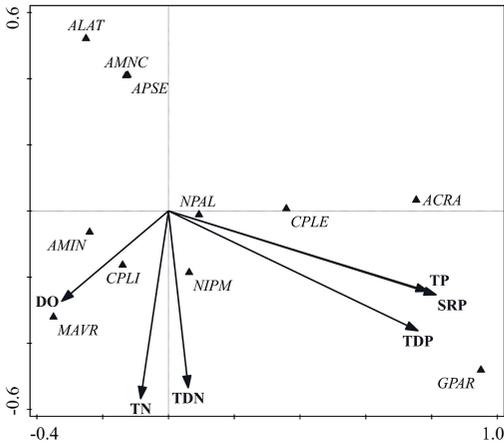
通过 TDI、CEE 硅藻指数评价赤水河流域各样点的水质状况见表 3。结果显示, 2 种硅藻指数对水质状况的评价较为一致, 只在个别样点出现差异。36 个样点中, 水质“较好”的样点 3 个, 占样点总数的 8.3%; 水质“中等”的样点 17 个, 占 47.2%; 水质“较差”的样点 12 个, 占 33.3%; 水质“极差”的样点 4 个, 占 11.1%。整体上看, 赤水河流域水质为“中等”。

## 3 讨论

### 3.1 底栖硅藻群落结构与环境因子的关系

各样点底栖硅藻优势种较多, 且优势度均不高, 表明秋季赤水河流域底栖硅藻分布较为均匀, 水生态系统结构较稳定。赤水河流域中的扁圆卵形藻多孔变种、变异直链藻和谷皮菱形藻等为优势种, 在多个样点的优势度均大于 0.02, 说明该流域水环境适合其生长。扁圆卵形藻多孔变种(李巧玉等, 2017)、变异直链藻(Kelly & Whitton, 1995)、谷皮菱形藻(Triest et al, 2012)为耐污种, 多生活在富营养的水体环境中(赵杨等, 2020)。一般认为水体的 TN 超过 0.2 mg/L、TP 超过 0.02 mg/L 时处于富营养化状态(Lin et al, 2008)。本研究发现秋季赤水河流域 TN 平均浓度为 1.4427 mg/L, TP 平均浓度为 0.0267 mg/L, 表明该流域部分支流的水体富营养化程度较高, 因而圆卵形藻多孔变种等底栖硅藻易成为优势种。

CCA 结果表明, 水体氮和磷浓度是影响赤水河流域底栖硅藻群落变化的主要环境因子, 底栖硅藻群落组成从上游至下游有明显的变化趋势。有学者



DO: 溶氧; TN: 总氮; TDN: 总溶解性氮; TP: 总磷; TDP: 总溶解性磷; SRP: 可溶性活性磷; MAVR: 变异直链藻; CPL: 扁圆卵形藻多孔变种; CPLI: 扁圆卵形藻条横变种; GP: 小型异极藻; NPAL: 谷皮菱形藻; NIPM: 细微菱形藻; AMIN: 极细微曲壳藻; AMNC: 极细微曲壳藻平庸变种; APSE: 亚显曲丝藻; ACRA: 粗曲丝藻; ALAT: 三角帆头曲丝藻

图4 底栖硅藻与环境因子CCA排序

DO: dissolved oxygen; TN: total nitrogen; TDN: total dissolved nitrogen; TP: total phosphorus; TDP: total dissolved phosphorus; SRP: soluble active phosphorus; MAVR: *Melosira varians*; CPL: *Cocconeis placentula* var. *euglypta*; CPLI: *Cocconeis placentula* var. *lineata*; GP: *Gomphonema parvulum*; NPAL: *Nitzschia palea*; NIPM: *Nitzschia perminuta*; AMIN: *Achnanthes minutissima*; AMNC: *Achnanthes minutissima* var. *inconspicua*; APSE: *Achnantheidium pseudoconspicuum*; ACRA: *Achnantheidium crassum*; ALAT: *Achnantheidium latecephalum*

Fig.4 Canonical correspondence analysis (CCA) of the benthic diatom community and environment variables

对冈曲河(Wu et al, 2009)、浑河(殷旭旺等, 2011)和古夫河(刘奕伶等, 2015)的底栖藻类群落结构进行研究, 也发现总氮或总磷是主要的影响因子, 与本研究成果类似。底栖硅藻作为河流的初级生产者(Raphael et al, 2002), 水体中氮磷浓度变化会对流域内底栖硅藻群落组成产生明显的影响(Tang et al, 2014)。本次对赤水河流域的研究时间是9月底, 处于雨季的后期, 此时赤水河流域的降水量下降, 地表径流降低, 再加上人类活动的干扰(Biggs, 2010), 河流上游样点的氮磷含量升高, 导致氮和磷成为影响赤水河流域底栖硅藻群落结构的主要环境因子。赤水河上游河段和支流的水流量小于下游河段, 再加上上游的矿产开发以及城镇发展, 中游各类小企业的兴起和城市居民增多(安艳玲等, 2014)等因素, 增加了赤水河中上游流域水体营养程度, 较高的营养水平为扁圆卵形藻多孔变种等耐污优势种提供了适宜的生长环境(韦丽丽等, 2015), 使其相对丰度在中上游样点较高。下游样点的氮磷营养水平下降, 极细微曲壳藻等清洁种的丰度提高, 成为下游的绝对优势种, 这也是秋季赤水河流域的底栖硅藻群落组成上游与下游有明显差异的原因。

3.2 硅藻指数法在赤水河流域水质评价的适用性

利用TDI和CEE硅藻指数对36个样点的水质状况进行评价, 评价结果一致的样点有33个, 2种硅藻指数评价结果虽略有差异, 但总体趋势一致, 均表现

表3 TDI和CEE硅藻指数的水质评价结果

Tab.3 Water quality evaluation based on trophic diatom index (TDI) and European Economic Community (CEE) index

样点	TDI	水质等级	CEE	水质等级	综合水质等级	样点	TDI	水质等级	CEE	水质等级	综合水质等级
CS1	15.5	II	16.6	II	II	CS19	13.5	III	12.8	III	III
CS2	12.3	III	13.5	III	III	CS20	10.6	IV	9.9	IV	IV
CS3	13.6	III	14.3	III	III	CS21	13.6	III	12.9	III	III
CS4	12.6	III	13.3	III	III	CS22	8.3	V	6.1	V	V
CS5	12.2	III	13.5	III	III	CS23	13.6	III	14.2	III	III
CS6	13.8	III	12.2	III	III	CS24	12.7	III	13.6	III	III
CS7	12.4	III	14.3	III	III	CS25	16.6	II	15.6	II	II
CS8	10.0	IV	10.5	IV	IV	CS26	10.5	IV	9.9	IV	IV
CS9	10.9	IV	11.1	IV	IV	CS27	7.4	V	8.0	V	V
CS10	10.5	IV	11.5	IV	IV	CS28	6.5	IV	7.1	IV	IV
CS11	11.9	IV	11.4	IV	IV	CS29	12.6	III	13.4	III	III
CS12	10.4	IV	10.1	IV	IV	CS30	13.4	III	14.7	III	III
CS13	13.9	III	12.6	III	III	CS31	15.7	II	17.2	I	II
CS14	7.9	V	8.4	V	V	CS32	13.4	III	14.5	III	III
CS15	9.9	IV	9.9	IV	IV	CS33	13.6	III	14.1	III	III
CS16	9.2	IV	10.5	IV	IV	CS34	9.0	IV	11.5	IV	IV
CS17	13.2	III	13.2	III	III	CS35	11.7	IV	10.7	IV	IV
CS18	15.1	II	13.3	III	III	CS36	6.9	V	7.3	V	V

注: I表示水质为“极好”; II表示“较好”; III表示“中等”; IV表示“较差”; V表示“极差”。

Note: I means the water quality is excellent; II means the water quality is much better; III means the water quality is good; IV means the water quality is poor; V means the water quality is bad.

为赤水河流域水质等级整体上为中等,下游水质优于中上游水质,这与其他学者对赤水河流域水质评价的结果一致(安艳玲等,2014,蔡宏等,2015,王军等,2018)。水质等级为极差的样点有4个,主要分布铜车河(CS22)、桐梓河(CS27)和古蔺河(CS36)等支流。赤水河流域水系中上游多山,河谷深切,山势陡峭(王忠锁等,2007),尤其是铜车河等支流,城镇多靠近河流,水系受人类活动干扰较强;此外,随着人口数量的增加,人类活动强度逐渐加大,使得赤水河中上游水系的水质健康不断恶化。下游地区地势平缓,支流增多,再加上水资源保护工作加强,水质状况得到改善。

硅藻指数可以对河流生态质量进行准确评价,是一种高效和快速的水生态健康状况评价方法(刘麟菲等,2016)。但硅藻指数的使用容易受到地域的影响,不同流域的底栖硅藻组成,因为人类活动、季节波动等因素的干扰存在差异(邓培雁等,2012)。TDI指数是常用的水体富营养化指数(Kelly,1998),主要用于评价英国河流的水体营养状态,可以很好地指示有机污染,满足河流污染监测要求(Kelly & Whitton,1995)。虽然TDI发源于英国,但早已在国内运用于评价河流水质状况,如用TDI评价东江(邓培雁等,2012)、太子河(项珍龙等,2016)、梧桐河(薛浩等,2018)等河流水质状况,证明TDI适用于我国河流的水质评价。扁圆卵形藻多孔变种等 $\beta$ -中污染性底栖硅藻在多数样点的组成比例较高,TDI可以很好地计算这些底栖硅藻的耐污值,较为准确评价赤水河流域的水质。CEE指数发源于欧盟,也叫经济群落代用指数,欧洲河流水质评价常用的硅藻指数(Descy,1991)。项珍龙等(2016)使用CEE来评价太子河水生态健康状况,证明该指数不仅仅适用于欧洲河流,也适用于中国河流。

虽然硅藻指数用于评价河流水质状况的准确性以及适用方面已经被广泛证实,但在利用硅藻指数评价水质状况时还要考虑一些其他因素。人类活动的干扰会对底栖硅藻群落结构变化造成影响,自然环境因素如季节、海拔、水流速度的变化也会对其造成影响(Feio et al,2008)。有学者从硅藻指数与常规环境因子的相关性方面来讨论硅藻指数的适用性(Bere & Tundisi,2011),建立了硅藻指数与环境因子之间的回归模型,进而准确评估水生态健康状况(Tan et al,2013)。因此,对于本研究来说,要想准确评价赤水河流域水质状况,还需要进一步修正评价标准。

## 4 小结

(1)秋季赤水河流域上游样点的TP和TN浓度明显高于下游,上游支流扎西河样点TP浓度最高。

(2)赤水河流域共鉴定底栖硅藻29属138种,扁圆卵形藻多孔变种、变异直链藻和谷皮菱形藻是上游样点的主要优势种,极细微曲壳藻是下游样点的主要优势种。

(3)水体中SRP和TN是影响赤水河底栖硅藻群落变化的主要环境因子。赤水河流域55.6%的样点水质达到了“中等”及以上,33.3%的样点水质等级为“较差”。

## 参考文献

- 蔡宏,何政伟,安艳玲,等,2015. 基于遥感和GIS的赤水河水质对流域土地利用的响应研究[J]. 长江流域资源与环境, 20(2):286-291.
- 邓培雁,雷远达,刘威,等,2012. 七项河流附着硅藻指数在长江的适用性评估[J]. 生态学报, 32(16):5014-5024.
- 李巧玉,刘瑞,向荣,等,2017. 三峡库区支流底栖硅藻功能群特征及其驱动因子分析——以汝溪河为例[J]. 湖泊科学, 29(6):1464-1472.
- 刘麟菲,徐宗学,殷旭旺,等,2016. 应用硅藻指数评价渭河流域水生态健康状况[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 52(3):317-321.
- 刘奕伶,葛继稳,李艳元,等,2015. 古夫河着生藻类优势种体积与水质因子的相关性研究[J]. 中国环境科学, 35(7):2182-2191.
- 罗进,安艳玲,吴起鑫,等,2014. 赤水河中下游冬季河水化学空间分布特征分析[J]. 地球与环境, 42(3):297-305.
- 王军,黄真理,李海英,等,2018. 基于大型无脊椎动物完整性的赤水河健康评价体系构建[J]. 中国环境监测, 34(6):69-79.
- 王忠锁,姜鲁光,黄明杰,等,2007. 赤水河流域生物多样性保护现状和对策[J]. 长江流域资源与环境, 16(2):175-175.
- 项珍龙,陈海,李晨,等,2016. 河流硅藻指数在太子河水生态健康评价中的应用研究[J]. 大连海洋大学学报, 31(4):416-425.
- 薛浩,郑丙辉,孟凡生,等,2018. 基于着生硅藻指数的梧桐河水生态健康评价[J]. 生态毒理学报, 13(4):83-90.
- 薛浩,郑丙辉,孟凡生,等,2020. 甘河着生藻类群落结构及其与环境因子的关系[J]. 生态环境学报, 29(2):118-126.
- 殷旭旺,张远,渠晓东,等,2011. 浑河水系着生藻类的群落结构与生物完整性[J]. 应用生态学报, 22(10):2732-2740.
- 赵杨,陆欣鑫,马煜,等,2020. 阿什河流域底栖硅藻群落特征及水环境健康评价[J]. 海洋与湖沼, 51(2):93-103.
- 安艳玲,蒋浩,吴起鑫,等,2014. 赤水河流域枯水期水环境质量评价研究[J]. 长江流域资源与环境, 23(10):1472-1478.

- 国家环境保护总局, 2002. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京:中国环境科学出版社.
- 胡鸿钧,李尧英,魏印心,等,1979. 中国淡水藻类[M]. 上海:上海科学技术出版社.
- 秦立,付宇文,吴起鑫,等,2019. 赤水河流域土地利用结构对氮素输出的影响[J]. 长江流域资源与环境, 28(1):175-183.
- 任晓冬,黄明杰,2009. 赤水河流域产业状况与综合流域管理策略[J]. 长江流域资源与环境, 18(2):97-103.
- 谭香,张全发,2018. 底栖硅藻应用于河流生态系统健康评价的研究进展[J]. 水生生物学报, 42(1):212-220.
- 韦丽丽,周琼,谢从新,等,2015. 新疆伊犁河周丛藻类群落结构及其水质生物学评价[J]. 水生态学杂志, 36(6):29-38.
- 杨世凡,安裕伦,王培彬等,2015. 贵州赤水河流域生态红线区划分研究[J]. 长江流域资源与环境, 24(8):1405-1411.
- 周彦锋,周游,尤洋,2017. 五里湖人工基质上着生藻类群落结构及其影响因子研究[J]. 水生态学杂志, 38(2):57-64.
- Bahls L L, 1993. Periphyton bioassessment methods for Montana streams[M]. Helena Montana: Water Quality Bureau, Department of Health and Environmental Sciences.
- Bhadrecha M, Khatri N, Tyagi S, 2016. Rapid integrated water quality evaluation of Mahisagar river using benthic macroinvertebrates[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 188(4):254-262.
- Biggs B, 2010. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems[J]. Freshwater Biology, 33(3):419-438.
- Cho G C, Dodds J, Santamarina J C, 2007. Closure to "Particle Shape Effects on Packing Density, Stiffness, and Strength: Natural and Crushed Sands" by Gye-Chun Cho, Jake Dodds, and J. Carlos Santamarina[J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 133(11):1474-1474.
- Descy J P, Coste M, 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms[J]. SIL Proceedings, 1922-2010, 24(4):2112-2116.
- Feio M J, Almeida S F P, Craveiro S C, et al, 2008. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities[J]. Ecological Indicators, 9(3):497-507.
- Kelly M G, Whitton B A, 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers[J]. Journal of Applied Phycology, 7(4):433-444.
- Kelly M G, 1998. Use of the Trophic Diatom Index to Monitor Eutrophication in Rivers[J]. Water Research, 32(1):236-242.
- Lin Y J, He Z L, Yang Y G, et al, 2008. Nitrogen versus phosphorus limitation of phytoplankton growth in Ten Mile Creek, Florida, USA[J]. Hydrobiologia, 605(1):247-258.
- Prygiel J, Leveque L, Iserentant R, 1996. A new Practical Diatom Index for the assessment of water quality in monitoring networks[J]. Revue Des Sciences De Leau, 9(1):97-113.
- Smith B, Wilson J B, 1996. A consumer's guide to evenness indices[J]. Oikos, 76(1):70-82.
- Tan X, Sheldon F, Bunn S E, et al, 2013. Using diatom indices for water quality assessment in a subtropical river, China [J]. Environmental Science & Pollution Research International, 20(6):4164-4175.
- Tang W Z, Cui J G, Shan B Q, et al, 2014. Heavy Metal Accumulation by Periphyton Is Related to Eutrophication in the Hai River Basin, Northern China[J]. PLoS ONE, 9(1):10.1371/journal.pone.0086458.
- Triest L, Lung' ayia H, Ndiritu G, et al, 2012. Epilithic diatoms as indicators in tropical African rivers (Lake Victoria catchment)[J]. Hydrobiologia, 695(1):343-360.
- Wu N C, Tang T, Qu X D, et al, 2009. Spatial distribution of benthic algae in the Gangqu River, Shangrila, China[J]. Aquatic Ecology, 43(1):37-49.

(责任编辑 万月华)

## Autumn Benthic Diatom Community Structure and Water Quality Assessment in the Chishui River Basin

XIE Chun-lin, WANG Tao, HU Jun-jie, YAN Chun-lan, PEI Guo-feng

(College of Life Sciences, South-Central University for Nationalities, Wuhan 430074, P.R. China)

**Abstract:** In this study, we investigated the characteristics of the autumn benthic diatom community in the Chishui River basin, and the diatom indices were then used to evaluate the water quality. In September 2019, the determination of water environmental factors and benthic diatom sampling were carried out at 36 representative sampling sites of the upper, middle and lower Chishui River and its tributaries. Results show that the conductivity at different sampling sites fluctuated greatly in autumn, and conductivity upstream was higher than downstream. The concentrations of total nitrogen (1.56 mg/L) and total phosphorus (0.05 mg/L) in the upstream tributaries (Zhaxi River, Tongche River and Daoliu River) were significantly higher than those in the downstream tributaries (1.23 and 0.02 mg/L). A total of 138 benthic diatom species belonging to 29 genera were identified during study period. The community structure of benthic diatoms in the Chishui River basin showed obvious spatial heterogeneity. Abundances of the dominant species *Cocconeis placentula* var. *euglypta* accounted for 18.90% of the total abundance in the upper stream, and the abundance percentage of *Melosira* variants in the section of Weixin county was above 48.62%. The dominant species in Tongzi River of the middle reaches were *Achnantheidium latecephalum* and *Nitzschia palea*, and *Achnanthes minutissima* was the primary dominant species in the downstream, with an abundance of 9.18%. The Shannon–Wiener diversity and Pielou evenness indices of the benthic diatom community in the lower reaches showed higher stability than in the middle and upper reaches. Canonical correspondence analysis (CCA) showed that the primary environmental factors affecting the benthic diatom community in Chishui River basin were soluble active phosphorus and total nitrogen. The water quality grade of the all sampling sites was evaluated based on the trophic diatom index (TDI) and European Economic Community (CEE) index and the results show that 55.6% of the total sampling sites were above medium, 33.3% of the sampling sites were poor, and 11.1% of the sampling sites were bad. In conclusion, the water quality grade of the Chishui River basin was medium.

**Key words:** benthic diatoms; diversity index; diatom index; water quality evaluation; Chishui River