

汉江中下游硅藻水华研究进展与展望

李 建, 尹 炜, 贾海燕, 辛小康

(长江水资源保护科学研究所, 武汉 430051)

摘要:汉江中下游1992年首次暴发水华,至2018年已累计发生10余次。汉江水华的优势藻种为硅藻,暴发时间主要集中在春季1-3月,水华发生河段主要分布在皇庄水文站以下的汉江下游,丹江口至皇庄区间的汉江中游河段水华发生频次较少。从汉江水华优势藻种及其生物学特性、水华暴发特征与成因、水华的预测与调控等方面对目前的研究成果进行系统总结。汉江中下游水华防控面临新的挑战,未来仍需在环境因子对硅藻水华生消的影响机理、水华预测模型与方法、水华预警和抑制水华生态调度技术等方面继续深入研究。

关键词:水华;研究进展;汉江中下游;硅藻

中图分类号:Q178, X171.5 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2020)05-0136-09

水体富营养化已成为全球性重要的环境问题(Huisman et al, 2018),水华(Algal Blooms)是水体富营养化的极端情况,广泛存在于富营养化的湖泊、水库等水体。河流水华并不常见,但具有影响范围广、暴发成因复杂、控制难度大等特点(Paerl et al, 2001; Sundareshwar et al, 2011)。与湖库水华相比,河流水华主要以硅藻水华为主,受气象和水文等物理指标的影响更为明显(杨强等, 2011; 陈永灿等, 2014)。硅藻对低温具有极强的耐受性,大部分硅藻水华都发生在春秋季节,(Kiss & Genkal, 1993; Kim et al, 2007)。河流水华暴发机制的特异性一直是该领域研究的热点和难点。

在高强度人类活动影响下,国外一些河流发生过大规模水华,如澳大利亚的Darling河、北美的Saint Lawrence河、韩国的Nakdong河、匈牙利的Danube河等接连发生水华现象(Schmidt, 1994; Donnelly et al, 1997; Weise et al, 2002; Ha et al, 2003)。国内暴发水华的河流主要有湖北汉江、三峡入库支流、福建九龙江、广西龙江河和贺江等(谢平等, 2004a; 刘德富等, 2016)。普遍认为,河流浮游藻类生长和水华暴发的影响因子主要包括营养盐条件(氮、磷、硅等)(Olley & Caitcheon, 2000; Ly-nam et al, 2010)、气象条件(温度、光照、降水等)(Sellers & Bukaveckas, 2003; Huber et al, 2008)和水文条件(流量、流速、水位、含沙量等)(Ha et al,

2002; Neal et al, 2006)。

汉江是我国近年来水华暴发较为频繁、受关注程度较高的一条河流。自1992年首次暴发水华以来,水华暴发次数已累计达到10余次。汉江水华的优势藻种为硅藻,暴发时间主要集中在春季1-3月,水华发生河段主要分布在皇庄水文站以下的汉江下游,丹江口至皇庄区间的汉江中游河段水华发生频次较少。汉江硅藻水华暴发时,水体呈棕褐色并散发腥臭味,藻类堵塞沿江水厂滤池,严重影响居民正常用水。汉江水华的发生是营养盐、气象条件和水文条件等多种因素综合作用的结果,目前国内学者围绕汉江水华开展了大量的调查和研究工作。本文从汉江水华优势藻种及其生物学特性、水华暴发特征与成因、水华的预测与调控等方面对目前的研究成果进行系统总结,展望汉江流域水华防治的研究方向,以期对汉江硅藻水华的预防和有效调控提供参考。

1 汉江水华优势藻种及其生物学特性

一直以来大部分学者认为汉江硅藻水华的优势种是小环藻(*Cyclotella* sp.)(卢大远等, 2000; 况琪军等, 2000; 翁立达, 2002; 窦明等, 2002; 张家玉, 2002; 李青春, 2007; 王培丽, 2010),但也有部分学者通过电子显微镜扫描以及18S rRNA基因序列分析,发现汉江水华的优势种实际为冠盘藻(*Stephanodiscus* sp.)(殷大聪等, 2012; 郑凌凌, 2005; 杨强等, 2011)。小环藻和冠盘藻的形状特征极为相似,由于二者体积较小,常规显微镜无法准确区分,需要利用电子显微镜进行扫描才能辨别(图1)。

收稿日期:2020-05-01

基金项目:国家重点研发计划项目(2017YFC0404502)。

作者简介:李建,1985年生,男,高级工程师,主要从事生态水文和水资源保护方面研究。E-mail: lijian2750@foxmail.com

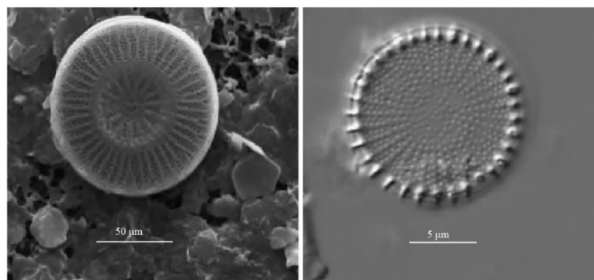


图 1 电镜下的小环藻(左)与冠盘藻(右)

Fig.1 Electron microscope images of small cystic algae (left) and coronary algae (right)

小环藻和冠盘藻虽然同属硅藻,但其生活习性存在一定差异。小环藻更喜好静水且磷充足的环境,而冠盘藻更容易在水体扰动较大、具有一定流速及营养盐浓度波动较大的环境中占优势。冠盘藻对低温有较好的适应性(殷大聪等,2011;殷大聪等,2012;阿依巧丽等,2010;许珍等,2017),Jung 等(2009)对韩国汉江发生的水华研究发现,水华优势种汉斯冠盘藻(*Stephanodiscus hantzschii*)丰度出

现在低温(5~10℃)时期,Ha 等(1998)研究了韩国洛东江藻类的季节演替规律发现,3~10℃是冠盘藻适宜生长的水温范围,Toporowska 等(2010)发现冬季有冰盖的低温湖泊也会发生冠盘藻水华。

长期以来国内学者对汉江水华的优势藻种可能存在一定误解。王俊等(2018)对汉江中下游春季水华的优势种进行了鉴定,再次确定为汉斯冠盘藻,分类上归属硅藻门、中心纲、圆筛藻目、圆筛藻科、冠盘藻属。

2 汉江中下游水华特征与暴发成因

2.1 汉江中下游水华特征

1992-2018 年汉江中下游暴发春季硅藻水华统计见表 1。近年来随着汉江中下游入河污染物排放量增加,汉江中下游水华暴发风险日益突出,丹江口大坝加高蓄水和南水北调中线工程通水后对汉江中下游水文过程的影响及其与水华暴发的关系一直多有争议,汉江中下游的水华问题备受关注。

表 1 1992-2018 年汉江中下游水华统计

Tab.1 Statistics on historical algal blooms in the middle and lower reaches of Hanjiang River, 1992-2018

年份	发生时间	发生范围	藻类密度/ 10^7 个·L ⁻¹	优势种群	参考文献
1992	2月中旬-3月初	潜江-武汉江段	1.57~2.02	硅藻 95%	熊文等,2003
1998	2月中旬-3月上旬,4月上中旬	仙桃-武汉江段	1.70~2.60	硅藻、绿藻	熊文等,2003
2000	2月下旬-3月中旬	潜江-武汉江段	1.32~7.32	硅藻、蓝藻、绿藻	熊文等,2003
2003	1月下旬-2月上旬	仙桃-武汉江段	1.10~3.10	硅藻、绿藻	熊文等,2003
2008	2月下旬	武汉江段	1.6~3.19	硅藻	邱炬亨,2011
2009	1月上旬-1月下旬	东荆河江段	1.44~2.47	硅藻 99%	Yang et al,2012
2010	1月下旬-2月下旬	襄樊-武汉江段	1.44~2.45	硅藻	殷大聪等,2012
2015	1月中旬、2月中旬	汉江沙洋以下江段	1.36~1.71	硅藻	吴兴华等,2017
2016	3月上旬	沙洋、钟祥、潜江江段	3.0~4.0	硅藻	吴兴华等,2017
2018	2月中旬-3月初	沙洋以下江段	1.0~3.2	硅藻	王俊等,2018

综合历次水华暴发事件,汉江中下游水华暴发主要呈现以下特点:

(1)时间上,汉江水华基本发生在冬末春初的汉江枯水期,主要在 1-3 月份,以 2 月份最为集中,4 月份仅在 1998 年发生过 1 次;

(2)空间上,水华暴发范围主要分布在钟祥至河口江段,特别是潜江以下最为严重和频繁,其中 2014 年兴隆枢纽建成运行前,水华主要发生在潜江以下江段,2014 年兴隆枢纽建成运行后,水华范围扩展至沙洋等兴隆库区江段;

(3)水华发生时的优势藻种为硅藻,近 2 年鉴定为汉斯冠盘藻。

2.2 汉江中下游水华暴发成因

国内许多学者对汉江春季硅藻水华暴发的原因开展了大量研究,主要原因集中在以下 3 个方面:一

是水体中过量氮、磷营养盐的输入,导致了水体初级生产力的提高而产生水华;二是枯水期低流量和缓慢的水流条件促进了藻类迅速增殖;三是适宜气候条件,特别是良好的光照条件。

2.2.1 营养盐条件 淡水湖泊富营养化的主要限制元素为总磷(Lynam et al,2010),然而河流中营养盐与叶绿素 a 的关系相对复杂,限制元素一直未有定论(Allan,1995)。有些研究(Westlake,1981;Zeng,2006)认为,营养盐过量排放是导致河流水体富营养化的基本原因,氮、磷、硅等营养盐比率甚至可以影响浮游藻类的优势种属,在一般河流中营养盐是浮游藻类生长的重要驱动力,但在重度富营养化的河流中则不再是限制性因素。

总氮和总磷:汉江流域总氮背景浓度较高,汉江下游江段氮磷营养盐浓度已达到河流水体富营养化

限值,为水华的发生提供了充足的营养盐条件。近几年监测表明,在水华易发的春季1-3月,汉江中下游总氮浓度普遍超过1.5 mg/L,个别断面超过了2 mg/L;丹江口坝下至皇庄汉江中游段总磷浓度平均超过0.03 mg/L,皇庄至宗关汉江下游段总磷浓度平均达到0.075 mg/L,个别断面有些月份超过0.1 mg/L(辛小康等,2018)。汉江下游水体中氮磷等污染物浓度过高可能是近年来汉江中下游水华频发的根本原因(尹魁浩等,2001;王俊等,2018),其中总磷浓度可能是影响水华分布范围的限制性因素(Xin et al,2020)。

氮磷比:氮磷比与藻类大量增殖暴发有密切关系,是浮游植物受水体中氮限制或磷限制的重要指标,一般氮磷比高(如 >30)意味着磷限制,氮磷比低(如 <5)意味着氮限制,当水体总氮磷比在11.8~15.5时,水体富营养化过程将明显加剧(Darley,1982)。汉江硅藻水华发生期间,水体中的氮磷比平均为12.5,正好处于水体富营养化的最佳氮磷比范围之内(郑凌凌,2017)。

硅:硅是硅藻生长所必需的元素,硅藻细胞壁的形成离不开硅元素。室内培养试验表明硅在硅藻增殖中起着重要作用,水体硅元素浓度与冠盘藻密度之间有着极显著的正相关关系(郑凌凌,2005;殷大聪等,2012),硅元素含量较高还可能是促进硅藻在早春成为优势藻种的重要因素。

2.2.2 水文水动力条件 水文水动力条件的巨大差异是河流与湖泊最显著的区别,河流型水华暴发成因的复杂性和特异性均与此相关。有研究认为传播时间是河流藻类生物量的主要限制因素(Hilton et al,2006;Istvánovics & Honti,2012),河流中浮游藻类生物量与流量和流速成反比(Filardo & Dunstan,1985;Sullivan et al,2001),水体冲刷对于河流中的藻类生长有重要影响(陈永灿等,2014),水动力条件可能主要以间接作用的方式影响藻类生长,比如通过引起光照强度、细胞长度和营养物质运输的变化来影响浮游藻类生长(李强等,2017)。

流量和流速:春季枯水期低流量和低流速是汉江中下游水华暴发的重要原因,流量增大有利于河水中有机物、氮磷等营养物的稀释,也有利于提高水流速度,而流速可能决定河水在某一河段停留的时间(王红萍等,2004),但是流量和流速对汉江中下游水华暴发抑制作用的生态学机理仍未十分明晰。历史数据统计表明,汉江中下游1-3月平均流量和流速,发生水华年份明显小于未发生水华年份(陈根祥

等,2002;王红萍等,2004),且流量越大发生水华的频次越少,当流量高于900 m³/s时,无水华发生(殷大聪等,2012)。1992、1998、2000年2-3月水华期间仙桃断面流量为360~485 m³/s,仅占未发生水华年份(1993-1997年)同期平均值的42%~57%(王红萍等,2004;李青春等,2007;窦明等,2002);仙桃断面流速为0.64~0.7 m/s,较未发生水华年份同期小0.32~0.38 m/s(谢敏等,2006;谢敏,2007)。

水位:长江武汉段对汉江水位的顶托作用,使得汉江水流速度减缓,也对水华发生有一定的促进作用(唐友尧等,2001)。历史数据统计表明,1992、1998、2000年2-3月仙桃与长江汉江平均水位落差在5.7~8.0 m,比未发生硅藻水华的年份同期低0.86~5.26 m(王红萍等,2004)。梁开学等(2012)在总结现有研究成果的基础上,提出汉江中下游发生硅藻水华时所具备的条件为:汉江各水文站流量均小于500 m³/s,仙桃水文站和宗关断面的流速分别不超过0.75、0.21 m/s,仙桃与长江汉口水位落差不超过8.0 m。

2.2.3 气象条件 气温、光照、降水等气象条件也是导致河水水华暴发的重要环境影响因子。1992、1998、2000年汉江冬春季的硅藻水华暴发与当年的气候条件有着很密切的关系,持续的高温、高光照,是导致汉江春季水华发生的主要气候因素(况琪军等,2000;唐友尧等,2001;窦明等,2002;李春青等,2007)。

气温:气温变化主要通过影响水温间接影响藻类生长,水华发生时期气温偏暖,大部分在10℃以上,天气变化引起的气温骤降对于水华的消退有重要促进作用。例如,1992年汉江水华期间的2月中下旬平均气温超过10℃,3月2日开始气温骤降并普降雨雪,水华很快消退;1998年水华期间平均气温12.5℃,3月中下旬开始发生了2次降温过程,气温均在5℃以下,汉江水华很快消退(熊文等,2003;李青春,2007)。

光照:光在水中的光谱梯度变化是藻类竞争演替的重要基础(Huisman & Weissing,1999),河流中藻类生长与光照强度和持续时间密切相关。光强应答机制的生理学研究表明,汉斯冠盘藻具有广泛的光适应性,光照强度5~50 μE/(m²·s),汉斯冠盘藻均能较快进入指数生长期(郑凌凌,2005)。汉江中下游水体透明度较好,可为浮游藻类生长提供较深的真光层环境。

降水:降水会影响河流中浮游藻类的组成和周

围的环境, 降雨发生时, 大量泥沙进入水体, 导致浊度上升, 浮游植物由于不能适应这种强烈的环境变化, 大多数藻类死亡, 容易引发藻类水华突然消退(周广杰, 2009); 同时降雨还通过改变 pH 值、营养盐含量、水力停留时间和食物链结构等影响浮游藻类的群落分布(苟婷, 2015)。2010 年 1-3 月, 汉江流域天气变化反复, 阴雨天气较多, 汉江中下游冠盘藻水华暴发程度较往年轻, 说明降水因素是影响早春冠盘藻水华发生发展的又一重要因素(殷大聪等, 2011)。

2.2.4 其他条件 水温是影响藻类适宜生长或者复苏的重要因素(Shellers & Bukaveckas, 2003), 水温主要受气温条件影响。汉江中下游历次硅藻水华发生时的实测水温在 10~13℃, 比不发生水华年份高 2℃以上(梁开学等, 2012)。郑凌凌(2005) 研究认为, 汉江水华硅藻最适宜的生长水温为 15~20℃, 25℃条件下水华藻还可以分裂增殖, 而 30℃高温则抑制水华藻生长。汉斯冠盘藻对低温的适应性良好, 水温为 2℃左右时仍然生长繁殖良好, 汉江水华发生的水温临界阈值为 7~15℃, 在 15℃时光能利用效率达到最大(殷大聪等, 2012; 许珍等, 2017)。水温升高导致浮游动物繁殖加快从而增加对硅藻摄食压力, 因此水温还可能是促进硅藻水华消亡的重要原因。此外, 有研究认为水温的有效积温可以用来度量藻类繁殖的起点温度和繁殖进程, 是水华生消过程中的重要因子(李青春, 2007)。溶解氧、pH 值、浊度等水体理化指标与浮游藻类生长繁殖之间也具有相互影响的关系。当藻类急剧增殖, 光合作用加强, 释放氧气使光合水层溶解氧增加, 水华期间常伴随有溶解氧过饱和现象(卢大远等, 2000)。同时, 光合作用加强也使得藻类大量吸收 CO₂, 使光合水层中 CO₂ 浓度降低, 引起 pH 值上升。浮游藻类的急剧增殖和死亡使水体浊度增大, 透明度降低, 从而引起水色变化, 这也是汉江历次水华期间水色变为黄褐色的原因。水体理化指标与藻类生长之间相互影响的关系致使二者之间的相关性存在不确定性, 有研究(吴兴华等, 2017)认为相关性不显著, 也有研究(潘晓洁等, 2014; 殷大聪等, 2011)认为浮游藻类数量与溶解氧呈正比、与透明度呈反比。此外, 优势藻种种源的输入可能也是加速水华暴发的重要原因, 有研究(殷大聪等, 2011)推测唐白河中高密度的冠盘藻可能是汉江中下游水华暴发的种源之一。

3 汉江中下游水华预测与调控

3.1 汉江中下游水华预测模型

研究探索适宜的汉江中下游水华预测模型和预测方法是进行水华防控的基础。彭虹等(2002)基于一维圣维南方程、污染物输移扩散方程和物质转化及生物新陈代谢过程, 建立了汉江中下游水质生态模型, 模型采用有限体积法求解, 研究了南水北调对汉江中下游藻类生长的影响, 明确了不同调水方案下控制汉江中下游水华所需削减营养负荷的比例。谢平等(2005)应用水动力学模型和富营养化动力学模型, 通过灵敏度分析认为流量、流速等水文因子才是制约汉江水华发生的关键因子, 而氮磷等水质因子和水温等气候因子不是制约性关键因子, 模拟工况对比表明调水后比调水前水华发生的概率增加。王红萍等(2004)提出了汉江连续生物反应器模型, 建立了宗关断面藻密度与水流流速的指数关系。徐艳红(2014)基于水体藻类累积动力学模型构建了汉江中下游水华风险快速评价方法, 该模型综合考虑了流速、温度、TN、TP、氨氮、光照、藻类沉积和死亡等因素。Xia 等(2012)通过构建 Dillon 模型预测汉江水华发生情况, 李柏山(2013)构建了汉江流域水华发生系统动力学模型, 模拟了不同措施下汉江流域水资源承载力的大小及变化情况。这些模型建立了河流中浮游藻类密度与营养盐、气象、水文等主要环境因子之间的响应关系, 对河流水华预测具有重要借鉴意义。汉江中下游水华预测相关模型的统计情况见表 2。

3.2 汉江中下游可调控环境因子阈值

汉江中下游影响水华暴发的环境因子中, 流量、流速水文水动力条件和氮磷营养盐最具可调控属性, 其中流量和流速条件可通过水利工程生态调度进行调节, 氮磷等营养盐条件可通过削减入河污染负荷进行调节, 但是往往周期较长。气温、降水等气象条件, 以及 pH、溶解氧等物理化学指标较难通过人类活动进行干预调节(杨倩等, 2019; 杨莹等, 2019)。

3.2.1 流量和流速调控阈值 国内学者对汉江中下游水华发生的临界流量和临界流速有不同的认识。卢大远等(2000)研究认为流量 ≤ 500 m³/s、流速 ≤ 0.8 m/s 是汉江水华发生的临界水文水动力条件。陈根祥等(2002)从水文角度提出汉江钟祥、沙洋和仙桃等断面发生水华的预警流量为 604~692 m³/s, 预警水位为 24.2~41.3 m。谢敏等

表2 汉江中下游水华预测模型统计

Tab.2 Algal bloom prediction models in the middle and lower reaches of the Hanjiang River

模型名称	模型组成或表达式	参考文献
水质生态模型 ^a	1)河流水力学模型;2)守恒物质对流扩散模型;3)富营养化动力学模型;①浮游植物动力学系统;②磷循环模型;③氮循环模型;④溶解氧平衡模型	彭虹和郭生练,2002
富营养化动力学模型	$\frac{\partial}{\partial t}(AC) = \frac{\partial}{\partial x}[-UCA + E_x A \frac{\partial C}{\partial x}] + AS$ $S = (G_p - D_p - K_s) \times PHYT \quad G_p = G_{max} \times G(T) \times G(I) \times G(N) \times G(U)$ 式中:A为断面面积;C为水质指标的断面平均浓度;U为流速;E _x 为河流纵向扩散系数;S为水质指标的源漏项;x为距离;t为时间;G _p 为藻类的生长率;D _p 为藻类的衰减速率;K _s 为藻类的沉降率;PHYT为水体中藻类的浓度;G _{max} 为藻类的最大生长率;G(T)、G(I)、G(N)、G(U)分别为温度、光照、营养物质以及水流流速对浮游植物生长的制约函数	谢平等,2005
连续生物反应器模型	$\alpha = m \exp(k/v)$ 式中:a为某断面河水中藻密度;m为与上游来水藻密度相关的常数;k为混合常数;v为断面平均流速	王红萍等,2004
藻类累积动力学模型	$C_h = e^{\sum_{j=0}^h (G-D) \cdot \Delta t_j} \cdot C_1 = e^{\sum_{j=0}^h [G(T) \cdot G(NU) \cdot G(I) \cdot G(v) - D(Da) - D(Sa)] \cdot \Delta t_j} \cdot C_1$ 式中:C _h 为河流水体中藻密度;G为藻类生长项;D为藻类死亡项;C ₁ 为水体的初始藻密度;G(T)、G(NU)、G(I)、G(v)分别为水温、营养盐、光照、流速对浮游藻类生长的制约函数	徐艳红,2014
系统动力学(SD)模型 ^b	1)气象子系统;2)水文子系统;3)水质子系统;4)社会经济子系统	李柏山,2013
Dillon模型	$Y_{algal} = a \left[\frac{L(1-R)}{Hq} \right]^{\beta_1} T^{\beta_2}$ 式中:Y _{algal} 为藻密度;a、β ₁ 、β ₂ 为参数,L为营养盐负荷;R为营养盐在水中的滞留系数;H为平均水深;q为水力冲刷系数	Xia et al,2012

注:a和b模型表达式较为复杂,具体见参考文献。

Note:The model expressions of a and b are more complicated, see references for details.

(2006)研究认为汉江硅藻水华发生的临界流量在500 m³/s附近,汉江河口断面临界流速为0.3 m/s。谢平等(2004a;2004b)在研究南水北调中线工程对汉江中下游水华影响及对策时,建议以仙桃流量500 m³/s作为水华发生的警戒流量。王红萍等(2004)从藻类生长动力学角度研究了汉江水华水文因素的作用机理,认为流速是决定汉江下游春季藻类生长的关键动力学因素,汉江藻类浓度与流速的倒数成指数关系,建议宗关断面以5×10⁶个/L的藻密度和0.225 m/s的流速作为水华警戒值。殷大聪等(2012)研究了汉江中下游春季硅藻水华暴发的关键水文阈值,认为要保证汉江中下游不发生水华,对应75%、85%、90%保证率下的最小7日平均流量,兴隆以上河段应不低于600、800、900 m³/s,兴隆以下河段应不低于550、700和800 m³/s,同时研究认为水流速度低于0.7 m/s可能是汉江水华发生的临界阈值。

3.2.2 氮磷营养盐调控阈值 国外研究认为一般湖泊水体富营养化的TN阈值为0.65~1.2 mg/L,TP阈值为0.03~0.1mg/L,而河流水体富营养化的TN阈值为>1.5 mg/L,TP阈值为>0.075 mg/L (Smith et al,1999)。根据这一阈值判断,皇庄以下

的汉江下游江段氮磷营养盐已达到富营养化水平。

国内,谢平等(2004a;2004b)通过富营养化动力学模型对硅藻生长所必需的氮磷营养条件进行了调试,发现当水体中TN≥1.0 mg/L、TP≥0.07 mg/L时可基本满足藻类生长的需求。有学者对汉江水华优势藻种汉斯冠盘藻进行了培养试验(郑凌凌,2005;郑凌凌等,2017),结果表明水华硅藻在TN浓度达到0.4 mg/L时生长缓慢,浓度达到4 mg/L时能够快速进入指数生长期,TP浓度为0.0613 mg/L时能满足生长需要而进入指数生长期,TP浓度为1.226 mg/L时生长达到最佳状态,TP浓度可能是影响冠盘藻分裂增殖的限制因子。李青春等(2007)研究认为汉江硅藻水华暴发的营养盐阈值为TN>1.0 mg/L,TP>0.05 mg/L。Yang等(2012)在研究抑制汉江中下游水华的水库冲刷策略时,提出藻密度与TN在1.0~2.2 mg/L,与TP在0.04~0.09 mg/L存在弱正相关关系。

4 汉江中下游水华研究展望

随着汉江流域水利工程建设,营养盐背景不断变化,以往研究提出的临界流量流速等条件也在发生变化。2016年和2018年,长江水利委员会防办

和湖北省防办就防控汉江下游水华开展了水量应急调度,2次调度期间仙桃控制断面流量均超过了 $500\text{ m}^3/\text{s}$,特别是2018年春季水华暴发初期丹江口、兴隆等加大下泄流量,仙桃站流量保持在 $800\text{ m}^3/\text{s}$ 以上,大流量冲刷下水华仍日久不退,汉江中下游的水华防控面临新的挑战。

在人类活动影响和气候变化双重影响下,汉江中下游的水文、水质和水生态处于持续变化过程中。当前,对于环境因子对水华暴发影响的认识还不够深入,水华预测精度不够理想,面向抑制水华暴发的生态流量需求尚不十分明确,导致汉江中下游梯级水库无法实现精准化生态调度。针对当前汉江中下游水华研究进展及面临的问题和挑战,未来需要在环境因子对水华优势藻种影响机理、水华预测模型与方法、抑制水华生态调度等方向继续开展研究。

4.1 环境因子对水华优势藻种影响机理研究

4.1.1 汉江中下游硅藻水华的暴发规律及成因仍需深入研究 长期以来由于系统监测资料的缺乏,导致对汉江中下游硅藻水华暴发规律和成因的认识仍然不足。随着水文、水质、水生态等监测资料日渐丰富,汉江中下游水华暴发期间的环境因子变化和藻类生长特征将更容易量化,如何围绕硅藻生长规律及环境影响因子变化,阐述汉江中下游河流型水华暴发的成因和规律,仍然是未来研究的重点之一。

4.1.2 汉江中下游水华暴发的“藻源”成因仍需明确 汉江唐白河等支流硅藻种源的输入可能是加速干流水华暴发的重要原因,唐白河等支流硅藻种源输入对干流水华暴发的贡献程度仍不明晰;兴隆水库修建后,汉江中下游水华暴发范围进一步上移至沙洋一带,兴隆库区以下江段水华暴发与兴隆库区硅藻种源下泄的关系也需要开展进一步研究。

4.1.3 当前河流水华暴发的关键影响因子和藻类生长对环境因子的耐受阈值仍不明晰,缺乏藻类生长与多项环境因子的耦合关系研究 影响藻类生长的不确定因子较多,藻类在河流动态条件下的生长过程和随水流传输过程较为复杂(Neal et al, 2006),当前研究多集中于室内实验观测,无法准确反映自然水体中的实际情况。在环境因子与藻密度响应关系方面,研究更多的是侧重于单个因子或少数几个环境因子的影响,对于单个环境因子的贡献率和多个环境因子对藻类生长的综合作用机理研究相对不足(江源等,2013;张远等,2017),尤其是水利工程影响下河流水华暴发成因和环境限制因子的综合作用关系尚未完全揭示,对抑制水华暴发的河流

调控管理支撑不够(Hilton et al, 2006; Mischke et al, 2011)。未来,需通过建立水华暴发期间藻密度与影响因子的定量响应关系,明确水华暴发的关键影响因子及其调控阈值,进一步揭示环境因子对水华优势藻种影响机理。

4.2 水华预测模型与方法研究

汉江中下游水华的预测已有多种模型和方法,这些模型和方法虽然具有一定的生态学机理,但是由于水华形成的复杂性以及汉江中下游客观形势的变化,模型的应用效果预测精度还有待进一步检验。未来,水华的预测应更加注重多项环境因子的综合动态影响,充分借鉴其他水生生物的评估预测模型及方法,例如研究藻类增殖适宜性的量化方法,利用藻类生长对不同环境因子的适宜度指数和适宜度曲线,构建水华暴发因子适宜度指数耦合模型,实现对汉江中下游水华暴发概率的预测和预警。

4.3 水利工程对汉江水华暴发影响研究

近年来,对于南水北调中线等引调水工程引起的汉江中下游水文水动力条件改变在水华暴发成因中的贡献程度一直颇有争议,究竟是引调水工程影响大,还是汉江中下游梯级开发影响大,汉江中下游沿江入河污染负荷持续增加又在水华暴发的成因中占有多大的影响权重?这些目前尚无确切定论,需要结合汉江中下游用水需求、引调水调度方案、抑制水华暴发生态需水要求等,开展深入研究。

4.4 水华预警和抑制水华生态调度技术研究

河流硅藻水华的防治仍然以上游水库下泄稀释为主(张远等,2017),实施河流水华防控调度的最佳阶段是水华即将暴发的萌芽阶段,该阶段的人工流量调控干预最节省上游水库的下泄水量,抑制水华的效果也最佳。目前面向抑制汉江中下游水华暴发的流量、流速、水位等关键水文阈值仍未十分明确,抑制水华暴发的下泄流量和下泄时机尚无法准确把握,造成一定程度的水资源浪费,水华预警和抑制水华生态调度技术仍需进一步研究。如何根据流量与水华暴发因子的关联性建立抑制水华暴发需求与水库调度之间准确的响应关系,准确预测水华暴发时机,以及如何以丹江口高坝大库、汉江中下游梯级低坝枢纽、引江济汉工程为调度主体,研究抑制水华暴发的工程(群)调度方式,探讨潮汐式调度、敞开式调度、洪峰调度等不同调度方式对抑制水华的效果,提出应对变化环境影响下降低水华暴发风险的河流管理对策,将是未来汉江水华控制研究的重点。

参考文献

- 阿依巧丽,曾波,任秋芳,等,2010.模拟季节条件及N、P营养盐对冠盘藻和蛋白核小球藻生长的影响[J].安徽农业科学,38(13):6878-6880.
- 陈根祥,胡高平,张德兵,2002.汉江发生“水华”的水文因素[J].长江职工大学学报,19(1):57-58.
- 陈永灿,俞茜,朱德军,等,2014.河流中浮游藻类生长的可能影响因素研究进展与展望[J].水力发电学报,33(4):186-195.
- 窦明,谢平,夏军,等,2002.汉江水华问题研究[J].水科学进展,13(5):557-561.
- 苟婷,2015.贺江浮游藻类群落结构特征与水华研究[D].兰州:兰州交通大学.
- 江源,彭秋志,廖剑宇,等,2013.浮游藻类与河流生境关系研究进展与展望[J].资源科学,35(3):461-472.
- 况琪军,谭渝云,万登榜,等,2000.汉江中下游江段藻类现状调查及“水华”成因分析[J].长江流域资源与环境,9(1):64-71.
- 梁开学,王晓燕,张德兵,等,2012.汉江中下游硅藻水华形成条件及其防治对策[J].环境科学与技术,35(S2):113-116.
- 李柏山,2013.水资源开发利用对汉江流域水生态环境影响及生态系统健康评价研究[D].武汉:武汉大学.
- 李强,张芹,南红岩,2017.典型硅藻生长相关因素的灰色关联度研究与模型[J].环境监测管理与技术,29(4):19-22,27.
- 李青春,2007.汉江水华的影响因素分析与研究[D].昆明:昆明理工大学.
- 李青春,叶闽,普红平,2007.汉江水华的影响因素分析及控制方法初探[J].环境科学导刊,26(2):26-28.
- 刘德富,杨正健,纪道斌,等,2016.三峡水库支流水华机理及其调控技术研究进展[J].水利学报,47(3):443-454.
- 卢大远,刘培刚,范天俞,等,2000.汉江下游突发“水华”的调查研究[J].环境科学研究,13(2):28-31.
- 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.
- 彭虹,郭生练,2003.南水北调对汉江下游藻类生长的影响及对策研究[J].环境科学与技术,26(3):1-3,63.
- 邱炬亨,2011.汉江“水华”治理问题研究[D].武汉:华中科技大学.
- 唐友尧,王桂荣,2001.汉江“水华”成因分析及防治[J].重庆环境科学,23(5):21-23.
- 王红萍,夏军,谢平,等,2004.汉江水华水文因素作用机理——基于藻类生长动力学的研究[J].长江流域资源与环境,13(3):282-285.
- 王俊,汪金成,徐剑秋,等,2018.2018年汉江中下游水华成因分析与治理对策[J].人民长江,49(17):7-11.
- 王培丽,2010.从水动力和营养角度探讨汉江硅藻水华发生机制的研究[D].武汉:华中农业大学.
- 翁立达,2002.汉江中下游“水华”的特征及成因分析[C].中国水利学会2002学术年会论文集:20-25.
- 吴兴华,殷大聪,李翀,等,2017.2015-2016年汉江中下游硅藻水华发生成因分析[J].水生态学杂志,38(6):19-26.
- 谢敏,王新才,管光明,等,2006.汉江中下游“水华”成因分析及其对策初探[J].人民长江,37(8):43-45.
- 谢敏,2007.针对河流水华现象的生态调度研究[D].南京:河海大学.
- 谢平,夏军,窦明,等,2004a.南水北调中线工程对汉江中下游水华的影响及对策研究(I)—汉江水华发生是关键因子分析[J].自然资源学报,19(4):418-423.
- 谢平,夏军,窦明,等,2004b.南水北调中线工程对汉江中下游水华的影响及对策研究(II)—汉江水华发生的概率分析与防治对策[J].自然资源学报,19(5):545-549.
- 谢平,窦明,夏军,2005.南水北调中线工程不同调水方案下的汉江水华发生概率计算模型[J].水利学报,36(6):727-732.
- 辛小康,王英才,胡圣,等,2019.2018年汉江下游硅藻水华成因分析[J].水电能源科学,37(3):25-28.
- 熊文,廖奇志,2003.南水北调中线工程对汉江中下游“水华”影响及对策[J].长江科学院院报,20(5):45-47,64.
- 徐艳红,2014.基于水体藻类累积动力学模型的水华风险评估方法研究及应用[D].武汉:武汉大学.
- 许珍,殷大聪,陈进,等,2017.温度和光强对4种常见水华藻叶绿素荧光特性的影响[J].长江科学院院报,34(6):39-44.
- 杨倩,胡锋,赵自阳,等,2019.长江经济带水资源水环境指标评估及对策[J].北京师范大学学报(自然科学版),55(6):731-740.
- 杨强,谢平,徐军,2011.河流型硅藻水华研究进展[J].长江流域资源与环境,20(Z1):159-165.
- 杨莹,侯凯旋,岳卫峰,等,2019.基于复合系统相互作用关系的水资源承载力研究——以巩义市为例[J].北京师范大学学报(自然科学版),55(5):669-676.
- 殷大聪,郑凌波,宋立荣,2011.汉江中下游早春冠盘藻(*Stephanodiscus hantzschii*)水华暴发过程及其成因初探[J].长江流域资源与环境,20(4):451-458.
- 殷大聪,黄薇,吴兴华,等,2012.汉江水华硅藻生物学特性初步研究[J].长江科学院院报,29(2):6-10.
- 尹魁浩,袁弘任,廖奇志,等,2001.南水北调中线工程对汉江中下游“水华”影响[J].人民长江,32(7):31-36,50.
- 张家玉,2002.汉江水体污染趋势及“水华”危害的防范措施[C].湖北省2002年重大自然灾害合趋势分析会商会论文集:85-94.
- 张远,夏瑞,张孟衡,等,2017.水利工程背景下河流水华暴发

- 成因分析及模拟研究[J]. 环境科学研究, 30(8):1163 - 1173.
- 郑凌凌, 2005. 汉江硅藻水华优势种生理生态学研究[D]. 福州: 福建师范大学.
- 郑凌凌, 张琪, 李天丽, 等, 2017. 三种不同环境因子对汉江硅藻水华优势种冠盘藻 (*Stephanodiscus* sp.) 生长生理的影响[J]. 海洋湖沼通报, 6: 91 - 97.
- 周广杰, 2009. 三峡水库浮游藻类群落变化及水华控制原理[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所.
- Allan J D, 1995. Stream Ecology, Structure and Function of Running Waters[M]. Chapman Hall, London.
- Donnelly T H, Grace M R, Hart B T, 1997. Algal blooms in the Darling-Barwon Rvier, Australia[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 99: 487 - 496.
- Filardo M J, Dunstan W M, 1985. Hydrodynamic control of phytoplankton in low salinity waters of the James River Estuary, Virginia, USA [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 21(5): 653 - 667.
- Ha k, Jang M, Joo G J, 2002. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities along a regulated river system, the Nakdong River[J]. Hydrobiologia, 470: 235 - 245.
- Ha K, Jang M H, Joo G J, 2003. Winter *Stephanodiscus* bloom development in the Nakdong River regulated by an estuary dam and tributaries[J]. Hydrobiologia, 506 - 509(1): 221 - 227.
- Hilton J, O'Hare M, Bowes M J, et al, 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers [J]. Science of the Total Environment, 365(1): 66 - 83.
- Huber V, Adrian R, Gerten D, 2008. Phytoplankton response to climate warming modified by trophic state[J]. Limnology and Oceanography, 53(1): 1 - 13.
- Huisman J, Weissing F J, 1999. Biodiversity of plankton by species oscillations and chaos [J]. Nature, 402(6760): 407 - 410.
- Huisman J, Codd G A, Paerl H W, et al, 2018. Cyanobacterial blooms[J]. Nature Reviews Microbiology, 16(8): 471 - 483.
- Istvánovics V, Honti M, 2012. Efficiency of nutrient management in controlling eutrophication of running waters in the Middle Danube Basin[J]. Hydrobiologia, 686(1): 55 - 71.
- Jung S W, Kwon O Y, Lee J H, et al, 2009. Effects of Water Temperature and Silicate on the Winter Blooming Diatom, *Stephanodiscus hantzschii*, (Bacillariophyceae) Growing in Eutrophic Conditions in the Lower Han River, South Korea[J]. Journal of Freshwater Ecology, 24(2): 219 - 226.
- Kiss K T, Genkal S I, 1993. Winter blooms of centric diatom in the river Danube and its side-arms near Budapest (Hungary) [J]. Hydrobiologia, 269/270: 317 - 325.
- Kim D K, Jeong K S, Whigham P A, et al, 2007. Winter diatom blooms in a regulated river in South Korea: Explanations based on evolutionary computation [J]. Freshwater Biology, 52(10): 2021 - 2041.
- Lynam C P, Cusack C, Stokes D, 2010. A methodology for community-level hypothesis testing applied to detect trends in phytoplankton and fish communities in Irish waters[J]. Estuarine Coastal and Shelf Science, 87(3): 451 - 462.
- Mischke U, Venohr M, Behrendt H, 2011. Using phytoplankton to assess the trophic status of German rivers[J]. International Review of Hydrobiology, 96(5): 578 - 598.
- Neal C, Hilton J, Wade A J, et al, 2006. Chlorophyll-a in the rivers of eastern England [J]. Science of the Total Environment, 365(1): 84 - 104.
- Olley J, Caitcheon C, 2000. Major element chemistry of sediments from the Darling - Barwon river and its tributaries: implications for sediment and phosphorus sources [J]. Hydrological Processes, 14(7): 1159 - 1175.
- Paerl H W, Fulton R S, Moisaner P H, et al, 2001. Harmful Freshwater Algal Blooms, With an Emphasis on Cyanobacteria[J]. The scientific World Journal, 1: 76 - 113.
- Sellers T, Bukaveckas P A, 2003. Phytoplankton production in a large, regulated river: A modeling and mass balance assessment[J]. Limnology and Oceanography, 48(4): 1476 - 1487.
- Smith, V H, Tilman G D, Nekola J C, 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems[J]. Environmental Pollution, 100: 179 - 196.
- Sullivan B E, Prah F G, Small L F, et al, 2001. Seasonality of phytoplankton production in the Columbia River: A natural or anthropogenic pattern? [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 65(7): 1125 - 1139.
- Sundareshwar P V, Upadhayay S, Abessa M, et al, 2011. Didymosphenia geminata: Algal blooms in oligotrophic streams and rivers[J]. Geophysical Research Letters, 38(10): L10405.
- Weise A M, Levasseur M, Saucier F J, et al, 2002. The link between precipitation, river runoff, and blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in the St. Lawrence[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59(3): 464 - 473.
- Westlake D F, 1981. Temporal changes in aquatic macrophytes and their environment [M]. Dynamique de Pop-

ulations et Qualite' de L' Eau.

Xia R, Chen Z, Zhou Y, et al, 2012. Impact assessment of climate change on algal blooms by a parametric modeling study in Han River [J]. *Journal of Resources and Ecology*, 3(3): 209 – 219.

Xin X, Zhang H, Lei P, Tang W, et al, 2020. Algal blooms in the middle and lower Han River: Characteristics, early warning and prevention[J]. *The Science of the total environment*, 706: 135 – 142.

Yang Q, Xie P, Shen H, et al, 2012. A novel flushing strategy for diatom bloom prevention in the lower-middle Hanjiang River[J]. *Water Research*, 46(8): 2525 – 2534.

Zeng H, Song L, Yu Z, et al, 2006. Distribution of phytoplankton in the Three-Gorge Reservoir during rainy and dry seasons [J]. *Science of the Total Environment*, 367(2): 999 – 1009.

(责任编辑 张俊友 郑金秀)

Research Progress on Diatom Blooms in the Middle and Lower Hanjiang River: Review and Advances

LI Jian, YIN Wei, JIA Hai-yan, XIN Xiao-kang

(Changjiang Water Resources Protection Institute, Wuhan 430051, P.R.China)

Abstract: The Hanjiang River is the water source for many water diversion projects, and thus plays an important role in the national water resource allocation strategy. In recent years, algal blooms have broken out frequently in the middle and lower Hanjiang River and its water quality has received increasing attention. Since the first outbreak in 1992, 10 large algal blooms were documented up to 2018, seriously affecting the local population. In this review, we systematically summarize research advances on algal blooms in the Hanjiang River, including the dominant algae species and their biological characteristics, the occurrence characteristics and driving forces, and the advances in algal bloom prediction and control. The algal blooms have mainly occurred below Shuangshui hydrologic station on the lower Hanjiang River in spring (January – March), with diatoms as the dominant species. Many studies have revealed that excessive inputs of nitrogen and phosphorus, slow flow conditions and suitable climatic conditions (light intensity, air temperature and rainfall) are the primary environmental factors producing the spring algae blooms. Extensive research has also been carried out on predicting and modeling algae blooms to prevent and control the booms. However, the hydrology, water quality and ecology of Hanjiang River are constantly changing due to human activities and climate change. This presents a serious challenge for preventing and controlling algal blooms in the Han River. For this reason, research on the mechanism and environmental factors driving diatom blooms, algal bloom prediction and modeling, early warning of algae bloom occurrence must continue, along with additional environmental regulations that will suppress diatom blooms.

Keywords: algal bloom; research review; middle and lower Hanjiang River; diatom