

西洞庭湖区养殖水体浮游植物调查与水质评价

张 婷¹, 李德亮¹, 许宝红¹, 陈开健¹, 肖调义¹, 杨昌珍², 刘寅初²

(1. 湖南农业大学动物科学技术学院, 湖南 长沙 410128; 2. 湖南省常德市畜牧水产局, 湖南 常德 415000)

摘要:于2008年8月对湖南省西洞庭湖区40个典型养殖水体的浮游植物和水质理化指标进行了调查与分析。结果表明,40个养殖水体中共发现浮游植物67属101种,优势种类为铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)、银灰平裂藻(*Merismopedia glauca*)、卷曲鱼腥藻(*Anabaena circinalis*)、水华鱼腥藻(*Anabaena flos-aquae*)、小席藻(*Phormidium tenue*)、十字藻(*Crucigenia apiculata*)、二形栅藻(*Scenedesmus dimorphus*)、四尾栅藻(*Scenedesmus quadricauda*)、集星藻(*Actinastrum hantzschii*)、卵形隐藻(*Cryptomonas ovata*)、羽纹脆杆藻(*Fragilaria pinnata*)、简单舟形藻(*Navicula simplex*)、尖针杆藻(*Synedra acus*)。浮游植物平均密度高达 3.19×10^7 个/L,变动范围 $9.46 \times 10^4 \sim 1.32 \times 10^9$ 个/L。浮游植物密度与蓝藻密度存在良好的相关性,相关系数达到0.940($P < 0.0001$)。Shannon - Wiener多样性指数(H')的变化范围为1.00~3.74。利用浮游植物细胞密度和多样性指数作为水体状况评价指标,初步评价表明,对于人工养殖水体而言,采用半精养模式的水体污染程度相对最轻。

关键词:西洞庭湖区;养殖水体;浮游植物;多样性指数;水质评价

中图分类号:X824 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2009)05-0012-07

近年来,随着我国水产养殖业的迅速发展,养殖水体的污染程度日趋严重,养殖生态环境正在遭受着严重破坏。对我国水产养殖业而言,水体既是养殖对象的生活场所,也是粪便、残饵等的分解容器,又是浮游生物的培育池(侯和菊,2008)。在传统的池塘养殖中,施肥和投饵是提高池塘渔产的2大有效措施(申屠青春等,1999)。然而,多余肥料和残饵碎屑的沉积与分解,使得水体和底泥中的营养盐、有机物浓度升高,透明度下降,爆发性病害频繁发生,给整个水产养殖业造成巨大的经济损失(张卓等,2008)。目前,养殖水环境的恶化,已经成为制约我国水产养殖业健康持续发展的关键因素之一。因此,及时准确地了解养殖水体的水质状况,对于合理制订养殖计划和管理措施具有重要的参考价值和现实意义。

湖南省地处长江以南,境内多年平均水资源1 629.4亿 m^3 ,其中地表水资源为1 622.9亿 m^3 ,是我国天然的富水区之一(董成森等,2007)。但受自然条件的影响,水资源时空分布不均匀(杨奇勇等,2008)。随着全省经济建设的高速发展和城市规模

的不断扩大,水环境污染日益突出。与此同时,人民生活水平的不断提高,对水资源和水质的要求也日益提高,部分地区所出现的水环境问题已严重威胁着全省经济和社会的可持续发展。

西洞庭湖区地处常德市,位于湖南省北部、长江中游荆江段南侧,主要包括常德市的桃源县、汉寿县、安乡县、澧县、临澧县、津市市及常德市区(包括鼎城、武陵)等地域(陈端吕和李际平,2008),是湖南省重要的水产养殖地区。现有养殖水面9.10万 hm^2 ,其中池塘4.92万 hm^2 ,湖泊1.94万 hm^2 ,水库1.62万 hm^2 ,河沟0.47万 hm^2 ,其他0.15万 hm^2 。本研究于2008年8月对湖南省西洞庭湖区40个典型养殖水体的浮游植物和水质理化指标进行了调查与分析,旨在掌握西洞庭湖区主要养殖水体水质的基本情况,从而为洞庭湖区乃至湖南省养殖规划的制定和养殖管理措施的实施提供可靠的背景资料。

1 材料与方法

1.1 采样点设置

根据西洞庭湖区的水面分布状况,分别在常德市区(武陵和鼎城)、安乡县、汉寿县、津市市以及桃源县共设40个采样点。按照水体的养殖类型,将其分为天然养殖水体、粗放水体、半精养水体、精养水体和高密度养殖水体,如表1所示。

收稿日期:2009-03-31

基金项目:湖南省科技厅重点项目(2008nk2004)。

通讯作者:肖调义。E-mail: tyx1128@yahoo.com.cn

作者简介:张婷,1981年生,女,博士,主要从事藻类分子生理生态学研究。E-mail: tingzh0517@163.com

表 1 西洞庭湖区养殖水体采样点概况

Tab. 1 Sampling sites of aquacultural waterbodies in West Dongting Lake Area

水体类型	编号	地 址	养殖模式	养殖密度
天然水体	1	沅江常德芷园公园断面	/	/
	2	沅江韩公渡断面	/	/
	3	沅江汉寿沅水大桥断面	/	/
	4	桃源县漆水河外河	/	/
粗放养殖水体	5	武陵区南坪岗乡金家坪村渔场(66.67 hm ²)	/	/
	6	柳叶湖中心(600 hm ²)	/	/
	7	柳叶湖岸边(600 hm ²)	/	/
	8	柳叶湖岸边(400 hm ²)	/	/
	9	目平湖(1.93 万 hm ²)	/	/
	10	青山湖(840 hm ²)	河蟹	18 ~ 24 kg/hm ²
	11	安乐湖	/	/
	12	安乡县安昌乡渔场(66.67 hm ²)	鳊为主	750 尾/hm ²
	13	牛屎湖(566.67 hm ²)	鳊为主	270 ~ 360 kg/hm ²
	14	汉寿县新兴乡渡口河渔场(113.33 hm ²)	/	/
半精养水体	15	安裕哑河(53.33 hm ²)	白鲢为主	/
	16	津市市西湖(6.67 hm ²)	蚌为主	/
	17	鼎城区特种养殖示范基地(266.67 hm ²)	蟹	/
	18	汉寿县南湖(80 hm ²)	蚌为主	1.5 万只/hm ²
	19	珊瑚湖	鳊为主	/
	20	津市市田草湖(46.67 hm ²)	蚌为主	/
精养水体	21	武陵区南坪岗乡竹根覃村(2.67 hm ²)	笼养 6 ~ 7 cm 仔蚌	1.5 万只/hm ²
	22	安乡县安昌乡渔场(40 hm ²)	笼养 4 龄蚌	1.2 万 ~ 1.5 万只/hm ²
	23	西洞庭金凤三村渔场(1.1 hm ²)	草鱼为主	1 425 ~ 1 500 kg/hm ²
	24	西洞庭金凤三村鱼塘(5 hm ²)	蚌为主	1.2 万只/hm ²
	25	鼎城区蒿子港镇渔场(0.73 hm ²)	草鱼为主	4 050 ~ 4 875 kg/hm ²
	26	鼎城区韩公渡军山村渔场(6.27 hm ²)	蚌为主	1.5 万只/hm ²
	27	鼎城区牛鼻滩谭家河村渔场(13.67 hm ²)	蚌为主	7 500 只/hm ²
	28	鼎城区牛鼻滩永福村渔场(1 hm ²)	草鱼为主	750 kg/hm ²
	29	汉寿县渔港捕捞村渔场(1.67 hm ²)	草鱼为主	487.5 kg/hm ²
	30	汉寿县南湖渔场(1.53 hm ²)	鱼蚌混养	1.95 万只/hm ²
	31	汉寿县建设村渔场(13.33 hm ²)	蚌为主	1.2 万 ~ 1.5 万只/hm ²
	32	桃源县白洋河渔场(25.33 hm ²)	鳊为主	/
高密度养殖水体	33	安乡县出口洲村生态健康养殖示范区(50 hm ²)	甲鱼	9 000 只/hm ²
	34	安乡县安昌乡渔场(0.67 hm ²)	草鱼为主	1 350 kg/hm ²
	35	安乡县安丰乡珊瑚湖渔场(0.67 hm ²)	草鱼为主	1 185 ~ 1 350 kg/hm ²
	36	安乡县安丰乡珊瑚湖渔场(1 hm ²)	草鱼为主	1 500 kg/hm ²
	37	鼎城区德桥镇刘家桥村(7.33 hm ²)	黄鳝	1.50 万 ~ 2.55 万 kg/hm ²
	38	汉寿县团湖渔场(3.33 hm ²)	黄鳝	2 700 kg/hm ²
	39	汉寿县南湖中浪河渔场(0.67 hm ²)	甲鱼	/
	40	汉寿县渔港捕捞村(0.67 hm ²)	甲鱼、乌龟	/

1.2 采样与分析

水深在 3 m 以内的水体,采集表层 0.5 m 水样;水深 3 ~ 10 m 的水体,采集表层 0.5 m 和底层(离底 0.5 m)混合水样。浮游植物定量样品用有机玻璃采水器按上述方法采集,取 1 L 水样置于广口塑料瓶中,现场用鲁哥氏液固定,样品带回实验室后静置沉降 24 h 以上,沉淀浓缩后计数;浮游植物定性样品采用 25 号浮游生物网(网孔直径为 64 μm)在水面表层呈“∞”字形缓慢捞取浮游植物样品,并将网内浓缩液置于 100 mL 塑料水样瓶中,现场用鲁哥氏

液固定,带回实验室镜检分类。

1.3 多样性指数

计算 Shannon - Wiener 多样性指数(H'):

$$H' = - \sum_{i=1}^s (n_i/N) \log_2 (n_i/N),$$

式中: S 为种类数, n_i 为第 i 种的个体数, N 为同一样品中的个体总数。 H' 值 0 ~ 1 为重污染,1 ~ 3 为中污染(其中 1 ~ 2 为 α - 中污染,2 ~ 3 为 β - 中污染),>3 为轻或无污染(况琪军等,2005;赵先富等,2005;管越强等,2007)。

计算优势度(Y):

$$Y = (n_i/N) \times f_i,$$

式中: n_i 为第 i 种的个体数, f_i 为该种在各样品中出现的频率, N 为全部样品中的总个体数(何青等, 2007)。

1.4 数据处理

本研究数据分析和图表绘制在 Origin Version 6.1 (OriginLab 公司, 美国) 中进行。

2 结果与分析

2.1 浮游植物的种类组成

经形态鉴定, 西洞庭湖区 40 个典型养殖水体共检出浮游植物 67 属 101 种。其中, 绿藻门 (Chlorophyta) 种类数最多, 共有 33 属 54 种; 蓝藻门 (Cyanophyta) 和硅藻门 (Bacillariophyta) 次之, 各 19 种; 裸藻门 (Euglenophyta)、隐藻门 (Cryptophyta)、甲藻门 (Pyrrophyta) 和黄藻门 (Xanthophyta) 相对较少, 分别为 4、2、2 和 1 种 (见表 2)。各门浮游植物种类数所占比例见图 1。40 个水体中夏季存在的浮游植物优势种 ($Y \geq 0.02$) 有铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*)、银灰平裂藻 (*Merismopedia glauca*)、卷曲鱼腥藻 (*Anabaena circinalis*)、水华鱼腥藻 (*Anabaena flos-aquae*)、小席藻 (*Phormidium tenue*)、十字藻 (*Crucigenia apiculata*)、二形栅藻 (*Scenedesmus dimorphus*)、四尾栅藻 (*Scenedesmus quadricauda*)、集星藻 (*Actinastrum hantzschii*)、卵形隐藻 (*Cryptomonas ovata*)、羽纹脆杆藻 (*Fragilaria pinnata*)、简单舟形藻 (*Navicula simplex*)、尖针杆藻 (*Synedra acus*)。其中, 银灰平裂藻 (*M. glauca*) 优势最明显, 其作为优势种类存在于被调查的 18 个水体中; 小席藻 (*P. tenue*) 次之, 作为优势种类存在于 15 个水体中。

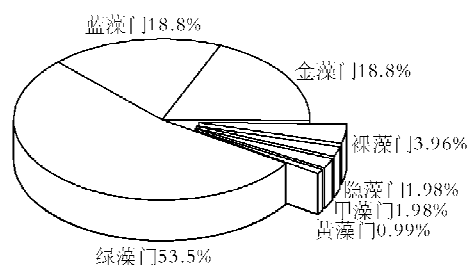


图1 西洞庭湖区养殖水体各门浮游植物种类数的比例
Fig.1 The proportion of the phytoplankton species in aquacultural waterbodies in West Dongting lake area

2.2 浮游植物的细胞密度

西洞庭湖区 40 个典型养殖水体浮游植物的细胞密度在 $9.46 \times 10^4 \sim 1.32 \times 10^8$ 个/L 范围内变动, 平均值为 3.19×10^7 个/L, 如图 2A 所示。相比而

言, 天然水体的浮游植物平均细胞密度最低, 为 5.11×10^6 个/L; 其次为半精养水体, 8.61×10^6 个/L; 精养水体位居第 3 位, 3.15×10^7 个/L; 高密度养殖水体最高, 4.66×10^7 个/L。蓝藻的平均细胞密度约为 2.02×10^7 个/L, 变动范围为 $0 \sim 1.28 \times 10^8$ 个/L (图 2B)。与浮游植物相似, 天然水体的蓝藻平均细胞密度最低, 为 2.87×10^6 个/L; 高密度养殖水体最高, 3.44×10^7 个/L。蓝藻广泛分布于不同类型的水体中, 在水体富营养化进程中扮演着重要的角色 (Oliver R L & Granf G G, 2000; 林秋奇等, 2007)。蓝藻的生物量急剧增加并最终成为优势类群是水体富营养化的重要表征之一, 即蓝藻细胞密度越高, 水体富营养化程度越严重 (王朝晖等, 2004)。由此可见, 采用“高密度养殖”模式的水体富营养化程度相对最为严重。此外, 将浮游植物细胞密度与各门类藻类细胞密度进行相关性分析, 仅发现浮游植物与蓝藻的细胞密度具有显著的线性相关, 相关系数达到 0.940 ($P < 0.0001$), 见图 3。

大量研究资料表明, 浮游植物生物量的多寡与水体的营养状况呈正相关性 (况琪军等, 2005; 郭沛通, 1997)。因此, 浮游植物的细胞密度可作为水生态系统功能和水质评价的重要参数之一 (高世荣等, 2006)。参考况琪军等 (2005) 利用浮游植物细胞密度评价水质的方法: 细胞密度 $\leq 1 \times 10^6$ 个/L 时水质为轻或无污型, $1 \times 10^6 \sim 9 \times 10^6$ 个/L 时水质为轻污- β -中污型, $10 \times 10^6 \sim 40 \times 10^6$ 个/L 时水质为 β -中污型, $41 \times 10^6 \sim 80 \times 10^6$ 个/L 时水质为 α - β -中污型, $81 \times 10^6 \sim 99 \times 10^6$ 个/L 时水质为 α -中污型, $\geq 100 \times 10^6$ 个/L 时水质为 ps 型。结果显示, 被调查水体中存在轻或无污型水体 3 个, 轻污- β -中污型 7 个, β -中污型 17 个, α - β -中污型 12 个, 以及 ps 型 1 个 (图 2A)。对天然水体而言, 75% 的水体属轻污- β -中污型, 25% 属 β -中污型; 对养殖水体而言, 半精养水体污染程度相对最轻, 16.7% 的水体属轻或无污型, 33.3% 属轻污- β -中污型, 50% 属 β -中污型; 而其它各类型的养殖水体均存在一定比例的 α - β -中污型水体, 高密度养殖水体还存在一个 ps 型水体。

2.3 浮游植物多样性指数

西洞庭湖区 40 个典型养殖水体浮游植物 Shannon-Wiener 多样性指数 (H') 的变化范围为 1.00 ~ 3.74, 如图 4 所示。由图 4 可看出, 仅半精养水体的 H' 值均大于 2, 其它各类型水体均存在个别 $H' < 2$ 的水体。浮游植物多样性指数是常用的水质评价指标, 主要依据藻类细胞密度和种群结构的变化评价

表 2 西洞庭湖区养殖水体主要浮游植物名录

Tab. 2 Catalogue of species of phytoplankton of aquacultural waterbodies in West Dongting Lake Area

门类	种类	门类	种类
绿藻门	锥形胶囊藻 (<i>Gloeocystis planctonica</i>)	蓝藻门	盘藻 (<i>Gonium pectorale</i>)
	水溪绿球藻 (<i>Chlorococcum infusionum</i>)		环藻 (<i>Sphaeroplea annulina</i>)
	放射多芒藻 (<i>Golenkinia radiata</i>)		四球藻 (<i>Tetrachlorella alternans</i>)
	疏刺多芒藻 (<i>G. paucispina</i>)		铜绿微囊藻 (<i>Microcystis aeruginosa</i>)
	螺旋弓形藻 (<i>Schroederia spiralis</i>)		水华微囊藻 (<i>M. flos-aquae</i>)
	小球藻 (<i>Chlorella vulgaris</i>)		湖沼色球藻 (<i>Chroococcus limneticus</i>)
	十字顶棘藻 (<i>Chodatella wratislaviensis</i>)		优美平裂藻 (<i>Merismopedia elegans</i>)
	四刺顶棘藻 (<i>C. quadriseta</i>)		银灰平裂藻 (<i>M. glauca</i>)
	微小四角藻 (<i>Tetraedron minimum</i>)		针状蓝纤维藻 (<i>Dactylococcopsis acicularis</i>)
	三叶四角藻 (<i>T. trilobulatum</i>)		针晶蓝纤维藻 (<i>D. raphidioides</i>)
	具尾四角藻 (<i>T. caudatum</i>)		弯形尖头藻 (<i>Raphidiopsis curvata</i>)
	肥壮蹄形藻 (<i>Kirchneriella obesa</i>)		束丝藻 (<i>Aphanizomenon</i> sp.)
	纤细月牙藻 (<i>Selenastrum gracile</i>)		水华鱼腥藻 (<i>Anabaena flos-aquae</i>)
	针形纤维藻 (<i>Ankistrodesmus acicularis</i>)		卷曲鱼腥藻 (<i>A. circinalis</i>)
	拟新月藻 (<i>Closteriopsis longissima</i>)		卷曲拟鱼腥藻 (<i>Anabaenopsis circinalis</i>)
	粗刺四刺藻 (<i>Treubaria crassispina</i>)		极大螺旋藻 (<i>Spirulina maxima</i>)
	湖生卵囊藻 (<i>Oocystis lacustris</i>)		泥生颤藻 (<i>Oscillatoria limosa</i>)
	肾形藻 (<i>Nephrocystium agardhianum</i>)		小颤藻 (<i>O. tenuis</i>)
	新月肾形藻 (<i>N. lunatum</i>)		土生席藻 (<i>Phormidium mucicola</i>)
	并联藻 (<i>Quadrigula chodatii</i>)		小席藻 (<i>P. tenue</i>)
	集星藻 (<i>Actinastrum hantzschii</i>)		湖泊鞘丝藻 (<i>Lyngbya limnetica</i>)
	单角盘星藻 (<i>Pediastrum simplex</i>)		湖生蓝丝藻 (<i>Limnothrix</i> sp.)
	单角盘星藻具孔变种 (<i>P. simplex</i> var. <i>duodenarium</i>)	硅藻门	变异直链藻 (<i>Melosira varians</i>)
	二角盘星藻 (<i>P. duplex</i>)		颗粒直链藻 (<i>M. granulata</i>)
	二角盘星藻纤细变种 (<i>P. duplex</i> var. <i>gracillimum</i>)		梅尼小环藻 (<i>Cyclotella meneghiniana</i>)
	双射盘星藻 (<i>P. biradiatum</i>)		缢缩异极藻头状变种 (<i>Gomphonema constrictum</i> var. <i>capitata</i>)
	短棘盘星藻 (<i>P. boryanum</i>)		星形冠盘藻 (<i>Stephanodiscus astraea</i>)
	双对栅藻 (<i>Scenedesmus bijugatus</i>)		扁圆卵形藻多孔变种 (<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>)
	扁盘栅藻 (<i>S. platydiscus</i>)		窗格平板藻 (<i>Tabellaria fenestrata</i>)
	弯曲栅藻 (<i>S. arcuatus</i>)		羽纹脆杆藻 (<i>Fragilaria pinnata</i>)
	斜生栅藻 (<i>S. obliquus</i>)		肘状杆藻 (<i>Synedra ulna</i>)
	二形栅藻 (<i>S. dimorphus</i>)		尖针杆藻 (<i>S. acus</i>)
	尖细栅藻 (<i>S. acuminatus</i>)		双头针杆藻 (<i>S. amphicephala</i>)
	爪哇栅藻 (<i>S. javaensis</i>)		细纹长篦藻 (<i>Neidium affine</i>)
	齿牙栅藻 (<i>S. denticulatus</i>)		简单舟形藻 (<i>Navicula simplex</i>)
	四尾栅藻 (<i>S. quadricauda</i>)		喙头舟形藻 (<i>N. rhynchocephala</i>)
	丛球韦斯藻 (<i>Westella botryoides</i>)		细条羽纹藻 (<i>Pinnularia microstauron</i>)
	单棘四星藻 (<i>Tetrastrum hastiferum</i>)		膨胀桥弯藻 (<i>Cymbella tumida</i>)
	异棘四星藻 (<i>T. heterocanthum</i>)		双尖菱板藻 (<i>Hantzschia amphioxys</i>)
	四角十字藻 (<i>Crucigenia quadrata</i>)		美丽星杆藻 (<i>Asterionella formosa</i>)
	四足十字藻 (<i>C. tetrapedia</i>)		椭圆双壁藻 (<i>Diploneis elliptica</i>)
	十字藻 (<i>C. apiculata</i>)	隐藻门	卵形隐藻 (<i>Cryptomonas ovata</i>)
	月形双形藻 (<i>Dimorphococcus lunatus</i>)		蓝隐藻 (<i>Chroomonas</i> sp.)
	小空星藻 (<i>Coelastrum microporum</i>)	裸藻门	绿色裸藻 (<i>Euglena viridis</i>)
	小双胞藻 (<i>Geminella minor</i>)		血红裸藻 (<i>E. sanguinea</i>)
	线形拟韦氏藻 (<i>Westellopsis linearis</i>)		圆形扁裸藻 (<i>Phacus orbicularis</i>)
	微孢藻 (<i>Microspora</i> sp.)	甲藻门	宽扁裸藻 (<i>P. pleuronectes</i>)
	空球藻 (<i>Eudorina elegans</i>)		二角多甲藻 (<i>Peridinium bipes</i>)
	实球藻 (<i>Pandorina morum</i>)	黄藻门	多甲藻 (<i>Peridinium</i> sp.)
	鼓藻 (<i>Cosmarium</i> sp.)		小型黄丝藻 (<i>Tribonema minus</i>)
	具齿角星鼓藻 (<i>Staurostrum indentatum</i>)		

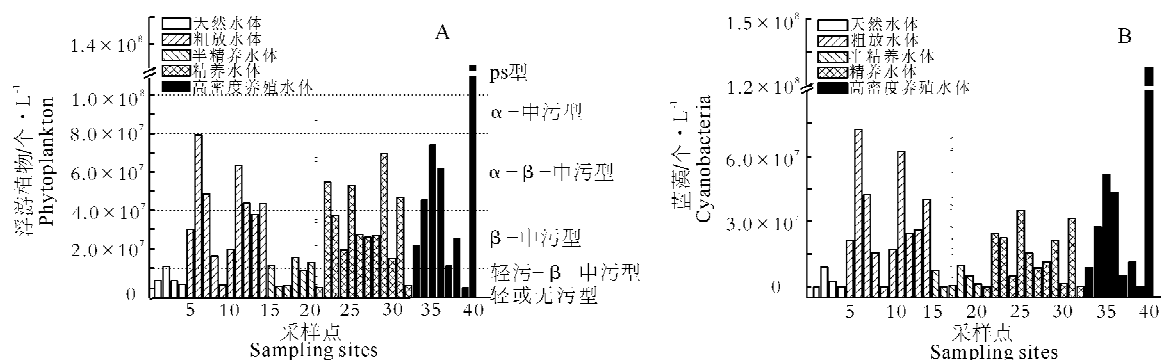


图2 西洞庭湖区养殖水体浮游植物(A)和蓝藻(B)的细胞密度

Fig.2 Phytoplankton (A) and Cyanobacteria (B) abundances of aquacultural waterbodies in West Dongting Lake Area

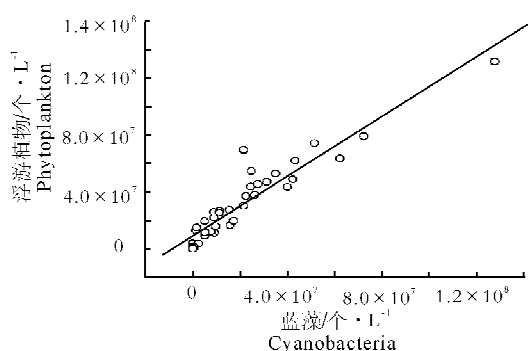


图3 浮游植物与蓝藻细胞密度的线性相关

Fig.3 Linear correlation between cell densities of phytoplankton and of cyanobacteria

水体的污染程度(况琪军等,2004)。一般来说,浮游植物的 H' 值越高,其群落结构越复杂,稳定性越大,水质越好(郭劲松等,2008)。参照利用 H' 值评价水质的标准,本研究被调查水体中 22.5% 的水体为轻污型(9 个),77.5% 为中污型(其中 β -中污型 25 个, α -中污型 6 个)。比较各类型水体的水质评价结果,发现仅采用半精养养殖模式的水体不存在 α -中污型水体。由此说明,半精养水体污染程度相对最轻,这与利用浮游植物细胞密度直接评价水质的结果一致。

浮游植物多样性指数与细胞密度均可用于评价水体的污染状况。但就评价方法本身而言,后者较前者对水体污染类型的区分更为精细,存在“轻污- β -中污型”和“ α - β -中污型”2 种过渡类型。本文分别采用了上述 2 种方法对所调查水体的污染状况进行评价,结果显示在对个别水体污染类型的评判上仍存在一定差异。这种评价结果间的差异也存在于对香溪河(况琪军等,2004)、沂河(高远等,2008)等水质评价报道中,可能与各评价方法的侧重点不同有关。因此,建议在应用浮游植物评价指标评判水体污染类型时,至少选用 2 种或 2 种以上的方法结合使用以确保得到正确的结论。

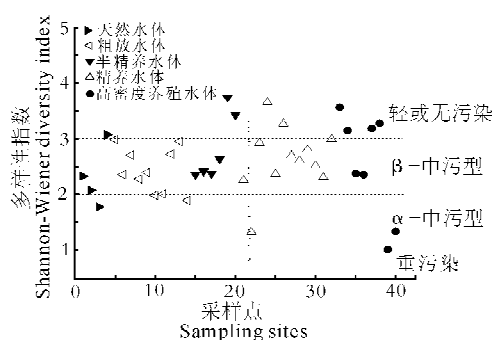


图4 西洞庭湖区养殖水体浮游植物多样性指数 (H')

Fig.4 Shannon-Wiener diversity index (H') of phytoplankton in aquacultural waterbodies in West Dongting Lake Area

3 讨论

渔业在我国国民经济中占重要地位,其发展与水域生态环境质量密切相关。尽管水域生态环境是水生物赖以生存和发展的基本条件,但当前我国的水产养殖仍然是以牺牲环境为代价的(崔莹和臧维玲,2006)。在本文所阐述的 4 种人工养殖模式下,半精养界于粗放和精养之间,其特征是在充分利用天然饵料的基础上,有补充性饲料和肥料的投入(贺锡勤等,1995)。本研究结果显示,对人工养殖水体而言,半精养水体污染程度相对最轻。这可能与半精养模式能够较充分地发挥饵料、肥料和水体的生产潜力、使得资源利用程度较好有关。在被调查的半精养水体中,所养殖的水生动物主要是以浮游生物为食的鲢、鳙、蚌和蟹,其养殖密度均高于粗放养殖水体,故其对浮游植物的需求总量也相对较高,这可能是半精养水体的浮游植物细胞密度低于粗放养殖水体的主要原因之一。而精养与高密度养殖则是完全利用人工饲料,尤其是全价人工配合饲料(贺锡勤等,1995),这种高密度、高投入、高产出的生产方式使得大量残饵和排泄物进入水环境,营

养物质的逐渐增多会导致浮游植物大量繁殖(宋妍和宋碧玉,2006)。一个水体的自净能力是有限的,一旦超出了负荷力就有可能导致水体富营养化和水质恶化,会严重影响养殖动物的生存及生长。因此,对已处于富营养化状态的养殖水体,应尽快加以治理与保护;对尚处于中营养或贫营养状态的养殖水体,应调控好养殖水体的生态系统结构,不能盲目追求产量,应以资源和环境承载力为基础,使水环境与渔业经济协调发展。

参考文献:

- 何青,孙军,栾青杉,等. 2007. 长江口及其邻近水域冬季浮游植物群集[J]. 应用生态学报, 18 (11): 2 559 - 2 566.
- 侯和菊. 2008. 水产品的安全与健康养殖[J]. 北京农业, (10): 34 - 36.
- 况琪军,胡征宇,周广杰,等. 2004. 香溪河流域浮游植物调查与水质评价[J]. 武汉植物学研究, 22 (6): 507 - 513.
- 况琪军,马沛明,胡征宇,等. 2005. 湖泊富营养化的藻类生物学评价与治理研究进展[J]. 安全与环境学报, 5 (2): 87 - 91.
- 宋妍,宋碧玉. 2006. 淡水网箱养殖对环境的影响[J]. 水产科学, 25 (1): 42 - 44.
- 崔莹,臧维玲. 2006. 水产养殖与渔业水域环境的关系[J]. 现代渔业信息, 21 (4): 9 - 11.
- 张卓,曲丹,宫会顶,等. 2008. 淡水养殖池塘水质调控技术研究[J]. 黑龙江水产, (4): 15 - 17.
- 杨奇勇,毛德华,常疆,等. 2008. 湖南省农业干旱水资源风险评价[J]. 湖南师范大学学报:自然科学版, 31 (1): 125 - 129.
- 林秋奇,雷腊梅,韩博平. 2007. 南亚热带不同营养水平水库的蓝藻组成与动态[J]. 生态学杂志, 26 (7): 1 027 - 1 033.
- 王朝晖,林秋奇,胡韧,等. 2004. 广东省水库的蓝藻污染状况与水质评价[J]. 热带亚热带植物学报, 12 (2): 117 - 123.
- 申屠青春,董双林,张兆琪,等. 1999. 池塘养殖生态系水质调控技术研究综述[J]. 水利渔业, 19 (6): 39 - 42.
- 管越强,郭云学,李博,等. 2007. 拒马河浮游植物群落特征及水质评价[J]. 河北大学学报:自然科学版, 27 (4): 401 - 406.
- 董成森,邹冬生,熊鹰. 2007. 湖南生态环境问题与可持续发展[J]. 经济地理, 27 (1): 173 - 175.
- 贺锡勤,盛海清,许国焕. 1995. 论中国半精养水库渔业及其饲料问题[J]. 湖泊科学, 7 (4): 365 - 373.
- 赵先富,于军,葛建华,等. 2005. 青岛棘洪滩水库浮游藻类状况及水质评价[J]. 水生生物学报, 29 (6): 639 - 644.
- 郭劲松,陈杰,李哲,等. 2008. 156 m 蓄水后三峡水库小江回水区春季浮游植物调查及多样性评价[J]. 环境科学, 29 (10): 2 711 - 2 715.
- 郭沛通,林育真,李玉仙. 1997. 东平湖浮游植物与水质评价[J]. 海洋湖沼通报, 4: 37 - 42.
- 陈端吕,李际平. 2008. 西洞庭湖区森林景观格局的环境响应[J]. 林业科学, 44 (7): 29 - 35.
- 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.
- 高远,苏宇祥,亓树财. 2008. 沂河流域浮游植物与水质评价[J]. 湖泊科学, 20 (4): 544 - 548.
- Oliver R L, Granf G G. 2000. Freshwater blooms [M]//Whitton, B A, Potts M. The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher.

(责任编辑 杨春艳)

Investigation on Phytoplankton and Water Quality Assessment of Aquacultural Waterbodies in West Dongting Lake Area

ZHANG Ting¹, LI De-liang¹, XU Bao-hong¹, CHEN Kai-jian¹,
XIAO Tiao-yi¹, YANG Chang-zhen², LIU Yin-chu²

- (1. College of Animal Science and Technology, Hunan Agriculture University, Changsha 410128, China;
2. Changde Animal husbandry and fishery bureau, Changde 415000, China)

Abstract: In August 2008, the phytoplankton and water quality in 40 aquacultural waters were investigated and analyzed in West Dongting Lake Area. A total of 67 genera and 101 species of phytoplankton were detected, of which *Microcystis aeruginosa*, *Merismopedia glauca*, *Anabaena circinalis*, *Anabaena flos-aquae*, *Phormidium tenue*, *Crucigenia apiculata*, *Scenedesmus dimorphus*, *Scenedesmus quadricauda*, *Actinastrum hantzschii*, *Cryptomonas ovata*, *Fragilaria pinnata*, *Navicula simplex* and *Synedra acus* were dominant. The average cell density of phytoplankton was 3.19×10^7 cells/L ($9.46 \times 10^4 \sim 1.32 \times 10^9$ cells/L). There was a significant correlation between cell densities of phytoplankton and cyanobacteria ($R = 0.940$, $P < 0.0001$). The Shannon-Wiener diversity index (H') ranged from 1.00 to 3.74. Water quality assessment was calculated by using diversity index and cell density of phytoplankton. It was indicated that semi-intensive aquacultural waterbodies were polluted lightly, compared with the other three kinds of aquacultural waterbodies.

Key words: West Dongting Lake Area; Aquacultural water; Phytoplankton; Diversity index; Water quality assessment