DOI:10.15928/j.1674-3075.202106290214

赤水河春季浮游植物群落结构变化及其优势种生态位分析

魏 秘,朱爱民,王 瑞,胡菊香

(水利部中国科学院水工程生态研究所,水利部水工程生态效应与生态修复重点实验室,湖北 武汉 430079)

摘要:基于2011-2016年春季对赤水河4个断面浮游植物的调查,分析其群落结构变化及优势种生态位,揭示浮游植物群落变化规律、优势种的生态位分化及其环境适应性,可为赤水河浮游植物群落结构特征研究提供基础资料。结果显示,6年间在赤水河共采集到浮游植物7门、68属、233种(变种),主要为硅藻,占比超过60%;浮游植物细胞密度在(17.28~136.68)×10⁴个/L,各段面浮游植物密度年际间变化无显著差异,群落组成时间异质性较空间异质性明显,时空方差分解显示,时间变异可解释总变异的24.5%,空间变异仅解释总变异的2.0%;浮游植物多样性指数显示,2014年和2016年赤水河处于轻污或无污染状态,2011-2013年和2015年受到中度人为影响。2011-2016年春季赤水河共出现优势种31种(变种),主要为广生态位和中生态位种,生态位重叠指数在同一门类物种中最高,在不同门类物种中最小。研究表明,赤水河春季浮游植物对水生态环境的适应能力强,对水环境变化有较好的适应性。

关键词:浮游植物;优势种;生态位;群落结构;赤水河

中图分类号:Q145 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2022)05-0049-10

赤水河位于长江上游南岸,是长江上游独具特色和保护价值的河流(黄真理,2008)。作为长江一级支流,赤水河干流是长江上游珍稀特有鱼类国家级自然保护区的重要组成部分,现仍保持天然状态,其河流生态系统特性可以用来衡量当前长江上游水电梯级开发后河流受损程度,是不可多得的研究对象。赤水河水生生物调查多集中于鱼类(吴金明等,2010;林鹏程等,2014;黎良等,2015;唐瑞等,2021)和底栖动物(龚昱田等,2012;Chi et al, 2017;王军等,2018);关于水生态系统初级生产者浮游植物的调查较少(吴湘香等,2014;朱爱民等,2020)。浮游植物对水生态环境变化极为敏感,其群落结构及优势种生态位可反映水生态系统受胁迫程度。通过对赤水河春季浮游植物的多年度调查,探究其群落结构演替规律,有助于了解赤水河水生态状况。

生态位最早由Grinnel于1917年提出(张金屯,2018),常用于陆生植物的相关研究(孙会东和高赟,2014),目前也用于脊椎动物研究(Akter et al, 2021)。生态位可反映物种对其生存环境的时空分布、占有和利用程度(高原等,2019);生态位理论主要研究其宽度和重叠值,生态位宽度体现了物种利用生境内不同资源状态的能力(夏霆等,2014);生态位重叠则体现2个或2个以上生态位相似的物种生活于同一空间时分享或竞争共同资源的能力(Sagar & Wilson, 2009)。研究河流中浮游植物优势种的生态位特征,能更好地了解水生态系统中主要浮游植物的相互关系,通过分析赤水河春季浮游植物优势种生态位特征,进一步认识各浮游植物的种间关系,可为赤水河生态环境保护与管理提供参考。

1 材料与方法

1.1 赤水河概况

赤水河发源于云南省昭通市镇雄县赤水源镇,干流全长436.5 km,河源-茅台为上游,有研究表明,茅台-赤水为中游,赤水-河口为下游(朱爱民等,2020)。茅台水文站多年平均径流量为34.6亿m³,赤水水文站为81.8亿m³,流域多年平均径流量97.45亿m³,且径流量从上游至下游呈递增趋势(陈蕾等,2011)。流域上下游气候差异较大,上游气候垂直分异明显,中游日照时间短、气温低;下游气温较高,雨量充沛(王忠锁等,2007)。赤水河丰水期(6-9月)水质最好,平水期(10月至次年2月)其次;枯水期(3-5月)水质最差,总磷含量在0.02~0.11 mg/L(王中等,2017)。

收稿日期:2021-06-29 **修回日期:**2022-03-22

基金项目:水利部财政专项业务费项目水资源监测项目。

作者简介:魏秘,1995年生,男,研究实习员,主要从事水生态监测与评价工作。E-mail:mi.wei@foxmail.com

通信作者:胡菊香,1966年生,女,研究员,主要从事河湖生态研究。E-mail:hujx@ihe.ac.cn

1.2 数据来源

赤水河春季枯水期不利于河流污染物稀释和交换，水生态系统受胁迫严重，此时采样具有代表意义。于2011–2016年每年春季(3–5月)在赤水河中下游采集1次浮游植物定性和定量样品。根据河道变化和水生态环境特点，在干流上、中、下游设置4个断面(图1)，其中上游断面为茅台，距河口211.8 km；中游断面为习酒和土城，分别距河口173.2 km和127.6 km；下游断面为赤水，距河口54.0 km，分左右岸采集。

浮游植物的定量样品使用采水器直接在水中取1 L水样，用鲁哥氏液固定，定性样品用25号浮游生物网在水中将网口对水流方向捞取，使用甲醛固定。定性样品带回实验室后直接在光学显微镜下鉴定种类(胡鸿钧和魏印心，2006)，定量样品带回实验室后静置48 h，沉淀浓缩至30 mL，吸取0.1 mL样品注入0.1 mL计数框中，进行视野法计数并鉴定种类，生物量以藻类的体积公式推算得出(章宗涉和黄祥飞，1991)。

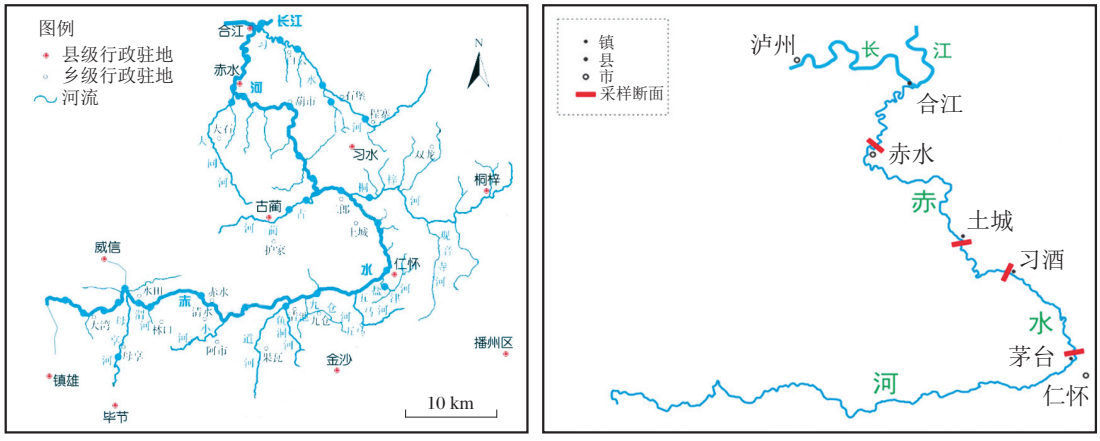


图1 赤水河流域及春季浮游植物调查断面

Fig.1 Schematic map of the Chishui River basin and locations of the spring phytoplankton survey sections

1.3 数据处理

优势度指数公式(Mcnaughton，1967)如下：

$$Y=(n_i/N)\times f_i \quad ①$$

式中：n_i为浮游植物i的细胞密度，N为浮游植物总密度，f_i为浮游植物i的出现频率，Y>0.02的种为优势种，Y>0.1的种为绝对优势种(马一明等，2021)。

浮游植物多样性运用Shannon–Wiener多样性指数(H')、Pielou均匀度指数(J)和Margalef丰富度指数(d)进行分析(Shannon, 1948；Margalef, 1958；Eberhardt, 1971)；优势种生态位宽度(B_i)采用修正后的Levins指数(Colwell & Futuyma , 1971)计算；生态位重叠指数(O_{ik})种类采用Pianka指数(Pianka, 1973)。计算公式如下：

$$H'=-\sum_{i=1}^{S}(n_i/N)\times\ln(n_i/N) \quad ②$$

$$J=H'/\log_2 S \quad ③$$

$$d=(S-1)/\ln N \quad ④$$

$$B_i=\frac{1}{r}\sum_{j=1}^{r}\left(P_{ij}\right)^2 \quad ⑤$$

$$O_{ik}=\sum_{j=1}^{r}P_{ij}P_{kj}\Big/\sqrt{\left(\sum_{j=1}^{r}P_{ij}\right)^2\left(\sum_{j=1}^{r}P_{kj}\right)^2} \quad ⑥$$

式中：n_i为第i种浮游植物的细胞密度，N为浮游植物的总密度，S为群落中的种类数，P_{ij}为物种i在第j个资源状态下的个体数占该种所有个体数的比例，r为资源状态总数，即采样点总数，k代表不同于物种i的另一种浮游植物，O_{ik}的取值范围在0~1。

使用数据分析软件PAST_4.04进行单因素方差分析、t检验和生物多样性指数计算，生态位宽度和生态位重叠指数使用R_3.6.3中的Spaa程序包(张金龙和马克平，2013)计算完成。建立表征时间变化的虚拟变量T和表征空间变化的虚拟变量S，其中T为采样年份，S为采样断面，使用R_3.6.3中的vegan包进行方差分解，可将浮游植物物种数据的总方差分解为时间和空间所能独自解释的部分以及共同解释的方差部分(博卡德, 2014；马沛明等，2016)。

2 结果与分析

2.1 群落结构

2.1.1 种类组成 2011–2016年春季在赤水河共采集浮游植物7门、68属、233种(变种)，其中硅藻门种类最多，共有141种；其他依次是绿藻门48种、蓝藻门25种、裸藻门11种、甲藻门3种、隐藻门3种、金藻门

2 种，赤水河春季浮游植物以硅藻为主，占比超过60%，金藻种类稀少。

2011–2016年春季在赤水河分别采集到浮游植物105种、105种、100种、122种、132种和133种。各年份浮游植物种类组成主要是硅藻，占比均超过43%。浮游植物种类在各年际间无显著差异（n=6, P>0.05）。

赤水河4个断面浮游植物群落的组成特点，均以硅藻占比最大，为63.29%~70.59%；其次为绿藻门，占比为14.71%~19.48%；金藻门、甲藻门和隐藻门种类较少。从总种类数来看，茅台断面的浮游植物种类数最多，其次为赤水和土城，习酒断面浮游植物种类最少，各断面种类数变化无显著差别（表1）。

表1　赤水河各段面浮游植物种类组成

Tab.1　Composition of phytoplankton species in each section of Chishui River

浮游植物	茅台		习酒		土城		赤水	
	种类	比例/%	种类	比例/%	种类	比例/%	种类	比例/%
硅藻门	100	63.29	96	70.59	105	68.18	102	65.38
绿藻门	29	18.35	20	14.71	30	19.48	26	16.67
蓝藻门	18	11.39	11	8.09	10	6.49	14	8.97
裸藻门	6	3.80	2	1.47	2	1.30	7	4.49
甲藻门	1	0.63	3	2.21	3	1.95	2	1.28
隐藻门	3	1.90	3	2.21	3	1.95	3	1.92
金藻门	1	0.63	1	0.74	1	0.65	2	1.28
合计	158	100.00	136	100.00	154	100.00	156	100.00

2.1.2　现存量变化　赤水河2011–2016年春季浮游植物平均密度在（17.28~136.68）×10⁴个/L。其中浮游植物密度2013年最高、2014年最低。由图2可看出，2011年与2012年浮游植物数量相近，2013年浮游植物密度升高，2014年浮游植物密度下降，2015年浮游植物数量有所升高，2016年浮游植物密度再次回落。浮游植物现存量在年度间无显著性差异（n=6, P>0.05）。

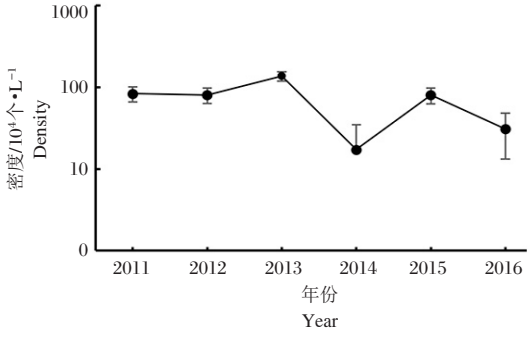


图2　2011–2016年春季赤水河浮游植物平均密度变化

Fig.2　Temporal variation of average phytoplankton density in Chishui River during spring (2011–2016)

2011–2016年春季赤水河浮游植物密度在土城断面变化最大，在赤水断面变化最小（图3）。习酒断面浮游植物密度均值最低，各采样断面浮游植物密度年际间变化差异不显著（n=4, P>0.05）。

2.1.3　时空方差分解　赤水河浮游植物群落方差主要由其他解释变量贡献，时间和空间变量对浮游植物群落数据的方差解释度不高，其中时间变量T能单独解释的方差约为24.5%，空间变量S单独解释方差约为2.0%，时间和空间变量均不能解释的部分占74.6%，时间与空间变量交互作用部分的贡献为0（图4）。

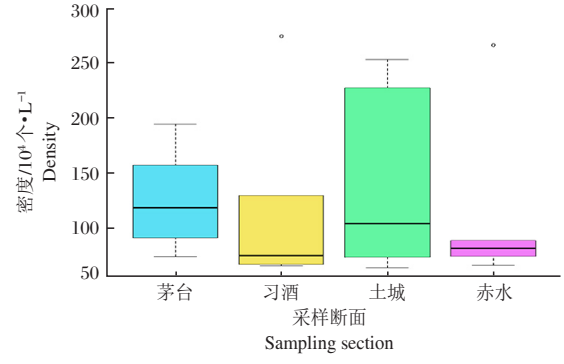


图3　2011–2016年春季各采样断面的浮游植物密度

Fig.3　Spatial variation of phytoplankton density between sampling sections in spring (2011–2016)

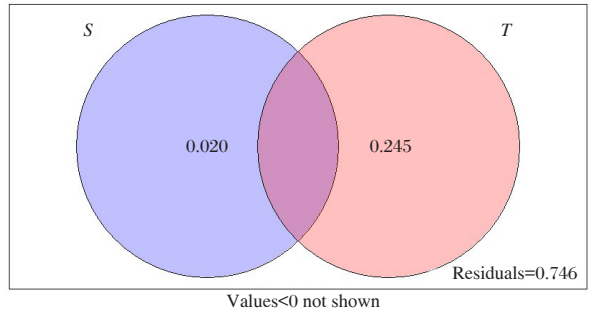


图4　时间与空间变量对浮游植物群落方差分解的贡献

Fig.4　Temporal and spatial variance as fractions of the total phytoplankton community variance

2.1.4 优势种变化 2011–2016年赤水河浮游植物优势种共有20属、31种(变种),分属5门(表2)。其中,硅藻门24种,占比77.42%;蓝藻门3种、隐藻门2种、甲藻门和绿藻门各1种。

31种优势种(变种)中,硅藻门扁圆卵形藻连续6年为赤水河优势种,变异直链藻连续5年为优势种,且在2012年、2014年和2016年为绝对优势种;小环藻连续4年为优势种;脆杆藻、尖针杆藻、曲壳藻、异极藻和隐头舟形藻均连续3年为优势种,其中曲壳藻连续3年为绝对优势种。

表2 2011–2016年春季赤水河浮游植物优势种及其优势度

Tab.2 Dominant species of phytoplankton in Chishui River during spring (2011–2016)

代码	种类	调查时间					
		2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
	硅藻门Bacillariophyta						
Ba1	扁圆卵形藻*Cocconeis placentula*	0.043	0.039	0.052	0.047	0.032	0.080
Ba2	变异直链藻*Melosira varians*		0.213	0.038	0.123	0.044	0.208
Ba3	窗格平板藻*Tabellaria fenestrate*						0.025
Ba4	脆杆藻*Fragilaria* sp.	0.075	0.036	0.056			
Ba5	短小舟形藻*Navicula exigua*				0.045		0.043
Ba6	喙头舟形藻*Navicula rhynchocephala*				0.041		
Ba7	尖针杆藻*Synedra acus*			0.024	0.028	0.021	
Ba8	颗粒直链藻极狭变种*M. granulata* var. *angustissima*					0.033	
Ba9	卵圆双壁藻*Diploneis ovalis*					0.034	
Ba10	美丽双壁藻*Diploneis puella*					0.025	
Ba11	偏凸针杆藻小头变种*Synedra vaucheriae* var. *capitellata*				0.041		0.039
Ba12	普通等片藻*Diatoma vulgare*				0.041		0.021
Ba13	曲壳藻*Achnanthes* sp.	0.198	0.185	0.112			
Ba14	双头辐节藻*Stauroneis anceps*				0.052		0.037
Ba15	弯曲真卵形藻*Eucocconeis flexella*				0.044		
Ba16	微细异极藻*Gomphonema parvulum*				0.034		
Ba17	微细异极藻近椭圆变种*Gomphonema parvulum* var. *subelliptica*						0.026
Ba18	微小桥弯藻*Cymbella minuta*		0.040				
Ba19	系带舟形藻*Navicula cincta*						0.033
Ba20	纤细桥弯藻*Cymbella gracilis*				0.048		0.023
Ba21	小环藻*Cyclotella* sp.	0.053	0.051	0.094	0.037		
Ba22	异极藻*Gomphonema* sp.	0.059	0.034	0.065			
Ba23	隐头舟形藻*Navicula crytocephala*	0.040	0.056	0.114			
Ba24	窄异极藻*Gomphonema angustatum*				0.042		0.045
	绿藻门Chlorophyta						
Ch	四尾栅藻*Scenedesmus quadricauda*				0.021		
	甲藻门Pyrrophyta						
Py	拟多甲藻*Peridiniopsis* sp.				0.023		
	隐藻门Cryptophyta						
Cr1	啮蚀隐藻*Cryptomona serosa*				0.031	0.532	
Cr2	尖尾蓝隐藻*Chroomonas acuta*	0.021		0.022			
	蓝藻门Cyanophyta						
Cy1	席藻*Phormidium* sp.	0.161					
Cy2	两栖颤藻*Oscillatoria tenuis*					0.023	0.024
Cy3	颗粒颤藻*Oscillatoria granulata*			0.058			

2.1.5　浮游植物多样性　参考有关文献（沈韫芬等，1990；黄祥飞等，1999；周广杰等，2006），基于H'和d值，2011–2016年春季赤水河4个断面基本处于中污染状态；而基于J值，赤水河各段面基本处于轻污或无污染状态（图5）。从不同年份来看，2014年和2016年春季赤水河各段面水质状况好，各段面基本处于轻或无污染状态。

水体受人为影响的程度可使用H'进行评价，且被分为4类（国家环保局，1993）：H'>3为基本没有影响，1~3为受到中度影响，0~1为受到重度影响，H'=0为受人为影响严重。由图5可见，2011年、2012年、2013年和2015年赤水河各段面$H'\in(1,3)$，表明此4个年份赤水河受到中度人为影响。

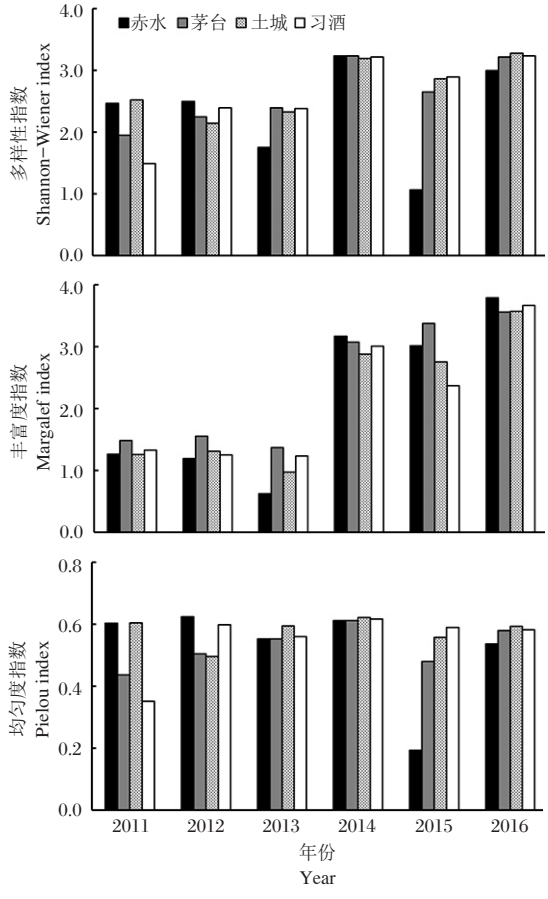


图5　2011–2016年春季赤水河浮游植物多样性变化

Fig.5　Diversity indices of phytoplankton in Chishui River during spring (2011–2016)

2.2　优势种的生态位

2.2.1　生态位宽度　2011–2016年春季赤水河优势种B_i变化范围在0.256~0.987（表3）。生态位越宽，特化程度越小，该物种更倾向于泛化种；而生态位越窄，特化程度越强，说明该种更倾向于特化种（张金屯，2018）。2011–2016年优势种B_i整体较高，各优势种生态位较宽，更倾向于泛化种。

根据生态位宽度大小，可将浮游植物优势种分为广生态位种、中生态位种和窄生态位种（梁东等，2021；刘凌等，2021；张亚洲等，2021）。本文综合划分依据，将B_i>0.700的优势种划分为广生态位种，0.300≤B_i≤0.700为中生态位种，B_i<0.300为窄生态位种。由表3可见，2011–2016年春季赤水河浮游植物主要为广生态位和中生态位种群；其中，变异直链藻生态位宽度变化最大，由2012年的窄生态位种逐渐演变为广生态种。啮蚀隐藻由2014年的中生态位种退变为2015年的窄生态位种。扁圆卵形藻、脆杆藻、曲壳藻、异极藻、隐头舟形藻和尖尾蓝隐藻在中生态位和广生态位之间变动。窗格平板藻等12种藻类生态位宽度均大于0.700，为广生态位种群，具有较强的竞争能力。

表3　2011–2016年赤水河春季浮游植物优势种生态位宽度

Tab.3　Niche breadth of dominant phytoplankton species of in Chishui River during spring (2011–2016)

优势种	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
Ba1	0.870	0.642	0.794	0.833	0.472	0.968
Ba2		0.277	0.368	0.903	0.739	0.968
Ba3						0.715
Ba4	0.833	0.482	0.775			
Ba5				0.842		0.927
Ba6				0.910		
Ba7			0.487	0.641	0.437	
Ba8					0.335	
Ba9					0.957	
Ba10					0.770	
Ba11				0.728		0.825
Ba12				0.987		0.869
Ba13	0.556	0.646	0.792			
Ba14				0.787		0.922
Ba15				0.855		
Ba16				0.889		
Ba17						0.682
Ba18		0.675				
Ba19						0.688
Ba20				0.749		0.934
Ba21	0.561	0.350	0.544	0.626		
Ba22	0.851	0.451	0.668			
Ba23	0.741	0.735	0.406			
Ba24				0.798		0.808
Ch				0.694		
Py				0.545		
Cr1				0.680	0.256	
Cr2	0.827		0.431			
Cy1	0.499					
Cy2					0.562	0.667
Cy3			0.450			

2.2.2 优势种生态位重叠 2011年春季赤水河浮游植物O_{ik}变化为0.191~0.996，其中扁圆卵形藻与异极藻O_{ik}最大，席藻与小环藻O_{ik}最小（表4）。2012年O_{ik}变化为0.609~0.995，其中曲壳藻与微小桥弯藻O_{ik}最大，变异直链藻与曲壳藻O_{ik}最小（表5）。2013年O_{ik}变化为0.056~0.979，其中小环藻与异极藻O_{ik}最大，变异直链藻与尖尾蓝隐藻O_{ik}最小（表6）。2014年O_{ik}变化为0.258~0.997，其中短小舟形藻与窄异极藻O_{ik}最大，尖针杆藻与拟多甲藻O_{ik}最小（表7）。2015年O_{ik}变化为0.160~0.988，其中扁圆卵形藻多孔变种与尖针杆藻O_{ik}最大，扁圆卵形藻多孔变种与啮蚀隐藻O_{ik}最小（表8）。2016年O_{ik}变化为0.724~0.989，其中窗格平板藻与窄异极藻O_{ik}最大，扁圆卵形藻多孔变种与两栖颤藻O_{ik}最小（表9）。

2011-2016年春季赤水河浮游植物优势种O_{ik}均较高，比较O_{ik}平均值可见：2016年（0.902）>2012年（0.852）>2014年（0.792）≈2011年（0.787）>2013年（0.610）≈2015年（0.607），O_{ik}均大于0.600。研究表明，当O_{ik}大于0.6时，种群对间重叠显著，群落内物种对水环境变化表现出较好的适应性（郑挺等，2014）。

表4 2011年赤水河春季浮游植物优势种生态位重叠指数

Tab.4 Niche overlaps of dominant phytoplankton species in Chishui River during spring, 2011

优势种	Ba1	Ba4	Cr2	Ba13	Cy1	Ba21	Ba22
Ba4	0.973						
Cr2	0.861	0.758					
Ba13	0.864	0.912	0.510				
Cy1	0.719	0.642	0.618	0.747			
Ba21	0.815	0.821	0.758	0.550	0.191		
Ba22	0.996	0.979	0.850	0.853	0.658	0.858	
Ba23	0.986	0.945	0.823	0.855	0.689	0.816	0.985

表5 2012年赤水河春季浮游植物优势种生态位重叠指数

Tab.5 Niche overlaps of dominant phytoplankton species in Chishui River during spring, 2012

优势种	Ba1	Ba2	Ba4	Ba13	Ba18	Ba21	Ba22
Ba2	0.868						
Ba4	0.904	0.957					
Ba13	0.677	0.609	0.809				
Ba18	0.740	0.680	0.861	0.995			
Ba21	0.912	0.995	0.960	0.618	0.691		
Ba22	0.917	0.983	0.984	0.713	0.777	0.990	
Ba23	0.846	0.817	0.936	0.925	0.955	0.834	0.903

表6 2013年赤水河春季浮游植物优势种生态位重叠指数

Tab.6 Niche overlaps of dominant species of phytoplankton in Chishui River during spring in 2013

优势种	Ba1	Ba2	Ba4	Cr2	Ba7	Cy3	Ba13	Ba21	Ba22
Ba2	0.696								
Ba4	0.962	0.783							
Cr2	0.422	0.056	0.261						
Ba7	0.539	0.271	0.671	0.162					
Cy3	0.817	0.217	0.758	0.259	0.624				
Ba13	0.672	0.414	0.751	0.480	0.926	0.590			
Ba21	0.954	0.573	0.860	0.349	0.343	0.851	0.451		
Ba22	0.972	0.529	0.900	0.393	0.515	0.918	0.603	0.979	
Ba23	0.894	0.432	0.795	0.248	0.344	0.911	0.387	0.978	0.964

表7 2014年赤水河春季浮游植物优势种生态位重叠指数

Tab.7 Niche overlaps of dominant phytoplankton species in Chishui River during spring, 2014

优势种	Ba1	Ba2	Ba5	Ba6	Ba7	Py	Cr1	Ba11	Ba12	Ba14	Ch	Ba15	Ba16	Ba20	Ba21
Ba2	0.974														
Ba5	0.958	0.915													
Ba6	0.764	0.851	0.808												
Ba7	0.925	0.869	0.955	0.680											
Py	0.419	0.504	0.508	0.830	0.258										
Cr1	0.626	0.717	0.568	0.812	0.342	0.859									
Ba11	0.986	0.929	0.965	0.689	0.965	0.316	0.495								
Ba12	0.936	0.972	0.935	0.942	0.850	0.667	0.768	0.887							
Ba14	0.819	0.804	0.940	0.871	0.879	0.634	0.526	0.826	0.897						
Ch	0.903	0.925	0.879	0.768	0.934	0.291	0.436	0.902	0.891	0.815					
Ba15	0.878	0.841	0.965	0.852	0.855	0.685	0.652	0.870	0.916	0.961	0.756				
Ba16	0.895	0.887	0.973	0.899	0.906	0.638	0.612	0.887	0.953	0.987	0.864	0.975			
Ba20	0.932	0.864	0.993	0.743	0.962	0.448	0.481	0.958	0.886	0.935	0.848	0.956	0.956		
Ba21	0.491	0.606	0.600	0.933	0.448	0.895	0.717	0.412	0.763	0.776	0.548	0.712	0.760	0.539	
Ba24	0.962	0.911	0.997	0.772	0.973	0.444	0.518	0.977	0.918	0.925	0.893	0.945	0.959	0.994	0.551

表 8　2015 年赤水河春季浮游植物优势种生态位重叠指数

Tab.8　Niche overlaps of dominant phytoplankton species in Chishui River during spring, 2015

优势种	Ba1	Ba2	Ba7	Ba8	Cy2	Ba9	Ba10
Ba2	0.296						
Ba7	0.988	0.310					
Ba8	0.179	0.851	0.267				
Cy2	0.945	0.374	0.943	0.222			
Ba9	0.807	0.794	0.796	0.580	0.838		
Ba10	0.945	0.537	0.918	0.306	0.952	0.939	
Cr1	0.160	0.779	0.266	0.986	0.229	0.521	0.264

3　讨论

3.1　群落结构演替及多样性与水体污染指示

2011–2016 年赤水河春季调查表明，硅藻占比最大，这与吴湘香等（2014）在 2007–2010 年的调查结果一致。赤水河各断面浮游植物密度年际变化差异不显著，表明浮游植物在赤水河的分布较为均质，这与浮游植物的时空方差分解结果一致，空间变量对浮游植物群落数据贡献小，推测其与赤水河依然处在天然状态有关。

表 9　2016 年赤水河春季浮游植物优势种生态位重叠指数

Tab.9　Niche overlaps of dominant phytoplankton species in Chishui River during spring, 2016

优势种	Ba1	Ba2	Ba3	Ba5	Cy2	Ba11	Ba12	Ba14	Ba17	Ba19	Ba20
Ba2	0.949										
Ba3	0.833	0.873									
Ba5	0.900	0.976	0.833								
Cy2	0.724	0.883	0.885	0.917							
Ba11	0.921	0.913	0.947	0.908	0.854						
Ba12	0.934	0.894	0.956	0.828	0.769	0.960					
Ba14	0.987	0.932	0.891	0.866	0.733	0.940	0.977				
Ba17	0.784	0.889	0.974	0.854	0.940	0.887	0.892	0.834			
Ba19	0.782	0.843	0.947	0.873	0.925	0.957	0.876	0.814	0.915		
Ba20	0.961	0.978	0.927	0.920	0.844	0.933	0.960	0.974	0.918	0.850	
Ba24	0.876	0.932	0.989	0.892	0.914	0.948	0.955	0.916	0.984	0.933	0.965

外界环境对水生态系统的干扰，各类指示种可能会有广泛的响应，指示种作为一种定性指标，反映了水质可能存在的污染程度（朱爱民等，2020）。变异直链藻连续 5 年为赤水河优势种，且个别年份为绝对优势种，啮蚀隐藻在 2015 年优势度高达 0.532，且为赤水断面绝对优势种，变异直链藻为 β 中污带指示种，啮蚀隐藻为 α 中污带和多污带指示种（福迪，1980），表明赤水断面 2015 年富营养化严重，且赤水河中下游曾经历由 β 中污染向 α 中污染和多污染过渡，2016 年后又逐渐恢复至中污状态。

浮游植物群落生态特征可由生物多样性指数反映。生物多样性指数不仅可以用来评价水体的污染程度，还可以从生态系统层面反映其稳定性（高世荣等，2006）。2011–2013 年以及 2015 年浮游植物 H' 和 d 平均值均为 1~3，2014 年和 2016 年平均值均大于 3，反映了赤水河中下游水体总体上在中污染与轻污或无污染之间。物种多样性指数越高，表明群落结构越复杂，稳定性越高（潘晓洁等，2014），2011–2016 年赤水河中下游各段面浮游植物 H' 平均值均大于 2，J 平均值均大于 0.5，反映了赤水河中下游浮游植物群落结构较复杂，生态系统稳定性好的时空分布特征。

3.2　优势种生态位及种群关系与环境适应性

物种所占有的空间资源、分布范围及其均匀程度可由生态位宽度反应（蒋万祥，2009）。生态位宽度的大小较好地反映了物种分布、种群生态适应性和资源利用潜能（申涵，2020）。2011–2016 年春季赤水河浮游植物优势种中有 37.50% 的藻类为广生态物种，34.37% 中生态位种，窄生态位种较少，表明赤水河中下游浮游植物优势种分布较广泛，均匀程度高，对水生态环境的适应能力和资源的利用能力强。

生态位是生物对环境适应的结果，能够反映物种应对环境变化的策略（侯朝伟等，2020）；可利用资源量较少时，生态位宽度会增加，使种群得到足够资源，可利用资源量丰富时，生态位宽度会变窄（张金屯，2018）。啮蚀隐藻由 2014 年的中生态位种退变为 2015 年的窄生态位种，其空间分布和均匀程度有所下降，在赤水断面细胞密度高达 1.68×10^6 个/L，为该断面绝对优势种，同年变异直链藻的生态位宽度也减小，表明啮蚀隐藻和变异直链藻的可利用资源量有所增加，啮蚀隐藻为典型的富营养水体指示藻类，

说明2015年赤水河中下游水体营养水平较高。变异直链藻为中-富营养型水体指示藻类(张正德等,2016),2012-2016年变异直链藻逐渐由窄生态位种演变为广生态位种,表明其可利用资源逐渐减少,赤水河营养水平有所下降,整体水质向好。

生态位宽度值较大的优势种,与其他优势种生态位重叠的机会更多(杨文焕等,2020)。Wathne等(2000)认为生态位重叠值大于0.6,表示种间生态位重叠较显著。2011-2016年春季赤水河中下游浮游植物生态位重叠指数平均值均超过0.6,表明种间生态位重叠显著。

生态位重叠指数反映了物种之间利用资源或环境适应能力的相似程度(钱逸凡等,2012)。2012年与2016年春季赤水河中下游浮游植物优势种间O_{ik}均高于0.6,主要是由于2012年与2016年的优势种几乎均为硅藻,这可能与其生活习性及营养利用有关(马一明等,2021),同一门类的浮游植物对环境的适应能力相似度更高。2011年席藻与小环藻O_{ik}最小,2013年变异直链藻与尖尾蓝隐藻O_{ik}最小,2014年尖针杆藻与拟多甲藻O_{ik}最小,2015年扁圆卵形藻与啮蚀隐藻O_{ik}最小。以上结果也表明,不同门类的浮游植物对环境的适应性及同一资源的分享程度相似性都较小。

4 结论

(1)赤水河表现出以硅藻为主的河流型藻类生态特征,各年度浮游植物种类与数量变化不显著,水体偶尔会受到中度影响,水质总体向好。

(2)赤水河浮游植物优势种对水生态环境的适应能力和资源的利用能力强,对水环境变化有较好的适应性。

(3)要详细了解赤水河浮游植物演替规律,尚需在其他季节开展调查,浮游植物与着生藻类之间的生态位分化及环境适应性还需深入探究。

参考文献

博卡德著, 2014. 数量生态学——R语言的应用[M]. 赖江山译, 北京:高等教育出版社.

陈蕾, 邱凉, 翟红娟, 2011. 赤水河流域水资源保护研究[J]. 人民长江, 42(2):67-70.

福迪, 1980. 藻类学[M]. 上海: 上海科学技术出版社.

高世荣, 潘力军, 孙凤英, 等, 2006. 用水生生物评价环境水体的污染和富营养化[J]. 环境科学与管理, 31(6):174-176.

高原, 王超, 刘乾甫, 等, 2019. 珠三角河网不同水文期浮游动物优势种及生态位[J]. 水生态学杂志, 40(6):37-44.

龚昱田, 池仕运, 常剑波, 等, 2012. 基于底栖动物指标的赤水河流域水质生物学评价[J]. 水利水电快报, 33(1):39-44.

国家环保局, 1993. 水生生物监测手册[M]. 南京:东南大学出版社.

侯朝伟, 孙西艳, 刘永亮, 等, 2020. 烟台近海浮游动物优势种空间生态位研究[J]. 生态学报, 40(16):5822-5833.

胡鸿钧, 魏印心, 2006. 中国淡水藻类:系统、生态及分类[M]. 北京:科学出版社.

黄祥飞, 陈伟民, 蔡启铭, 1999. 湖泊生态调查观测与分析[M]. 北京:中国标准出版社.

黄真理, 2008. 自由流淌的赤水河:长江上游一条独具特色和保护价值的河流[J]. 中国三峡建设(科技版),(3):10-19.

蒋万祥, 傅小城, 唐涛, 等, 2009. 香溪河水系大型底栖动物的群落结构及生态位[J]. 应用与环境生物学报, 15(3):337-341.

黎良, 袁维林, 刘飞,2015. 赤水河赤水市江段鱼类资源现状[J]. 长江流域资源与环境, 24(11):1884-1890.

梁东, 夏军, 宋进喜, 等, 2021. 基于eDNA技术的渭河浮游动物多样性及关键种生态位特征[J]. 环境科学, 42(10):4708-4716.

林鹏程, 刘飞, 高欣, 等, 2014. 鱼类生物完整性评价体系的构建及其在赤水河的应用[J]. 淡水渔业, 44(6):81-86.

刘凌, 朱良珍, 叶键, 等, 2021. 张福河浮游植物群落结构及生态位特征[J]. 水资源保护, 37(3):7-12.

马沛明, 施练东, 张俊芳,等, 2016. 浙江汤浦水库浮游植物季节演替及其影响因子分析[J]. 环境科学, 37(12): 4560-4569.

马一明, 李秋华, 潘少朴,等, 2021. 贵州高原花溪水库浮游植物优势种生态位及种间联结性动态分析[J]. 湖泊科学, 33(3):785-796.

潘晓洁, 朱爱民, 郑志伟, 等, 2014. 汉江中下游春季浮游植物群落结构特征及其影响因素[J]. 生态学杂志, 33(1):33-40.

钱逸凡, 伊力塔, 胡军飞, 等, 2012. 普陀山主要植物种生态位特征[J]. 生态学杂志, 31(3):561-568.

申涵, 2020. 寒旱区湖泊浮游植物生态位及种间联结特征分析[D]. 包头:内蒙古科技大学.

沈韫芬, 章宗涉, 龚循矩, 等, 1990. 微型生物监测新技术[M]. 北京:中国建筑工业出版社.

孙会东, 高赟, 2014. 生态位理论在临洮县生态恢复效应评价中的应用[J]. 草业科学, 31(6):1022-1027.

唐瑞, 代元兴, 刘焕章, 等, 2021. 赤水河外来鱼类尖鳉和董氏须鳅的引种溯源及生态适应性分析[J]. 动物学杂志, 56(2):214-228.

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):62-72.

王中, 陈萍, 许昌敏, 等, 2017. 赤水河流域下游水质监测及评价[J]. 热带农业科学, 37(5):87-97.

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):175−180.

吴金明, 赵海涛, 苗志国, 等, 2010. 赤水河鱼类资源的现状与保护[J]. 生物多样性, 18(2):162−172.

吴湘香, 李云峰, 沈子伟, 等,2014. 赤水河浮游植物群落结构特征及其与水环境因子的关系[J]. 中国水产科学, 21(2): 361−368.

夏霆, 陈静, 曹方意, 等, 2014. 镇江通江城市河道浮游植物优势种群生态位分析[J]. 长江流域资源与环境, 23(3):344−350.

杨文焕, 申涵, 周明利, 等, 2020. 冻融期包头南海湖浮游植物群落及优势种生态特征[J]. 湖泊科学, 32(2):450−461.

张金龙, 马克平, 2013. 种间联结和生态位重叠的计算: spaa 程序包[C]//中国生物多样性保护与研究进展 X:165−174.

张金屯, 2018. 数量生态学[M]. 3版. 北京:科学出版社.

张亚洲, 张琳琳, 印瑞,等, 2021. 浙江乐清湾浮游动物空间生态位[J]. 应用生态学报, 32(1):342−348.

张正德, 吴世萍, 许亚群, 等, 2016. 江苏横山水库浮游植物群落结构的动态变化[J]. 水生态学杂志, 37(1):53−61.

章宗涉, 黄祥飞, 1991. 淡水浮游生物研究方法[M]. 北京:科学出版社.

郑挺, 林元烧, 曹文清, 等, 2014. 北部湾北部生态系统结构与功能——浮游动物空间生态位及其分化[J]. 生态学报, 34 (13):3635−3649.

周广杰, 况琪军, 胡征宇, 等,2006. 三峡库区四条支流藻类多样性评价及“水华”防治[J]. 中国环境科学, 26(3):337−341.

朱爱民, 陈明秀, 李嗣新, 2020. 基于浮游植物的赤水河枯水期水生态状况评价[J]. 环境科学与技术, 43(S1):183−189.

Akter N S, Habiba K U, Ashraf U M, 2021. Resource partitioning and niche overlap between hoolock gibbon (Hoolock hoolock) and other frugivorous vertebrates in a tropical semi−evergreen forest[J]. Journal of Primatology, 62(2): 1−12.

Chi S Y, Gong Y T, Wang H J, et al, 2017. A pilot macroinvertebrate−based multimetric index (MMI−CS) for assessing the ecological status of the Chishui River basin, China[J]. Ecological Indicators, 83:84−95.

Colwell R K, Futuyma D J, 1971. On the measurement of Niche Breadth and Overlap[J]. Ecology, 52(4): 567−576.

Eberhardt R, 1971. An Introduction to Mathematical Ecology-by E. C. Pielou[J]. Journal of Wildlife Management, 35 (2): 405−406.

Khan ISAN, 1991. Effect of urban and industrial wastes on species diversity of the diatom community in a tropical river, Malaysia[J]. Hydrobiologia, 224(3):175−184.

Margalef D R, 1958. Information theory in ecology[J]. General Systems, 3:36−71.

Mcnaughton S J, 1967. Relationships among Functional Properties of Californian Grassland[J]. Nature, 216:168−169.

Petraitis P S, 1979. Likelihood measures of niche breadth and overlap[J]. Ecology, 60(4):703−710.

Pianka E R, 1973. The structure of lizard communities[J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 4:53−74.

Sagar T, Wilson P, 2009. Niches of common bryophytes in a semi−arid landscape[J]. The Bryologist, 112(1):1−12.

Shannon C E, 1948. A Mathematical Theory of Communication[J]. Bell Systems Technical Journal, 27(4): 623−656.

Wathne J A, Haug T, Lydersen C, 2000. Prey preference andniche overlap of ringed seals Phoca hispida and harpseals *P. groenlandica* in the Barents Sea[J]. Marine Ecology Progress Series, 194:233−239.

（责任编辑　万月华）

Spring Phytoplankton Community Structure and Niche Analysis of Dominant Species in Chishui River

WEI Mi, ZHU Ai-min, WANG Rui, HU Ju-xiang

(Key Laboratory of Ecological Impacts of Hydraulic-Projects and Restoration of Aquatic Ecosystem of Ministry of Water Resources, Institute of Hydroecology of Ministry of Water Resources and Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430079, P. R. China)

Abstract: Chishui River is an important part of the national nature reserve for rare and endemic fish in the upper Yangtze River. A better understanding of the relationships between phytoplankton species will support the conservation and management of Chishui River ecology. In this study, phytoplankton community structure and the niches of dominant species were analyzed based on spring surveys of phytoplankton in Chishui River from 2011 to 2016. Phytoplankton community changes during spring and our investigation of niche differentiation and environmental adaptation of dominant species provides basic data for characterizing phytoplankton community structure in Chishui River. Sampling of phytoplankton for quantitative and qualitative analysis was carried out each spring (March-May) at four transects on the main stem of Chishui River. During the investigation, a total of 233 phytoplankton species (variants) from 68 genera and 7 phyla were collected in Chishui River, with absolute dominance by Bacillariophyta (141 species, 60% of total species). From 2011 to 2016, the numbers of species collected each year were, respectively, 105, 105, 100, 122, 132 and 133. The range of phytoplankton density was (17.28-136.68)×10^4 cells/L and, among sampling transects, there were no significant differences in inter-annual phytoplankton density. The temporal heterogeneity of the phytoplankton community composition was more obvious than the spatial heterogeneity. Analysis of variance showed that temporal variability accounted for 24.5% of the total, while spatial variability accounted for only 2.0%. Water quality evaluation, based on phytoplankton diversity indices, indicated that Chishui River was in a light to no-pollution state in 2014 and 2016, and was moderately affected by humans during 2011-2013 and 2015. A total of 31 dominant species (variants) occurred in Chishui River in spring during 2011-2016. The dominant species of phytoplankton in Chishui River were species that primarily inhabit broad and moderate breadth niches. The average niche overlap index of dominant species was highest among species in the same category and minimum among species in different categories. Our research shows that phytoplankton in the Chishui River are strongly adaptable to the seasonal changes of the water environment that occur during spring.

Key words: phytoplankton; dominant species; ecological niche; community structure; Chishui River