

三峡库区龙滩河水域牧场浮游植物群落结构及水质评价

贺蓉, 蒋礼, 郑曙明, 周艳玲, 邹沈娟, 丁山

(西南大学荣昌校区水产系, 重庆 402460)

摘要: 为了解三峡库区龙滩河段生态养殖对水环境的影响, 于2013年3-12月对该河段4个代表性断面进行了浮游植物群落结构及水体理化因子的监测。结果表明, 龙滩河段浮游植物共计7门、99属种; 其中, 绿藻门39种(占39.39%), 硅藻门次之, 为28种(占28.28%), 蓝藻门12种(占12.12%); 浮游植物的年均丰度和年均生物量分别为 4.845×10^6 个/L 和 4.469 mg/L; 水体年均透明度为 1.38 m, 叶绿素 a、总磷、总氮含量分别为 5.891 $\mu\text{g/L}$ 、0.138 mg/L、2.04 mg/L; 香农多样性指数(H')、均匀度指数(J) 年均值分别为 3.22 和 0.91, 综合营养状态指数年均值为 56.05, 变幅 38.57 ~ 68.52; 由此推断, 龙滩河水质为中污染至轻污染状态, 属中-富营养型, 龙滩河段养殖区与非养殖区的水质相近。

关键词: 浮游植物; 理化因子; 水质评价; 龙滩河

中图分类号: Q145; X824 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2016)04-0030-06

龙滩河又名汝溪河, 是长江的一级支流, 发源于重庆市万州区分水镇, 在梁平县境内与汝溪河的另一支流交汇, 流经忠县汝溪镇, 经涂井乡注入长江。流域面积 720 km², 主河道长 54.5 km, 在忠县境内流域面积 272.9 km², 主河道长 25.4 km。三峡水库蓄水后, 长江水淹没至涂井乡以上, 形成长达 15 km 的汝溪河回水区。2010年9月, 重庆市“十二五”渔业发展规划重点布局三峡库区天然生态渔业发展; 10月, 重庆市三峡生态渔业发展有限公司在龙滩河库汉开展水域牧场建设和运营的试点示范, 在龙滩河下游设置拦网, 建成面积约 1 000 hm² 的水域牧场, 放养滤食性的鲢鳙, 不进行人工投饵施肥, 完全依靠摄食天然饵料生长, 即进行生态养殖。此种放养模式对该河段水环境的影响如何, 尚未进行过系统研究。

目前, 国内外大多采用理化指标和生物指标对水质进行评价。水生生物的生存与水环境有着密切的联系, 种类组成及其在群落中的占比能反映水质状况。作为水域生态系统中的初级生产者, 浮游植物是食物链中一个不可或缺的环节, 在物质转化、能量传递等生态过程中起着重要的作用。近年来, 将

浮游植物群落结构特征与水体理化特征相结合进行水质评价已被广泛应用(张婷等, 2009)。为了解三峡库区的忠县龙滩河段生态养殖对水环境的影响, 项目组于2013年按季度分别对龙滩河的4个代表性站点进行了浮游植物和理化因子调查, 从浮游植物群落结构特征及综合营养指数角度对养殖区内外的水质进行了评价, 以期水生态环境保护及制订合理科学的养殖策略提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 采样点设置

依据代表性原则, 在龙滩河上、下游设置4个采样站点(图1)。1号: 上游老涂井河段(30°25'57"N; 108°07'18"E), 2号: 上游深地坪河段(30°25'00"N; 108°07'60"E); 3号: 下游拦网内的柳桥沟口河段(30°25'39"N; 108°07'60"E), 4号: 下游拦网外的龙滩河口(30°24'18"N; 108°08'05"E)。

1.2 样品采集与处理

按季度分别于2013年3、6、9、12月对4个样点进行采样。浮游植物的定性定量采样按照《湖泊富营养化调查规范》进行(胡鸿均和魏印心, 2006)。用25号筛绢网对浮游植物进行定性采样, 鲁戈氏液固定; 浮游植物定量标本采集不同深度的混合水样 1000 mL, 用 1.5% 的鲁戈氏液固定, 静置沉淀, 浓缩至 30 ~ 50 mL, 在显微镜下进行镜检和计数。检测出浮植物的种类组成、密度, 换算出相应的生物量(赵文, 2005)。

收稿日期: 2015-04-19

基金项目: 中国长江三峡集团公司科研项目(CT-12-08-01)。

作者简介: 贺蓉, 1964年生, 女, 副教授, 主要从事水生生物及环境方面研究。E-mail: rcxqhr@163.com

通信作者: 郑曙明, 1957年生, 女, 教授, 主要从事渔业生物学方面研究。E-mail: zhsm199@163.com

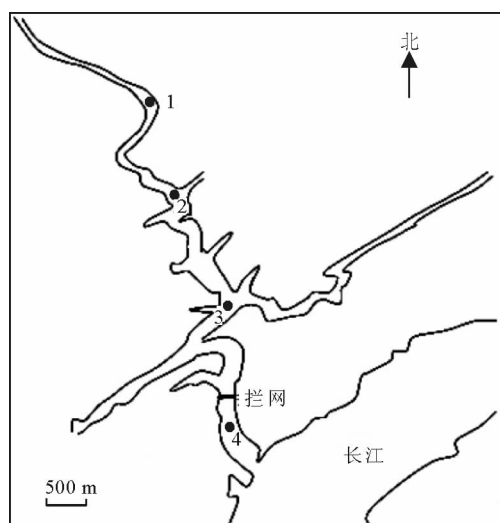


图1 龙滩河采样点分布

Fig. 1 Location of sampling sites in Longtan River

1.3 指标测定

表层水温和 pH 用德国 CX-401 便携式多参数水质测定仪现场测定,溶解氧用美国 HQ30D 便携式溶氧仪测定,透明度(SD)用塞氏盘测定。

总氮(TN)浓度采用过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定,总磷(TP)浓度采用钼酸铵分光光度法测定(雷衍之, 2006),叶绿素 a(Chl-a)浓度采用乙醇萃取分光光度法测定(陈宇炜和高锡云, 2000)。

1.4 数据分析

各项数据的计算公式如下:

叶绿素 a: $\text{Chl-a} = 27.9 [(A_{665,A} - A_{750,A}) - (A_{665,B} - A_{750,B})] V_{\text{乙醇}} / V_{\text{水样}}$

式中: Chl-a 为叶绿素 a 含量 ($\mu\text{g/L}$); $A_{665,A}$ 、 $A_{750,A}$ 分别为乙醇萃取液酸化前的吸光度值; $A_{665,B}$ 、 $A_{750,B}$ 为酸化后的吸光度值; $V_{\text{乙醇}}$ 为乙醇萃取液体积 (mL), $V_{\text{水样}}$ 为抽滤的水养体积 (L) (陈宇炜和高锡云, 2000)。

优势度指数: $Y = (N_i/N) f_i$

香农多样性指数: $H' = - \sum_{i=1}^S (N_i/N) \ln(N_i/N)$

均匀度指数: $J = H' / \ln S$

式中: S 为浮游生物种数; N_i 为第 i 种的个体数; N 为所有种类的总个体数; f_i 为第 i 个物种在各位点出现的频率。

修正的卡尔森营养状态指数(TSIM):

$\text{TSIM}(\text{Chl-a}) = 10 \times (2.46 + \ln \text{Chl-a} / \ln 2.5)$

$\text{TSIM}(\text{SD}) = 10 \times [2.46 + (3.69 - 1.53 \ln \text{SD}) / \ln 2.5]$

$\text{TSIM}(\text{TP}) = 10 \times [2.46 + (6.71 + 1.15 \ln \text{TP}) / \ln 2.5]$

综合指数: $\text{TSI} = [\text{TSIM}(\text{Chl-a}) + \text{TSIM}(\text{SD}) + \text{TSIM}(\text{TP})] / 3$

式中: $\text{TSIM}(\text{Chl-a})$ 、 $\text{TSIM}(\text{SD})$ 和 $\text{TSIM}(\text{TP})$ 分别是叶绿素 a ($\mu\text{g/L}$)、透明度 (m)、总磷 (mg/L) 为基准的营养状态指数 (Carlson, 1977; 蔡庆华 1997)。

2 结果与分析

2.1 浮游植物种类组成及优势种

4 次采样调查,龙滩河共检测出浮游植物种类 97 种(属)及 2 变种;其中绿藻门种类最多,检出 38 种(属)及 1 变种,占浮游植物群落总数的 39.39%;其次为硅藻门,检出 27 种和 1 变种,占 28.28%;其它依次为蓝藻门 12 种、裸藻门 10 种、金藻门 4 种,分别占 12.12%、10.10%、4.04%,甲藻门、隐藻门均为 3 种,各占 3.03%。各站点浮游植物种类数最多的为拦网内站点 3,共计 83 种,最少的为网围外站点 4,共计 71 种;3 月各采样点的种类最少,仅为 18~34 种,9 月最多,多达 43~51 种。

四季共出现的浮游植物优势种 ($Y \geq 0.02$) 16 种(属);其中蓝藻门 4 种,分别是针状蓝纤维藻 (*Dactylococcopsis acicularis*)、微小平裂藻 (*Merismopedia minima*)、鱼腥藻 (*Anabaena* sp.)、湖沼色球藻 (*Chroococcus limneticus*);绿藻门有小球藻 (*Chlorella vulgaris*)、圆形衣藻 (*Chlamydomonas orbicularis*)、斯诺衣藻 (*C. snowiae*) 3 种;甲藻门仅二角多甲藻 (*Peridinium bipes*) 1 种;隐藻门有具尾蓝隐藻 (*Chroomonas caudata*) 和卵形隐藻 (*Cryptomonas ovata*);硅藻门有变异直链藻 (*Melosira varians*)、针杆藻 (*Synechra* sp.)、舟形藻 (*Navicula* sp.)、小环藻 (*Cyclotella* sp.) 4 种;裸藻门有旋转囊裸藻 (*Trachelomonas volvocina*) 和剑尾陀螺藻 (*Strombomonas ensifera*) 2 种。

2.2 浮游植物密度与生物量的时空分布

浮游植物密度变化如图 2 所示。

从时间上看,3 月的平均密度最高,为 1.172×10^7 个/L,12 月最少,为 3.620×10^4 个/L,6 月和 9 月居中,分别为 4.326×10^5 个/L,和 7.192×10^6 个/L,全年总平均密度为 4.845×10^6 个/L;其中绿藻门占 36.31%,蓝藻门占 22.03%,硅藻门占 9.73%,甲藻门占 7.53%,隐藻门占 23.76%,裸藻门占 0.54%,金藻门占 0.09%。

从空间上看,站点 2 的浮游植物密度最高,站点 4 最低;采样断面浮游植物平均密度由高到低依次为:站点 2 > 站点 3 > 站点 1 > 站点 4。

龙滩河浮游植物生物量的时空变化如图3所示。3月浮游植物平均生物量最高,为12.31 mg/L,其次为9月,平均生物量为4.93 mg/L,6月和12月分别为0.79 mg/L和0.07 mg/L,总平均生物量4.47 mg/L;其中,甲藻门占39.04%,隐藻门占31.94%,硅藻门占12.43%,绿藻门占8.29%,裸藻门占6.37%,蓝藻门占1.36%,金藻门占0.57%。浮游植物的生物量以站点4最低,站点2最高。采样断面浮游植物平均生物量由高到低依次为:站点2>站点1>站点3>站点4。

2.3 浮游植物多样性

从表1浮游植物多样性指数的时空分布来看,3、6、9、12月的平均多样性指数(H')为2.23、4.29、2.74和3.64,可见3月各站点 H' 均为全年最低值;6月4个站点的值很接近, $H' \geq 4.03$,站点3 H' 的年

变化最大,由3月的1.99增至12月的4.35。全年多样性指数范围1.99~4.52,总平均多样性指数3.22。各采样断面浮游植物平均多样性指数由高到低依次为:站点2>站点3>站点4>站点1。

3、6、9、12月平均均匀度指数(J)为0.69、1.17、0.71、1.06,总平均指数为0.91。以站点4最低,站点2最高。由高到低依次为:站点1>站点2>站点3>站点4。

2.4 理化因子

龙滩河水体理化参数的测定结果见表2。从时空分布来看,各站点的透明度以6月的最低,仅0.28~0.39 m,12月最高,为2.74~3.16 m,其中站点4均值最高,为1.50 m,其它3个站点相近,但以12月站点1的3.16 m为全年最高值;叶绿素a的含量12月最低,各断面均值仅0.14 $\mu\text{g/L}$,3月最高,

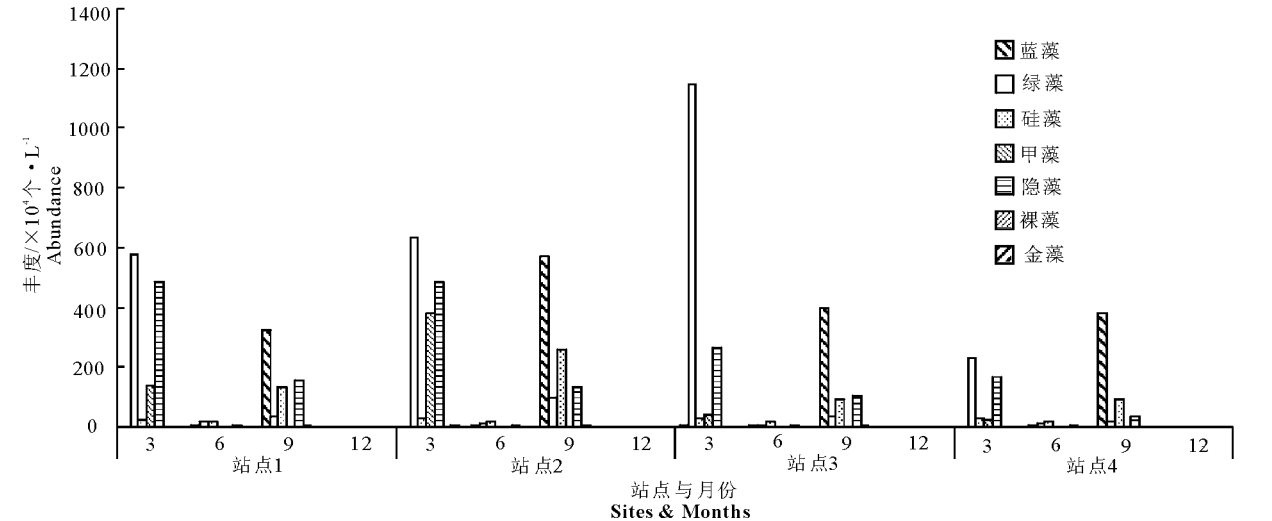


图2 龙滩河浮游植物密度的时空分布

Fig. 2 Spatial and temporal distribution of phytoplankton density in Longtan River

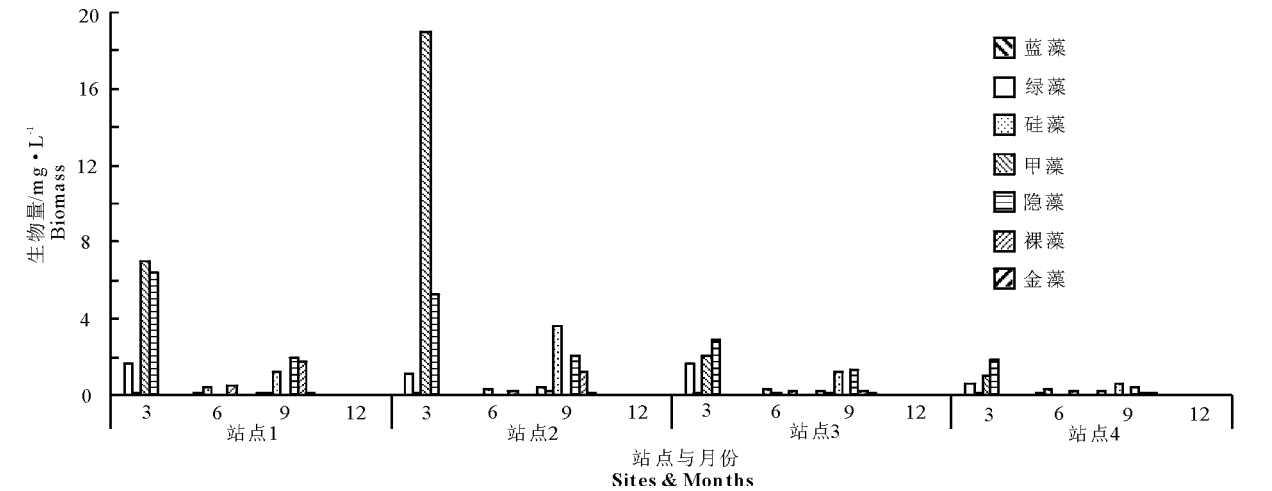


图3 龙滩河浮游植物生物量的时空分布

Fig. 3 Spatial and temporal distribution of phytoplankton biomass in Longtan River

表 1 龙滩河浮游植物多样性与均匀度指数
Tab. 1 Diversity index of phytoplankton in Longtan River

采样 时间	H'				采样 时间	J			
	1 号	2 号	3 号	4 号		1 号	2 号	3 号	4 号
3 月	2.56	2.12	1.99	2.26	3 月	0.89	0.62	0.57	0.67
6 月	4.52	4.27	4.04	4.36	6 月	1.20	1.16	1.14	1.18
9 月	2.65	3.12	2.73	2.46	9 月	0.68	0.80	0.71	0.65
12 月	2.78	3.65	4.35	3.79	12 月	0.90	1.08	1.17	1.08
均值	3.13	3.29	3.28	3.22	均值	0.92	0.92	0.90	0.90

平均值达 12.89 μg/L, 其中站点 2 最高, 达 33.05 μg/L, 年均值也是站点 2 最高; 总磷的时空变化很小, 各样点以 3 月的含量最高, 平均为 0.240 mg/L, 6、9、12 月各站点含量相近, 为 0.094 ~ 0.119 mg/L, 年均值来看, 站点 4 最低, 仅 0.131 mg/L; 总氮以 6 月最高, 平均为 2.65 mg/L, 9 月最低, 平均为 1.58 mg/L, 年均值来看, 站点 4 最低, 仅 1.94 mg/L。

2.5 水质评价

根据香农多样性指数(H'), 0 ~ 1 属于重污染, 1

~ 2 为 α -中污染, 2 ~ 3 为 β -中污染, > 3 为轻污或无污染, 以此标准判断, 龙滩河 6 月的水质各个站点均为轻污状态(金相灿和屠清瑛, 1990); 其次是 12 月, 除站点 3 为 β -中污染外, 其它站点为轻污; 污染最严重出现在 3 月, 站点 3 为 α -中污染, 其它 3 个站点为 β -中污染, 9 月除站点 2 为轻污外, 其它 3 个站点为 β -中污染。

由此可知, 拦网内 3 个站点的污染程度与拦网外的站点 4 的污染程度无明显差异, 全年来看以拦网内站点 3 的污染程度最轻。

表 2 龙滩河水体的理化参数
Tab. 2 Physicochemical parameters of water in Longtan River

时间	站点	SD/ m	T/ ℃	pH	DO/ mg · L ⁻¹	Chl-a/ μg · L ⁻¹	TP/ mg · L ⁻¹	TN/ mg · L ⁻¹
3 月	1	0.88	12.80	9.12	13.72	6.05	0.243	2.27
	2	1.11	13.10	9.23	13.17	33.05	0.235	2.18
	3	1.57	13.10	9.13	12.84	6.41	0.258	2.26
	4	1.82	13.30	8.94	11.77	6.04	0.225	1.98
6 月	1	0.28	25.50	8.18	8.00	2.26	0.104	2.53
	2	0.38	25.30	8.56	8.03	1.17	0.099	2.67
	3	0.38	25.30	8.25	7.58	1.37	0.094	2.81
	4	0.39	24.70	8.11	6.87	1.25	0.094	2.57
9 月	1	0.94	24.70	8.85	7.86	9.86	0.110	1.83
	2	0.85	25.20	9.18	8.03	14.57	0.094	1.71
	3	0.90	24.80	9.06	8.38	6.14	0.119	1.87
	4	0.94	24.80	9.05	8.32	5.54	0.103	1.70
12 月	1	3.16	16.98	7.88	7.50	0.15	0.110	1.56
	2	2.83	16.98	7.91	7.30	0.09	0.108	1.59
	3	2.74	16.95	8.49	7.60	0.15	0.110	1.59
	4	2.85	16.90	8.52	7.80	0.15	0.103	1.59

表 3 龙滩河综合营养状态指数与水质评价
Tab. 3 Comprehensive trophic level index and water quality evaluation for Longtan River

时间	1 号		2 号		3 号		4 号	
	综合 TSI	水质评价	综合 TSI	水质评价	综合 TSI	水质评价	综合 TSI	水质评价
3 月	63.772	富营养	68.520	富营养	61.013	富营养	59.405	富营养
6 月	63.018	富营养	58.724	富营养	59.144	富营养	58.606	富营养
9 月	61.871	富营养	63.191	富营养	60.716	富营养	59.497	富营养
12 月	39.845	中营养	38.573	中营养	40.736	中营养	40.194	中营养

根据综合营养状态指数评价标准: TSIM < 37 为贫营养, 38 < TSIM < 53 为中营养, TSIM > 54 为富营养。由表 3 可知, 龙滩河水质以 12 月最好, 4 个站点的综合 TSI 为 38.57 ~ 40.73, 为中营养; 3、6、9 月

均为富营养, 年均值为 56.05。从各站点来看, 以综合 TSI 很接近拦网外站点 4 的 TSI 最小。龙滩河的水质变化与香溪河相似, 除冬季外, 其他时间为富营养, 在春季则为重富营养(蔡庆华和胡征宇, 2006)。

3 讨论

3.1 水域牧场生态渔业对浮游植物的影响

水产养殖与富营养化进程之间的关系倍受各国学者的关注,许多研究均集中在对养殖性藻型水体的调控上。大量研究认为,在这类水体投放滤食性鱼类(如鲢、鳙),可以有效遏制藻类滋生,鱼类在摄食藻类增加水产品产量同时,降低了有机物的含量,从而改善了水质(李琪等,1993;刘建康和谢平2003)。另有研究则认为,一方面滤食性鱼类摄食浮游动物,减缓了浮游动物对浮游植物的摄食压力,导致浮游植物生物量和初级生产力上升;另一方面,鱼类对浮游植物的大量摄食并不能使浮游植物的生物量降低,这是因为更小型的藻类得以增殖,浮游生物食性鱼类加快了磷的释放速率或循环速度(陈少莲等,1991)。

本研究调查结果与前人的研究结果比较相近,除3月拦网外站点4的浮游植物的密度和生物量显著低于拦网内的3个站点外,6月、9月和12月的水样中,4个站点的密度和生物量相近,表明鲢鳙在生长旺季可以显著降低养殖区域内浮游植物的密度和生物量,起到了生物净化的作用。由于3月的水温不高,尽管鱼类摄食量低,但鱼类的游动会使水体各个水层理化条件更接近,测定表明水温未出现正分层现象,有利于浮游植物的增殖,因此出现了养殖水域的浮游植物密度远远高于非养殖区的现象,网内采样3个站点浮游植物密度为1 227.82万~1 529.23万个/L,而拦网外站点4浮游植物密度仅为444.42万个/L。

3.2 水域牧场生态渔业对水质的影响

依据多样性指数和综合营养状态指数标准来评价龙滩河水水质,得到了一致的结果。水域牧场内外的水质没有明显差别,在9月,拦网内的站点1、2和3的多样性指数和均匀度还略高于拦网外的站点4,说明放养滤食性鱼类的零投喂养殖模式没有造成水域污染。放养滤食性鱼类能在一定程度上净化水体,如浙江千岛湖、武汉东湖,特别是对于水华的控制起到了很大作用(刘建康和谢平,1999;陈来生等,2005)。鱼类一般含氮2.5%~3.5%、磷0.3%~0.9%,在不投入外来营养物质养殖的条件下,从水中每净增重并捕捞出1 kg的渔获物,相当于从水体向外界转移25~36 g氮和3~9 g磷(陈少莲等,1991)。因此,在围栏区进行滤食鱼类为主体的生态养殖,通过鱼类的食物链转移水体中氮、磷等富余

营养物质,可有效提高水体的自净能力。龙滩河水域牧场2013年共投放鲢苗种29.5万尾、鳙苗种12.1万尾,年产商品鲢86 800 kg、鳙93 700 kg,即向外转移了4 512.5~6 317.5 kg氮和541.5~1 624.5 kg磷,对于1 000 hm²的水域牧场来说,虽然转移的氮磷很有限(鲢鳙渔获量仅为180.5 kg/hm²,转移的氮为4.513~6.318 kg/hm²,转移磷为0.542~1.625 kg/hm²),但并没有加重水体的污染。

从本次调查的初步结果来看,在龙滩河水域牧场拦网内放养滤食性的鲢鳙,不进行人工投饵施肥,靠摄食天然饵料生长,可收获了一定数量的生态有机鱼;拦网内外的浮游植物密度、生物量、综合营养状态指数、生物多样性指数以及理化指标没有明显差别,证实了水域牧场并没有给水环境造成污染。

参考文献

- 蔡庆华,1997. 湖泊富营养化评价方法[J]. 湖泊科学,9(1):89-94.
- 蔡庆华,胡征宇,2006. 三峡水库富营养化问题与对策研究[J]. 水生生物学报,30(1):7-11.
- 陈来生,洪海平,洪荣华,等,2005. 千岛湖网围放养鲢鳙鱼的水体净化功能和渔业合理经营的探讨[J]. 水产科技情报,32(6):259-261.
- 陈少莲,刘肖芳,华俐,1991. 鲢、鳙在东湖生态系统的氮、磷循环中的作用[J]. 水生生物学报,15(1):8-26.
- 陈宇炜,高锡云,2000. 浮游植物叶绿素a含量测定方法的比较测定[J]. 湖泊科学,12(2):185-188.
- 胡鸿均,魏印心,2006. 中国淡水藻类系统分类及生态[M]. 北京:科学出版社.
- 金相灿,屠清瑛,1990. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京:中国环境科学出版社:303-316.
- 雷衍之,2006. 养殖水环境化学实验[M]. 北京:中国农业出版社:72-84.
- 李琪,李德尚,熊邦喜,1993. 放养鲢鱼对水库围隔浮游生物群落的影响[J]. 生态学报,13(1):330-337.
- 刘建康,谢平,1999. 揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜[J]. 长江流域资源与环境,8(3):312-319.
- 刘建康,谢平,2003. 用鲢鳙直接控制微囊藻水华的围隔试验和湖泊实践[J]. 生态科学,22(3):193-196.
- 张婷,李德亮,许宝红,等,2009. 西洞庭湖区养殖水体浮游植物调查与水质评价[J]. 水生态学杂,2(5):12-18.
- 赵文,2005. 水生生物学[M]. 北京:中国农业出版社.
- Carlson R E,1977. A trophic state index for lakes[J]. Limnology and Oceanography,22(2):361-369.

Phytoplankton Community Structure and Water Quality Assessment in
Longtan River of Three-Gorges Reservoir

HE Rong, JIANG Li, ZHENG Shu-ming, ZHOU Yan-ling, ZOU Shen-juan, DING Shan

(Department of Fisheries Southwest University, Chongqing 402460, P. R. China)

Abstract: Longtan River is a tributary of the Yangtze River and Three Gorges Ecological Fishery Co., Ltd. began operating an ecological aquaculture project in the lower reach of the river in October, 2010. The aqua farm, with a water area of 1 000 hm², was constructed by installing a haul net. Silver carp and bighead carp, both filter feeders, were released and foraged naturally instead of being fed artificially or using fertilization. Since that time, the effect of the aquaculture operation on water quality has not been known. To assess the influence of the ecological fishery on the water environment, we made a seasonal investigation of the phytoplankton community structure and water physicochemical parameters at four sampling sites in Longtan River. Sites 1 and 2 were on the upper Longtan River, site 3 in the lower river, within the net, and Site 4 was on the lower Longtan River, outside the net. Water quality was evaluated according to phytoplankton diversity indices and the comprehensive trophic level index. The study provides basic data for water quality protection and formulation of scientific aquaculture strategies. In March, June, September and December of 2013, qualitative phytoplankton samples and 1 000 mL mixed water samples for quantitative analysis were collected at the four sampling sites and physicochemical parameters of the water body were determined, including water temperature, pH, dissolved oxygen, transparency (SD), chlorophyll a (Chl-a), total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN). Results show that 99 phytoplankton species (2 varieties) from 7 phyla were observed in Longtan River. The species richness of Chlorophyta (38) was the richest, followed by Bacillariophyta (28), Cyanophyta (12), Euglenophyta (10), Chrysophyta (4), Pyrroptata (3) and Cryptophyta (3), accounting for 39.39%, 28.28%, 12.12%, 10.10%, 4.04%, 3.03% and 3.03% of the total phytoplankton species, respectively. Phytoplankton species were most abundant at Site 3 (83 species) and least abundant at Site 4, outside the net (71 species). The highest phytoplankton density and biomass both occurred in March (1.172 × 10⁷ cells/L and 12.31 mg/L), and the lowest were observed in December (3.620 × 10⁴ cells/L and 0.07 mg/L), with the annual average density and biomass of 4.845 × 10⁶ cells/L and 4.469 mg/L. Spatially, phytoplankton density was distributed in the order, Site 2 > Site 3 > Site 1 > Site 4 and phytoplankton biomass was ordered, Site 2 > Site 1 > Site 3 > Site 4. The annual average SD, Chl-a, TP and TN were 1.38 m, 5.891 μg/L, 0.138 mg/L and 2.04 mg/L, respectively. The mean Shannon-Weiner diversity index and average Pielou evenness index of the phytoplankton community was 3.22 and 0.91 in Longtan River, and the comprehensive trophic level index of Longtan River varied from 38.57 to 68.52 with the average of 56.05, indicating that pollution in Longtan River was light to moderate. Our study also showed that water quality in the aquaculture area was similar to that in non-culture areas and ecological aquaculture does not have harmful effects on the water environment of Longtan River.

Key words: phytoplankton; physical and chemical factor; water quality assessment; Longtan River