

## 珠江典型河段浮游植物群落结构特征及其对水质的指示作用

陈亮东<sup>1</sup>, 詹建坡<sup>1</sup>, 王庆<sup>2,3</sup>

1. 广州市农业机械化技术推广站, 广东广州 510220
2. 暨南大学生态学系/人与自然生命共同体实验室, 广东广州 510632
3. 南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海), 广东珠海 519000

**摘要:** 浮游植物为河流生态系统的初级生产者, 其动态变化关系到渔业资源和水生态系统的稳定。分别于 2021 年枯水期(3月)、丰水期(7月)和平水期(11月)对珠江 3 个典型河段开展浮游植物群落结构调查, 利用生物多样性等指标评价水质现状, 为珠江水污染防治和水生态恢复提供技术支撑。结果显示, 浮游植物种类、密度、生物量和优势种呈现显著的时空变化 ( $P < 0.05$ )。全年共鉴定出浮游植物 187 种, 3、7 和 11 月分别鉴定出 117、98 和 77 种, 平均密度分别为  $8.6 \times 10^5$ 、 $7.2 \times 10^6$  和  $4.0 \times 10^5$  个·L<sup>-1</sup>, 生物量分别为 1.235 4、4.674 5 和 0.569 8 mg·L<sup>-1</sup>, 其中丰水期北江流溪河石角段蓝藻密度高达  $1.18 \times 10^7$  个·L<sup>-1</sup> (达到轻微蓝藻水华水平)。上游北江流溪河河段浮游植物群落结构由枯水期的绿藻型演变为丰水期的绿藻-蓝藻型, 全年以四尾栅藻 (*Scenedesmus quadricauda*)、细小平裂藻 (*Merismopedia tenuissima*) 和被甲栅藻博格变种双尾型 (*S. armatus* var. *bogleriensis* f. *bicaudatus*) 为优势种, 下游珠江河口莲花山到大虎岛段呈硅藻型到硅藻-蓝藻型的演变, 以颗粒直链藻 (*Melosira granulata*) 和细小平裂藻为优势种。Shannon 多样性指数 ( $H'$ )、Pielou 均匀度指数 ( $J'$ ) 和 Margalef 丰富度指数 ( $D$ ) 分别介于 1.58~3.05、0.51~0.84 和 1.60~3.42。基于生物多样性指数综合评价显示, 被调查的珠江 3 个典型河段水质介于轻度污染到  $\alpha$ -中污染之间, 水质仍需治理改善。

**关键词:** 浮游植物; 群落结构; 生物多样性; 水质评价; 珠江

中图分类号: S 932

文献标志码: A

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



## Community structure of phytoplankton and their indicative effect on water quality of Pearl River

CHEN Liangdong<sup>1</sup>, ZHAN Jianpo<sup>1</sup>, WANG Qing<sup>2,3</sup>

1. Station of Guangzhou Agricultural and Mechanizational Extension, Guangzhou 510220, China
2. Department of Ecology, Jinan University/Key Laboratory of Philosophy and Social Science in Guangdong Province, Guangzhou 510632, China
3. Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Zhuhai), Zhuhai 519000, China

**Abstract:** As the primary producer of river ecosystem, the dynamic changes of phytoplankton are related to the stability of fishery resources and water ecosystem. We investigated the community structure of phytoplankton in three typical sections of the Pearl River in dry season (March), wet season (July) and level season (November) in 2021, and evaluated the current situation of water quality by biodiversity and other indicators, so as to provide technical support for the Pearl River water pollution control and water ecological restoration. Results indicate that the species composition, abundance and dominant species of phytoplankton showed significant spatiotemporal changes ( $P < 0.05$ ). A total of 187 species were identified throughout the year

收稿日期: 2023-03-16; 修回日期: 2023-04-25

基金项目: 广东省基础与应用基础研究基金(2022A1515011387); 南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海)创新团队建设项目(311022011)

作者简介: 陈亮东(1988—), 男, 工程师, 硕士, 研究方向为渔业生态环境和资源保护。E-mail: 352642665@qq.com

通信作者: 王庆(1981—), 男, 副研究员, 博士, 研究方向为浮游生物生态学。E-mail: wq2010@jnu.edu.cn

(117 in March, 98 in July and 77 in November). The average cell abundance of phytoplankton was  $8.6 \times 10^5$ ,  $72.1 \times 10^5$  and  $4.0 \times 10^5$  cells·L<sup>-1</sup>, and the biomass was 1.235 4, 4.674 5 and 0.569 8 mg·L<sup>-1</sup> in March, July and November, respectively. The abundance of Cyanophyta reached  $1.18 \times 10^7$  cells·L<sup>-1</sup> (Slight cyanobacteria bloom level) in Shijiao section of the Pearl River in wet season. The phytoplankton community structure in the upper reaches of the Pearl River changed from chlorophyta type in dry season to chlorophyta-cyanobacteria type in wet season, and *Scenedesmus quadricauda*, *Merismopedia tenuissima* and *S. armatus* var. *bog-lariensis* f. *bicaudatus* were the dominant species throughout the year. In the lower reaches, the phytoplankton community structure changed from diatomic type to diatom-cyanobacteria type, with *Melosira granulata* and *M. tenuissima* as the dominant species. Shannon-Wiener index ( $H'$ ), Pielou index ( $J'$ ) and Margalef index ( $D$ ) were 1.58–3.05, 0.51–0.84 and 1.60–3.42, respectively. According to the comprehensive evaluation based on the biodiversity indexes, the water quality in the three typical reaches of the Pearl River was between mild pollution and  $\alpha$ -medium pollution, and the water quality still needs to be improved.

**Keywords:** Phytoplankton; Community structure; Biodiversity index; Water quality assessment; Pearl River

河流作为生态系统的重要组成部分,是陆地与海洋生态系统物质传递、能量流动和信息传递的枢纽,并在保持水生态系统多样性方面具有重要意义<sup>[1]</sup>。近年来,由于经济发展、水利设施建设和人类对水资源的过度利用,导致河流生态系统退化。河流生态系统保护和修复日益成为人们关注的热点,对河流进行科学有效的评价是河流保护的重要前提。浮游植物作为河流生态系统的初级生产者,其动态变化关系到渔业资源和水生态系统的稳定<sup>[2]</sup>,且其对水环境变化响应快速,比水生植物、鱼类和无脊椎动物等生物种类对水质的指示作用更灵敏<sup>[3]</sup>。Garmendia 等<sup>[4]</sup>尝试用浮游植物对江河水体富营养化等进行评价,越来越多国外研究将浮游植物引入水生态健康评价和预警指示<sup>[5-8]</sup>。伴随我国河流健康管理从水环境管理日益提升到水生态系统健康管理,浮游藻类特征评价作为水生态健康评价的重要指标得到良好应用<sup>[9]</sup>。对汉江下游基于浮游植物的江河水质评价呈中污染状态<sup>[10]</sup>,对淮河干流及主要支流的浮游植物生物指数评级和水质评价的对比研究同样表明,基于浮游生物多样性的评价和水质监测结果均为中污染水平,具有较好的互验性<sup>[11]</sup>,均表明该评价方法的有效性,但其在珠江流域的应用较少。

珠江含北江、东江和西江三大水系,作为我国径流量第二大河流,流经珠三角经济发达、人口密集的区域,由此面临生活污水、工业污染、农业面源污染等产生的水环境污染等形势更严峻<sup>[12]</sup>。以往的研究主要关注水质理化环境、水文等,涉及该水域上游及河口浮游生物的系统调查报告较少,全河段的系统调查仅有 20 世纪 80 年代和 2008 年水生生物资源本底调查<sup>[13]</sup>。本研究选取珠江流域受

水利建设、农业生产、大规模城市污水排放等人类活动影响的北江流溪河河段和珠江河口等河段,研究其枯水期、丰水期和平水期群落特征,并利用生物多样性等指标评价水质现状,以期为珠江水污染防治和水生态恢复提供技术支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 站点布设和样品采集

根据珠江水动力学特点,选取北江流溪河、东江北干流段和珠江河口段 3 个典型河段。站点设置如图 1 所示: S1 为北江流溪河街口段、S2 为北江流溪河石角段、S3 为增江北干流河段、S4 为珠江河口莲花山段、S5 为珠江河口大虎岛段。上述河



图1 珠江水域采样点分布

Fig. 1 Sampling stations in Pearl River

段不仅是重要的渔业资源水域, 也具备水域代表性: 北江流溪河 (S1 和 S2) 为北江水系重要支流, 地处超大城市广州主城区上游, 受大城市排污环境压力相对较小; 东江北干流段 (S3) 流经粤东主要农业种植区, 受农业面源污染较大; 珠江河口段 (S4 和 S5) 位于北江、西江和东江三江交汇段, 同时受地表径流和海水混合交替影响。

分别在 2021 年 3 月 (枯水期)、7 月 (丰水期) 和 11 月 (平水期) 进行样品采集。现场用水质仪、SM-5A 测深仪测定盐度和水深。在每个站点分别采集浮游植物定性和定量样品, 浮游植物样品的固定和鉴定计数均参照《水和废水监测分析方法 第四版增补版》<sup>[14]</sup> 相关规范进行, 定性样品用 25 号浮游生物网来回多次拖网采集后, 浓缩至 100 mL 聚乙烯瓶, 用 5% (体积分数) 的甲醛固定。定量样品用 5 L 有机玻璃采水器采集表、底层水样充分混合, 取 1 L 水样加 15 mL 鲁戈氏液, 静置 48 h 后虹吸上清液浓缩至 30 mL 待检。样品计数时充分混匀后移液枪量取 0.1 mL 在浮游植物计数框, 同一样品 2 次计数均值控制在 15% 以内视为有效数据。种类鉴定参考书目 [15-17]。浮游植物生物量参照 Hillebrand 等体积法计算几何近似值<sup>[18-19]</sup>。

### 1.2 数据处理和分析

根据浮游植物数据, 分别计算 Shannon-Wiener 多样性指数 ( $H'$ )、Pielou 均匀度指数 ( $J'$ )、优势度 ( $Y$ ) 和 Margalef 丰富度指数 ( $D$ ), 计算公式分别如下:

$$H' = - \sum (n_i/N) \cdot \ln(n_i/N) \quad (1)$$

$$J' = H' / \ln S \quad (2)$$

$$Y = n_i/N \cdot f_i \quad (3)$$

$$D = (S - 1) / \ln N \quad (4)$$

式中:  $n_i$  为第  $i$  种的个体数量;  $N$  为某站位总生物数量;  $S$  为某站位出现生物总种数;  $f_i$  为第  $i$  种在各站位中出现频率。

物种多样性判定依照 Shannon-Wiener 多样性指数值  $H'$ , 介于 1.6~2.5 和 2.6~3.5 分别表示较好和丰富水平<sup>[20]</sup>。藻类密度  $\leq 5.0 \times 10^5$  个·L<sup>-1</sup> 和  $5.0 \times 10^5 \sim 1.0 \times 10^6$  个·L<sup>-1</sup> 分别表示贫营养和贫-中营养水平<sup>[20]</sup>。基于多样性指数的水质评价标准参见表 1<sup>[11]</sup>。

### 1.3 统计分析

使用 IBM SPSS Statistics 23 软件对数据进行统计分析, 用 Origin 18 软件绘图。

表1 基于浮游植物多样性指数的评价标准  
Table 1 Evaluation criteria based on indexes of phytoplankton diversity

Shannon-Wiener 多样性指数 $H'$	Pielou 均匀度指数 $J'$	Margalef 丰富度指数 $D$	评价等级 Evaluation level
>4	>0.8	>5	清洁
3~4	0.5~0.8	4~5	轻度污染
2~3	0.3~0.5	3~4	$\beta$ -中污染
1~2	0.1~0.3	1~3	$\alpha$ -中污染
<1	<0.1	<1	重污染

## 2 结果

### 2.1 浮游植物组成和分布特征

调查共鉴定出浮游植物 8 大门类 187 种 (图 2), 包括硅藻门、绿藻门、蓝藻门、裸藻门、隐藻门、金藻门、甲藻门和黄藻门。3 月枯水期共鉴定出浮游植物 117 种, 其中硅藻门 63 种, 占 53.85%; 绿藻门 38 种, 占 32.48%; 蓝藻门和裸藻门等其他藻类 15 种。上游河段 S1、S2 和 S3 站点以绿藻和硅藻种类为主, 分别占 83%、70% 和 93%。河口段 S4 和 S5 以硅藻为主, 分别占 63% 和 82%。

7 月丰水期共鉴定出浮游植物 98 种, 其中绿藻门 41 种, 占 41.84%; 蓝藻门 26 种, 占 26.53%; 硅藻门 22 种, 占 22.45%; 裸藻门、甲藻门、隐藻门分别为 5、2 和 2 种。上游 S1 和 S2 以绿藻为主, 分别占 50% 和 43%; 河口段 S4 和 S5 以绿藻和硅藻为主, 分别占 83% 和 78%。

11 月平水期共鉴定出浮游植物 77 种; 其中以硅藻门为主, 有 31 种, 占 40.26%; 绿藻门 28 种, 占 36.36%; 蓝藻门 13 种, 占 16.88%; 裸藻门、隐藻门和甲藻门分别为 2、2 和 1 种。上游 S1、S2 和 S3 以绿藻和硅藻为主, 种类数分别占 78%、82% 和 73%; 下游 S4 和 S5 硅藻占比最大, 分别为 52% 和 64%。

种类数量季节分布表现为枯水期>丰水期>平水期, 空间上呈现北江流溪河河段 (S1 和 S2)>东江北干流河段 (S3)>珠江河口段 (S4 和 S5)。

### 2.2 优势种及时空分布

不同河段优势种差异明显, 北江流溪河段全年以蓝藻和绿藻种类为优势种, 东江北干流河段枯水期以颗粒直链藻 (*Melosira granulata*) 和嗜蚀隐藻

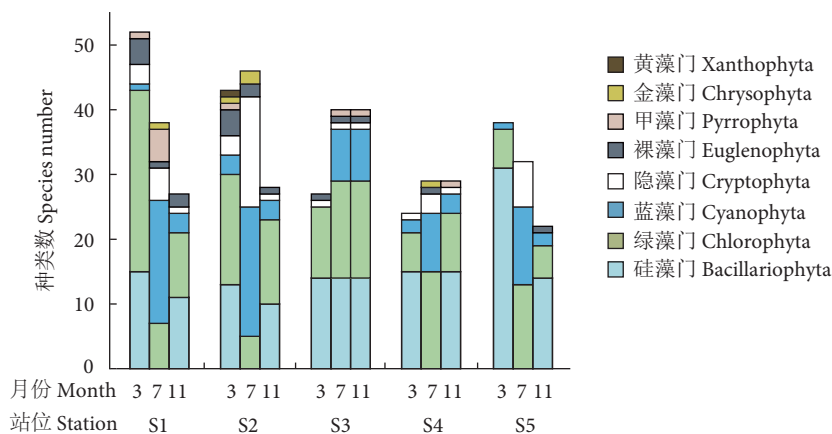


图2 珠江各河段浮游植物物种组成

Fig. 2 Phytoplankton species composition at each station of Pearl River

(*Cryptomonas erosa*) 为主要优势种。珠江河口段全年以硅藻如颗粒直链藻、颗粒直链藻极狭变种 (*M. granulata var. angustissima*) 和模糊直链藻 (*M. ambigua*) 为主要优势种, 且在丰水期和平水期

还出现细小平裂藻 (*Merismopedia tenuissima*)、湖生伪鱼腥藻 (*Pseudanabaena limnetica*) 和鱼腥藻属 (*Anabaena sp.*) 等蓝藻为共同优势种 (表 2)。

表2 珠江浮游植物优势种组成 (优势度  $Y>0.02$ ) 及分布Table 2 Composition and distribution of dominant species (Dominance  $Y>0.02$ ) of phytoplankton in Pearl River

站位 Station	3月 Mar.	7月 Jul.	11月 Nov.
北江流溪河街口段 (S1)	四尾栅藻 ( <i>Scenedesmus quadricauda</i> ) (0.24); 细小平裂藻 ( <i>Merismopedia tenuissima</i> ) (0.13); 被甲栅藻博格变种双尾变型 ( <i>S. armatus var. boglariensis f. bicaudatus</i> ) (0.07)	细小平裂藻 (0.13); 点形平裂藻 ( <i>M. punctata</i> ) (0.13); 被甲栅藻博格变种双尾变型 (0.05)	被甲栅藻博格变种双尾变型 (0.19); 四尾栅藻 (0.10); 二形栅藻 (0.05)
北江流溪河石角段 (S2)	被甲栅藻博格变种双尾变型 (0.09); 颗粒直链藻极狭变种 ( <i>Melosira granulata var. angustissima</i> ) (0.07); 四尾栅藻 (0.06)	螺旋鱼腥藻 ( <i>Anabaena spiroides</i> ) (0.06); 惠氏微囊藻 ( <i>Microcystis wesenbergii</i> ) (0.05)	四尾栅藻 (0.17); 简单颤藻 ( <i>Oscillatoria simplicissima</i> ) (0.13); 被甲栅藻博格变种双尾变型 (0.08)
东江北干流段 (S3)	颗粒直链藻 (0.18); 嗜蚀隐藻 ( <i>C. erosa</i> ) (0.12); 颗粒直链藻极狭变种 (0.08)	鱼腥藻属 (0.16); 颗粒直链藻 (0.06); 钝顶节旋藻 ( <i>Arthrospira platensis</i> ) (0.03)	鱼腥藻属 (0.05); 颗粒直链藻极狭变种 (0.05); 被甲栅藻博格变种双尾变型 (0.04)
珠江河口莲花山段 (S4)	颗粒直链藻极狭变种 (0.10); 颗粒直链藻 (0.30); 二角盘星藻纤细变种 (0.04)	颗粒直链藻 (0.28); 小环藻属 (0.23); 伪鱼腥藻属 (0.06)	顶锥十字藻 (0.09); 模糊直链藻 ( <i>M. ambigua</i> ) (0.09); 伪鱼腥藻属 (0.08)
珠江河口大虎岛段 (S5)	颗粒直链藻 (0.05); 布氏双尾藻 ( <i>Ditylum brightwellii</i> ) (0.04); 中华盒形藻 ( <i>Biddulphia sinensis</i> ) (0.03)	颗粒直链藻 (0.25); 细小平裂藻 (0.22); 湖生伪鱼腥藻 ( <i>P. limnetica</i> ) (0.16)	颗粒直链藻 (0.53); 颤藻属 (0.04); 细小隐球藻 ( <i>Aphanocapsa elachista</i> ) (0.03)

### 2.3 浮游植物密度时空分布特征

各站点浮游植物密度时空差异较大, 介于  $1.2 \times 10^5 \sim 1.8 \times 10^7$  个  $\cdot L^{-1}$  (图 3)。从季节来看, 3月枯水期细胞密度介于  $1.2 \times 10^5 \sim 3.0 \times 10^6$  个  $\cdot L^{-1}$ , 7月丰水期介于  $9.3 \times 10^5 \sim 1.8 \times 10^7$  个  $\cdot L^{-1}$ , 11月平水期介于  $2.6 \times 10^5 \sim 6.1 \times 10^5$  个  $\cdot L^{-1}$ , 最低点和最高点均出现在 S2 和 S3, 其中 S2 在 7月蓝藻密度达到轻微水华水平 ( $1.2 \times 10^7$  个  $\cdot L^{-1}$ ); 细胞密度均值丰水期 > 枯水期 > 平水期, 分别为  $7.2 \times 10^6$ 、 $8.6 \times 10^5$  和  $4.0 \times 10^5$  个  $\cdot L^{-1}$ , 差异显著 ( $P < 0.05$ )。从空间分布来

看, 各河段细胞密度平均值介于  $5.6 \times 10^5 \sim 6.4 \times 10^6$  个  $\cdot L^{-1}$ , 平均密度为  $2.8 \times 10^6$  个  $\cdot L^{-1}$ , 呈现北江流溪河段 (S1 和 S2) > 珠江河口河口段 (S4 和 S5) > 东江北干流段 (S3)。

同河段浮游植物群落结构差别较大, 且同一河段随季节变化也呈现不同动态变化 (图 4)。北江流溪河河段 (S1 和 S2) 全年为绿藻-蓝藻型, S2 在 3、7 和 11月绿藻密度占比分别为 57%、33% 和 23%, 蓝藻分别为 12%、64% 和 45%, 呈现绿藻密度占比下降, 蓝藻占比先上升后回落的趋势; 东江



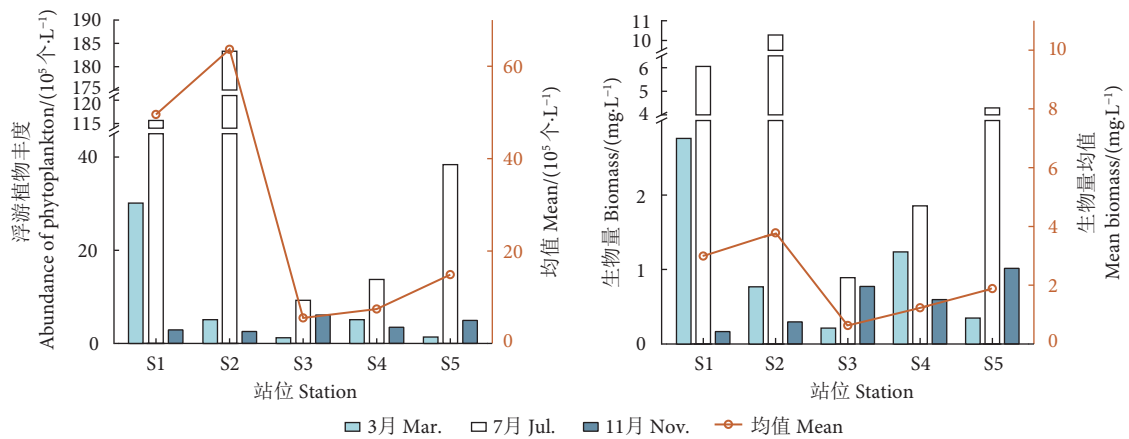


图3 珠江各站点浮游植物密度与生物量变化

Fig. 3 Abundance and biomass of phytoplankton at each station of Pearl River

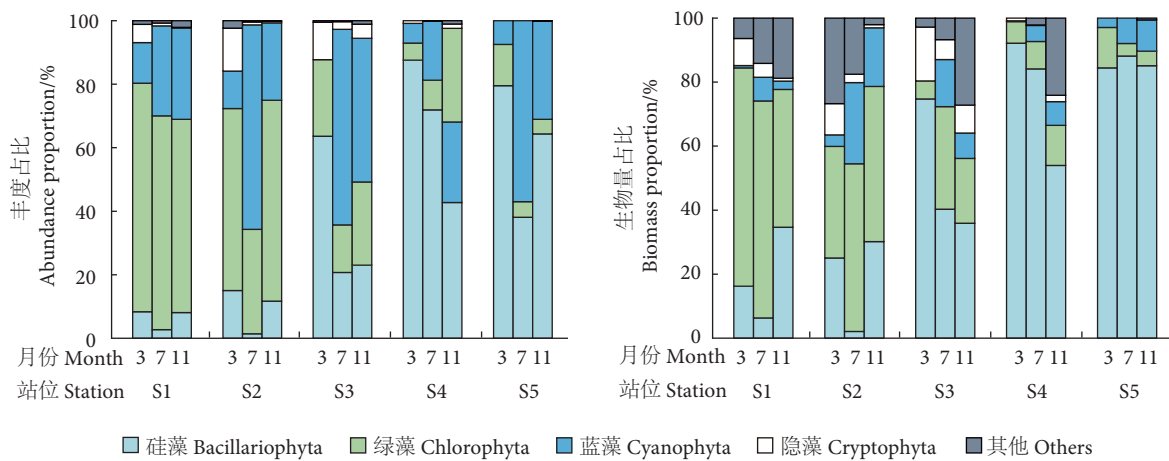


图4 珠江各站点浮游植物密度与生物量相对组成

Fig. 4 Relative contribution of phytoplankton abundance and biomass at each station of Pearl River

北干流河段 (S3) 由硅藻到硅藻-蓝藻型转变; 珠江河口段 (S4 和 S5) 全年由硅藻型到硅藻-蓝藻型转变, S5 在 3、7 和 11 月硅藻密度分别为 80%、38% 和 60%, 蓝藻分别为 7%、57% 和 31%, 呈现硅藻占比先下降后回升趋势, 蓝藻则反之。

相关分析显示: 藻类丰度和蓝藻丰度、甲藻丰度极显著正相关 ( $P < 0.01$ ,  $r = 0.911$  和  $r = 0.854$ ), 且甲藻丰度和蓝藻丰度极显著正相关 ( $P < 0.01$ ,  $r = 0.759$ ), 甲藻丰度和绿藻丰度显著正相关 ( $P < 0.05$ ,  $r = 0.637$ ); 硅藻种数和蓝藻丰度、硅藻丰度负相关 ( $P < 0.01$ ,  $r = -0.707$  和  $r = -0.795$ )。

生物量范围为  $0.1661 \sim 10.276 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 均值为  $2.1031 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (图 3)。从季节分布来看, 生物量均值丰水期 > 枯水期 > 平水期, 分别为  $4.6745$ 、 $1.2354$  和  $0.5698 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。从空间分布来看, 呈现北江流溪河段 (S1 和 S2) > 珠江河口段 (S4 和 S5) > 东江北干流段 (S3), 整体趋势和密度呈现类似的时空分布

格局。

北江流溪河段生物量 (S1 和 S2) 以绿藻为主, 占比为 34%~68%, 硅藻次之。珠江河口段 (S4 和 S5) 以硅藻为主, 占比高于 54% (图 4)。

#### 2.4 基于浮游植物的水质评价

$H'$  介于  $1.58 \sim 3.05$ , 平均值  $2.43$  (图 5)。从水域分布来看  $H'$ , 北江流溪河河段 ( $2.60$ ) > 东江北干流河段 ( $2.45$ ) > 珠江河口段 ( $2.26$ ); 基于  $H'$  进行生物多样性评价显示, 北江流溪河河段多样性为弱丰富水平, 东江北干流河段和珠江河口段为较好水平。根据藻类密度, 北江流溪河河段水质等级为贫-中营养, 东江北干流河段和珠江河口水质等级为贫营养至贫-中营养 (表 3)。

基于  $H'$  水质评价显示除 3 和 11 月个别站点外, 整体水质为  $\beta$ -中污染水平; 基于  $J'$  的水质评价显示为轻污染水平; 基于  $D$  水质评价, 除 3 月个别站点为  $\beta$ -中污染水平外, 整体水质为  $\alpha$ -中污染水平。

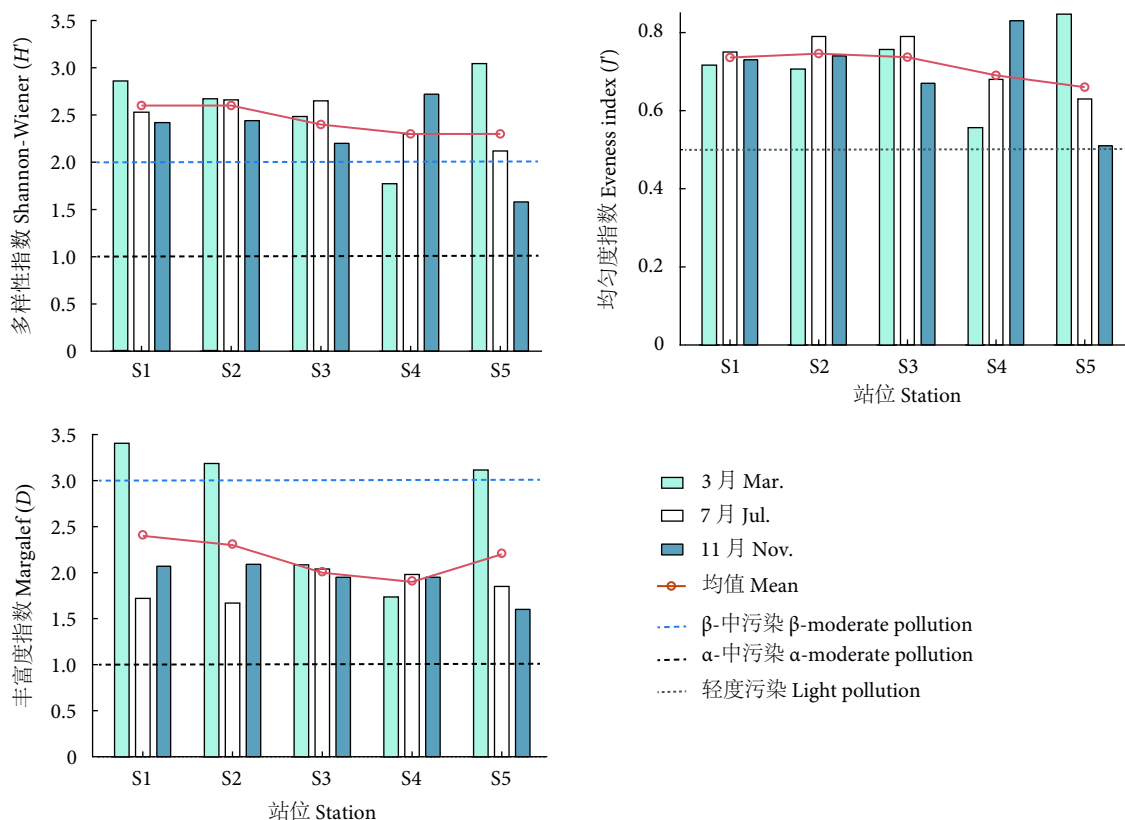


图5 珠江各河段生物指数及基于生物多样性指数的水质评价

Fig. 5 Biological indices and water quality assessment based on biodiversity indices at each station of Pearl River

表3 基于浮游植物的珠江水质评价

Table 3 Water quality assessment based on phytoplankton in Pearl River

站位 Station	Shannon-Wiener 指数 $H'$	藻类密度 Algae density	Shannon-Wiener 指数 $H'$	Pielou 指数 $J'$	Margalef 指数 $D$
S1	丰富水平	贫-中营养	$\beta$ -中污染	轻度污染	$\alpha$ -中污染
S2	丰富水平	贫-中营养	$\beta$ -中污染	轻度污染	$\alpha$ -中污染
S3	较好水平	贫营养	$\beta$ -中污染	轻度污染	$\alpha$ -中污染
S4	较好水平	贫营养	$\beta$ -中污染	轻度污染	$\alpha$ -中污染
S5	较好水平	贫-中营养	$\beta$ -中污染	轻度污染	$\alpha$ -中污染

### 3 讨论

#### 3.1 珠江典型河段浮游植物种类组成

本次调查显示珠江水域北江流溪河、东北干流和珠江河口 3 个不同河段浮游植物种类组成丰富,以硅藻和绿藻为主要类群,蓝藻和裸藻等其他附属藻类次之,与珠江口河网 2012 年的调查结果类似<sup>[12]</sup>,也符合国外大型河流水域的浮游植物分布模式<sup>[21-23]</sup>,呈上游北江流溪河段、东北干流段高于珠江河口段的趋势。北江流溪河和东北干流为四尾栅藻 (*S. quadricauda*) 和被甲栅藻博格变种双尾变型 (*S. armatus* var. *bogleriensis* f. *bicaudatus*) 为主的淡水种,可能与北江流溪河河段位于淡水区

间,水体稳定免受海水潮汐冲击带来的盐度等波动有关,浮游植物群落结构更稳定。现场盐度监测显示莲花山水道至大虎岛段为咸淡水交汇区,地表径流的冲刷作用影响了浮游生物稳定性<sup>[24]</sup>,叠加河口潮汐作用,种类更替频繁,导致种类数相对上游流溪河河段较少。此外,珠江河口莲花山至大虎岛河段调查发现,丰水期种类数较 2015 年对该水域的调查<sup>[25]</sup> 种类增多,平水期种类基本持平,且硅藻占比较 2015 年调查结果呈明显上升趋势。

#### 3.2 珠江典型河段浮游植物优势种特征

珠江水域各河段浮游植物呈现以少数优势种为主,伴生大量其他零星分布种的特征,符合浮游植

物结构的一般特征<sup>[26]</sup>。不同河段浮游植物结构呈现不同特征, 优势种也随着河段和季节不同差异较大。北江流溪河河段由枯水期的绿藻-硅藻型演变为丰水期的蓝藻-绿藻型, 与珠江西江河段的调查呈类似的群落结构特征<sup>[27]</sup>。主要影响因素可能有: 盐度和水体流动性是影响浮游植物群落的重要环境因子, 四尾栅藻和被甲栅藻博格变种双尾变型等绿藻在流动性低的淡水水体中占优, 而硅藻由于硅质硬壳在流动水体竞争中成为优势种。此外, 藻类最适生长温度也存在差异, 25~35 °C 最适合细小平裂藻和螺旋鱼腥藻等蓝藻生长。上游北江流溪河河段这种由丰水期蓝藻型到枯水期绿藻型的季节性演变模式, 和 2007 年赵俊等<sup>[13]</sup> 对该流域的调查趋势类似。东江北干流段呈现硅藻-蓝藻型特征, 全年以颗粒直链藻和嗜蚀隐藻富营养化藻为优势种。和以往夏季对该河段调查研究以隐藻属、颤藻属、直链藻属等富营养化指示种为优势种的结果类似<sup>[28-29]</sup>。

珠江河口莲花山至大虎岛河段浮游植物群落结构呈现明显的季节特征, 全年以颗粒直链藻等硅藻为主要优势种, 且在丰水期优势度更大。可能该藻对珠江口适应性更好, 珠江口水域水温适宜、必要的水体扰动为颗粒直链藻提供了良好的生长环境, 且该藻对咸淡水有较好的适应性<sup>[30]</sup>, 面对富营养化水体中浮游植物对光照的激烈竞争<sup>[31]</sup>, 颗粒直链藻细胞富含叶绿素<sup>[32]</sup>, 对低光强水体具有良好的耐受性, 促使该种类成为该水域全年本底优势种。

珠江口河段浮游植物按群落结构特征可分为河口类、近岸类等类群<sup>[33]</sup>。由于珠江口径流和海水潮汐交互影响, 营养盐丰富, 盐度跨度和波动较大, 有利于不同类群浮游藻类繁殖生长, 以致种类跨度较大: 枯水期以颗粒直链藻等广温广盐种为主, 演变为丰水期以颗粒直链藻、细小平裂藻和湖生伪鱼腥藻属等广温广盐种及淡水种为主, 这种淡水种和河口种交替演化模式, 不仅与河口水域不同季节的温盐环境相适应, 也基本符合藻类分布 PEG (Plankton ecology group) 模型, 即冬春季硅藻占优, 夏季蓝藻、绿藻占优, 随后硅藻优势度占比上升<sup>[34]</sup>。

此外, 参考有关藻类指示性的判断标准<sup>[35]</sup>, 作为富营养化指示种的四尾栅藻、被甲栅藻博格变种双尾变型、细小平裂藻和湖生伪鱼腥藻属为被调查河段优势种, 上述藻经常在相对静止封闭的湖库

和养殖池塘出现<sup>[36]</sup>, 在河流调查中报道较少, 表明所调查珠江水域均存在富营养化趋势。这与此次调查河段毗邻的万顷沙河网水系的假鱼腥藻、颤藻和小球藻等富营养化种为优势种<sup>[37]</sup> 相互印证, 还说明该水域富营养化藻类分布有扩大趋势。

### 3.3 珠江典型河段浮游植物密度、生物量分布和蓝藻水华

藻类密度和生物量呈丰水期>平水期>枯水期的季节分布特征, 即丰水期藻类丰度和生物量最高。珠江地处亚热带, 受季节影响水温冬暖夏热, 且丰水期汇集大量营养盐和上游藻种, 为蓝绿藻等爆发提供条件。调查的珠江典型河段和该流域不同河段调查结果横向比较, 浮游植物丰度为  $2.8 \times 10^6$  个·L<sup>-1</sup>, 明显低于珠江口水域万顷沙河网水系<sup>[37]</sup>, 相较于国内其他江河流域的调查报道<sup>[29]</sup>, 浮游植物密度处于较高水平。

流溪河街口段在丰水期不仅蓝藻和隐藻种类多, 蓝藻密度更是达到  $1.2 \times 10^7$  个·L<sup>-1</sup>, 按 DB 44/T 2261—2020 《水华程度分级与监测技术规程》, 达到蓝藻轻度水华标准, 在富营养化情况下蓝藻水华易产生蓝藻毒素而潜在危害水质和水生生物安全<sup>[38-39]</sup>。相对于国内河流关于水华的报道<sup>[40-41]</sup>, 珠江水系北江流溪河段罕见水华的相关报道, 需进一步关注水华爆发风险。湖库水华主要限制因子多为营养盐、温度和光照, 而流水水华主要和水文情势密切相关<sup>[41]</sup>。罗晓佼等<sup>[42]</sup> 对三峡库区澎溪河河段水华发生机制的探讨发现, 水流缓慢和水温垂直分层是江河蓝藻水华产生的必要条件<sup>[43]</sup>。本次水华发生在李溪坝上侧, 上游有 14 座小型水电站、9 座拦河坝, 水流经多次截留致水体滞留时间长, 丰水期丰富的氮 (N)、磷 (P) 营养盐尤其是磷盐的提升<sup>[44]</sup>, 叠加 28~30 °C 蓝藻适宜的水温<sup>[38]</sup>, 为蓝藻水华爆发提供了条件, 详细机制需进一步研究。建议北江上游李溪坝等受人工坝拦截水面增加开闸放水频次, 减少水体滞留时间, 降低水华发生风险。

### 3.4 浮游植物多样性及水质评价

全年调查周期内, 珠江水域从上游河段到珠江口河口, 无论浮游植物种类数, 还是 *H'* 值均呈现上游向下游递减的格局。对珠江河段多年水质监测数据表明上游淡水河段盐度稳定, 且上游河段 N、P 等营养盐浓度明显低于下游<sup>[29,44]</sup>。北江上游流溪河段地处特大型城市广州主城区上游, 受人类活动和水体资源利用等人为扰动较少, 水质更好, 浮游

植物结构更稳定,生物多样性更高。基于  $H'$  水质评价显示调查河段整体为  $\beta$ -中污染,基于  $J'$  的水质评价显示为轻污染,基于  $D$  水质评价整体为  $\alpha$ -中污染。且水域全年优势种以细小平裂藻、螺旋鱼腥藻和颤藻属等富营养化指示种为主,综上表明该河段水质整体处于轻污染-中污染水平,和该流域的水质监测结果相互印证<sup>[29,44]</sup>,表明该流域水质状况一般,河流环境受到污染,河流生态系统较为脆弱,受调查珠江河段水质仍受污染,需进一步治理改善。

和国内其他河流的浮游植物结构对比发现(表 4),所调查的珠江水域河段浮游植物种数和密度均处于中等水平,对应的水质评价为轻度到  $\alpha$ -中污染。结合广东省生态环境厅公布的 2021 年 4、7 和 10 月底河口近海水质数据<sup>[45]</sup>(和本文 S4 和

S5 站点监测时间和空间基本吻合),水质监测显示为劣四类水(6 项检测指标按照 GB 3097—1997《海水水质标准》,无机氮、活性磷酸盐、pH 等超标);参照广东省环境厅公布的江河月度水质数据<sup>[46]</sup>,按 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》,珠江河口大虎岛段(S5)因溶解氧超标水质介于 III—V 类水,说明无论按照海水或淡水水质标准,可判定该河段为中污染状态,亦说明生物指数评价结果和水理化指标较一致,表明不同评价方法间具有一定的互验性<sup>[11]</sup>。该结果和国内淮河干流及主要支流的藻类生物指数评级和水质评价结果类似,说明对被调查珠江河段的基于浮游植物生物指数评价指标具有一定的可行性和稳定性,可扩展到本流域其他河段的应用评估以进一步建立评价数据库和构建评价体系。

表 4 基于浮游植物群落结构的河流水质评价

Table 4 Water quality assessment of rivers based on phytoplankton community structure

序号 No.	河段 Stream segment	研究年份 Survey year	种(属)数 Number of species (Genera)	密度 Density/(10 <sup>4</sup> 个·L <sup>-1</sup> )	生物评价等级 Evaluation level	文献 Reference
1	黄河干流	2019	350 种	7.90~1 037.28	轻度污染-中度污染	[47]
2	黑河张掖段	2017	316 种	0.92~116.67	轻度-中轻度污染	[48]
3	渭河陕西段	2017—2018	69 种	84.9~3 868.3	轻度污染-中度污染	[49]
4	汉江下游	2019	110 种	平均 936	中度污染	[10]
5	东江干流	2010	83 种	0.51~366.04	轻度污染-中度污染	[28]
6	汾河中下游	2012	298 种	29 900~39 300	中污染至重污染	[50]
7	淮河干流及主要支流	2015	153 种	0.19~1 318.00	中等污染,部分点位重污染	[11]
8	太湖主要河口	2018—2019	119 种	1 200~8 550	健康状况较差	[51]
9	白洋淀流域府河	2020	111 种	780~2 814	轻度-中度污染	[20]
10	赣江中下游	2019	53 种(属)	11.0~468.7	中度至重度污染	[52]
11	沱江	2013	56 种	100~2 300	中-富营养状态	[53]
12	珠江水域广州段	2021	187 种	12.0~183.3	轻度至 $\alpha$ -中污染	本文

此外,说明珠江水域河段水质状况仍需进一步改善,建议继续按照流域治理规划开展水污染治理专项、贯彻落实河(湖)长制、加强防治工农业水污染以及珠三角典型水体综合治理方面继续发力。建议采取以下措施:1) 拓展污水处理设施。完善污水处理设施和使用效率,减少废水排放;2) 加强工业、农业等污染治理。严格控制工业废水排放和农业面源污染,在河流域发展绿色循环农业模式,控制化肥使用,减少对水体的污染;3) 加强生态修复治理。加强河流管理,在流经城市人口密

集区域的支流河涌实施水生态修复工程。通过合理维持鱼类、底栖生物和高等水生植物等生物类群,改善河流水环境,提升河道自净能力和系统稳定性,持续改善珠江水质。

#### 4 小结

1) 枯水期、丰水期和平水期在珠江水域分别发现浮游植物 117、98 和 77 种,全年 187 种,隶属 8 大门类,种类分布随季节变化较大。

2) 浮游植物优势种呈现不同时空特征,北江



流溪河段呈绿藻型到绿藻-蓝藻型演变, 东江北干流河段呈硅藻到硅藻-蓝藻型演变, 珠江河口段呈硅藻型到硅藻-蓝藻型演变, 直链藻及其变种为主要优势种。四尾栅藻、细小平裂藻、湖生伪鱼腥藻和鱼腥藻属等富营养指示种为优势种, 在丰水期该河段有富营养化及蓝藻化趋势。

3) 浮游植物丰度呈上游到下游河口下降趋势, 藻类细胞密度介于  $5.6 \times 10^5 \sim 6.4 \times 10^6$  个·L<sup>-1</sup>, 生物量介于 0.166 1~10.276 mg·L<sup>-1</sup>。从河段来看, 北江流溪河河段浮游植物密度和生物量最高, 珠江河口段次之, 东江北干流河段最低。且北江流溪河石角段在丰水期蓝藻密度达轻微水华水平, 需关注潜在蓝藻水华风险并探明其发生机制。

(4)  $H'$ 、 $J'$ 和 $D$ 分别介于 1.58~3.05、0.51~0.84 和 1.60~3.42。基于  $H'$ 、 $J'$ 和 $D$  评价显示, 珠江 3 个典型河段水质介于轻度污染到  $\alpha$ -中污染, 表明珠江河段水质仍受到污染。

#### 参考文献:

- [1] 胡金, 万云, 洪涛, 等. 基于河流物理化学和生物指数的沙颍河流域水生生态健康评价 [J]. 应用与环境生物学报, 2015, 21(5): 783-790.
- [2] LEPISTO L, HOLOPAINEN L L, VUORISTO H. Type-specific and indicator taxa of phytoplankton as a quality criterion for assessing the ecological status of Finnish boreal lakes[J]. Limnol, 2004, 34(3): 236-248.
- [3] HERING D, JOHNSON R K, KRAMM S, et al. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress[J]. Freshw Biol, 2006, 51: 1757-1785.
- [4] GARMENDIA M, REVILLA M, BALD J, et al. Phytoplankton communities and biomass size structure (fractionated chlorophyll "a"), along trophic gradients of the Basque coast (northern Spain)[J]. Biogeochemistry, 2011, 106: 243-263.
- [5] ABONYI A, LEITAO M, LANCON A M, et al. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France)[J]. Hydrobiologia, 2012, 698(1): 233-249.
- [6] STANKOVI C I, VLAHOVI C T, GLIGORA U, et al. Phytoplankton functional and morpho-functional approach in large floodplain rivers[J]. Hydrobiologia, 2012, 698(1): 217-231.
- [7] OBERHOLSTER P J, BOTH A M, CLOETE T E. Using a battery of bioassays, benthic phytoplankton and the AUSRIVAS method to monitor long-term coal tar contaminated sediment in the cache la Poudre River, Colorado[J]. Water Res, 2005, 39(20): 4913-4924.
- [8] BORICS G, VARBIRO G, GRIGORSZKY I, et al. A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers[J]. Arch Hydrobiol Suppl, 2007, 17(3/4): 465-486.
- [9] 谭香, 夏小玲, 程晓莉, 等. 丹江口水库浮游植物群落时空动态及其多样性指数 [J]. 环境科学, 2011, 32(10): 2875-2882.
- [10] 余业鑫, 李艳, 向罗京, 等. 汉江下游干支流浮游植物群落特征及其对水质的指示评价 [J]. 中国环境监测, 2022, 38(1): 124-135.
- [11] 邱阳凌, 林育青, 刘俊杰, 等. 淮河干流及主要支流夏季浮游植物群落生物多样性评价 [J]. 环境科学学报, 2018, 38(4): 1665-1672.
- [12] 王超, 李新辉, 赖子尼, 等. 珠三角河网浮游植物生物量的时空特征 [J]. 生态学报, 2013, 33(18): 5835-5847.
- [13] 赵俊, 易祖盛, 周叶先, 等. 广州市水生动植物本底资源 [M]. 北京: 科学出版社, 2010: 28-53.
- [14] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法 第四版增补版 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 701-707.
- [15] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类: 系统、分类及生态 [M]. 北京: 科学出版社, 2006: 300-899.
- [16] 齐雨藻. 中国淡水藻志 第四卷 硅藻门 中心纲 [M]. 北京: 科学出版社, 1995: 5-89.
- [17] 周凤霞, 陈剑虹. 淡水微型生物图谱 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2010: 53-178.
- [18] 章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法 [M]. 北京: 科学出版社, 1991: 339-345.
- [19] HILLEBRAND H, DÜRSELEN C D, KIRSCHTEL D, et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae[J]. J Phycol, 1999, 35(2): 403-424.
- [20] 张仲伟, 陈思宝, 汪家鑫, 等. 白洋淀流域府河夏季浮游植物的群落结构及其对水质的指示 [J]. 河北大学学报(自然科学版), 2022, 42(1): 67-74.
- [21] UNNI K S, PAWAR S. The phytoplankton along a pollution gradient in the river Mahanadi (M. P. state) India: a multivariate approach[J]. Hydrobiologia, 2000, 430(1/2/3): 87-96.
- [22] O'FARRELL I, LOMBARDO R J, DEPINTO P T. The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays[J]. Environ Pollut, 2002, 120(2): 207-218.
- [23] DESCY J P, LEITAO M, EVERBECQ E, et al. Phytoplankton of the River Loire, France: a biodiversity and modelling study[J]. J Plankton Res, 2012, 34(2): 120-135.
- [24] WU Z S, HE H, CAI Y J, et al. Spatial distribution of chlorophyll a and its relationship with the environment during summer in Lake Poyang: a Yangtze-connected Lake[J]. Hydrobiologia, 2014, 732(1): 61-70.
- [25] 徐姗楠, 杨玉滔, 粟丽, 等. 珠江口南沙海域浮游植物群落结构特征 [J]. 南方水产科学, 2017, 13(4): 26-33.
- [26] KAMENER Y, DUBINSKY Z, ZOHARY T. Phytoplankton size structure stability in a meso-eutrophic subtropical lake[J]. Hydrobiologia, 2004, 520: 89-104.
- [27] 王超, 赖子尼, 李新辉, 等. 西江下游浮游植物群落周年变化模

- 式[J]. 生态学报, 2013, 33(14): 4398-4408.
- [28] 王珊, 于明, 刘全儒, 等. 东江干流浮游植物的物种组成及多样性分析[J]. 资源科学, 2013, 35(3): 473-480.
- [29] 江源, 王博, 杨浩春, 等. 东江干流浮游植物群落结构特征及与水质的关系[J]. 生态环境学报, 2011, 20(11): 1700-1705.
- [30] WANG C, LI X H, LAI Z N, et al. Seasonal variations of *Aulacoseira granulata* population abundance in the Pearl River Estuary[J]. Estuar Coast Shelf Sci, 2009, 85(4): 585-592.
- [31] BRAUER V S, STOMP M, HUISMAN J. The nutrient-load hypothesis: patterns of resource limitation and community structure driven by competition for nutrients and light[J]. Am Nat, 2012, 179(6): 721-740.
- [32] STOERMER E F, KREIS R G, SICKO G L. A systematic, quantitative, and ecological comparison of *Melosira islandica* O. Müll. with *M. granulata* (Ehr.) Ralfs from the Laurentian Great Lakes[J]. J Great Lakes Res, 1981, 7(4): 345-356.
- [33] 戴明, 李纯厚, 贾晓平, 等. 珠江口近海浮游植物生态特征研究[J]. 应用生态学报, 2004, 15(8): 1389-1394.
- [34] SOMMER U, GLIWICZ Z M, LAMPERT W, et al. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters[J]. Hydrobiologie, 1986, 106(4): 433-471.
- [35] 福迪 B. 藻类学 [M]. 罗迪安, 译. 上海: 上海科学技术出版社, 1980: 127-239.
- [36] 孙育平, 王晓辉, 胡韧, 等. 南亚热带高产渔业水库——显岗水库敞水区浮游植物群落结构的季节变化特征[J]. 应用与环境生物学报, 2010, 16(2): 228-234.
- [37] 任辉, 田恬, 杨宇峰, 等. 珠江口南沙河涌浮游植物群落结构时空变化及其与环境因子的关系[J]. 生态学报, 2017, 37(22): 7729-7740.
- [38] 钱志萍, 李卓远, 李燕均, 等. 温度、光照及藻细胞密度对3种水华蓝藻生长及竞争的影响[J]. 上海师范大学学报(自然科学版), 2020, 49(1): 18-23.
- [39] 李建, 尹炜, 贾海燕, 等. 汉江中下游硅藻水华研究进展与展望[J]. 水生态学杂志, 2021, 41(5): 136-144.
- [40] 宋挺, 张军毅, 李旭文, 等. 黄色的蓝藻水华[J]. 湖泊科学, 2022, 34(4): 1384-1391.
- [41] 夏瑞, 张远, 王璐, 等. 汉江下游河流型水华暴发的多影响要素特征识别[J]. 环境科学研究, 2020(4): 911-920.
- [42] 罗晓佼, 张研, 黄伟, 等. 三峡库区澎溪河河段间水华程度差异及其机制[J]. 环境科学, 2023, 44(1): 282-292.
- [43] BORMANS M, MAIER H, BURCH M, et al. Temperature stratification in the lower River Murray, Australia: implication for cyanobacterial bloom development[J]. Mar Freshw Res, 1997, 48(7): 647-654.
- [44] 卓泉龙, 林罗敏, 王进, 等. 广州流溪河氮磷浓度的季节变化和空间分布特征[J]. 生态学杂志, 2018, 37(10): 3100-3109.
- [45] 广东省生态环境厅. 2021年广东省近岸海域水质监测信息: 环境质量与监测, 江河水质质量 [EB/OL]. (2023-03-25) [2023-05-28]. [http://gdee.gd.gov.cn/jhszl/content/post\\_3893822.html](http://gdee.gd.gov.cn/jhszl/content/post_3893822.html).
- [46] 广东省生态环境厅. 2021年广东省近岸海域水质监测信息: 环境质量与监测, 江河水质质量 [EB/OL]. (2023-03-25) [2023-05-28]. [http://gdee.gd.gov.cn/jhszl/content/post\\_3349098.html](http://gdee.gd.gov.cn/jhszl/content/post_3349098.html).
- [47] 丁一桐, 潘保柱, 赵耿楠, 等. 黄河干流全河段浮游植物群落特征与水质生物评价[J]. 中国环境科学, 2021, 41(2): 891-901.
- [48] 杨宋琪, 祖廷勋, 王怀斌, 等. 黑河张掖段浮游植物群落结构及其与环境因子的关系[J]. 湖泊科学, 2019, 31(1): 159-170.
- [49] 白海锋, 王怡睿, 宋进喜, 等. 渭河陕西段浮游植物群落结构时空变化与影响因子分析[J]. 环境科学学报, 2021, 41(8): 3290-3301.
- [50] 王爱爱, 冯佳, 谢树莲. 汾河中下游浮游藻类群落特征及水质分析[J]. 环境科学, 2014, 35(3): 915-923.
- [51] 马廷婷, 范亚民, 李宽意, 等. 基于浮游植物完整性指数的太湖主要河口生态健康评价[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(4): 501-508.
- [52] 王俊颀, 夏雨, 于新平, 等. 赣江中下游浮游藻类时空分布特征及水质评价[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 1031-1041.
- [53] 陶敏, 谢碧文, 齐泽民, 等. 沱江浮游植物群落特征及水质评价[J]. 海洋与湖沼, 2016, 47(4): 854-861.