

大水面放养凤眼莲对底栖动物群落结构及其生物量的影响

刘国锋¹, 刘海琴¹, 张志勇¹, 张迎颖¹, 严少华^{1*}, 钟继承², 范成新²

(1. 江苏省农业科学院资源与环境研究所, 南京 210014; 2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

摘要:为研究在太湖竺山湖进行 200 hm² 的水面放养凤眼莲后对底栖生态环境的影响, 进行了连续 3 个月的底栖生物调查。结果表明, 软体动物(主要是铜锈环棱螺)的平均密度从远离到种养区内分别为 276.67、371.11 和 440.00 ind/m², 生物量从远离到种养区内分别为 373.15、486.57 和 672.54 g/m²; 表现为种养区内要高于种养区外围; 种养区内寡毛类(主要是霍甫水丝蚓)和摇蚊幼虫类的密度和生物量的变化表现为种养区内 > 远种养区 > 近种养区。在 8~9 月间 3 种底栖动物优势种的密度和生物量都表现为快速增加、但在 10 月为快速下降的趋势。出现这种情况可能是在 9~10 月大量蓝藻开始死亡, 蓝藻在死亡分解过程中消耗大量溶解氧, 并释放出大量的 N、P 营养盐, 提高水体富营养化程度, 导致底栖动物死亡。利用 Shannon-Weaver 和 Simpson 指数来评价底栖环境, 表明水体处于中-重度污染状态。因此, 短期内(6 个月左右的放养时间)的大水面、高密度的凤眼莲的种植模式尚未表现出对底栖生境及底栖生物的较大影响。

关键词:大水面种植; 凤眼莲; 底栖生物; 群落结构; 生物量

中图分类号:X174 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)12-2925-07

Effects of Large-Area Planting Water Hyacinth on Macro-Benthos Community Structure and Biomass

LIU Guo-feng¹, LIU Hai-qin¹, ZHANG Zhi-yong¹, ZHANG Ying-ying¹, YAN Shao-hua¹, ZHONG Ji-cheng², FAN Cheng-xin²

(1. Institute of Agricultural Resource and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Science, Nanjing 210014, China; 2. State Key Laboratory of Lake & Environment, Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: The effects on macro-benthos and benthos environment of planting 200 hm² water hyacinth (*E. crassipes*) in Zhushan Bay, Lake Taihu, were studied during 8~10 months consecutive surveys. Results indicated that average densities of mollusca (the main species were *Bellamya aeruginosa*) in far-planting, near-planting and planting area were 276.67, 371.11 and 440.00 ind/m², respectively, and biomass were 373.15, 486.57 and 672.54 g/m², respectively, showed that average density and biomass of planting area's were higher than those of others. However, the average density and biomass of Oligochaeta (the main species was *Limodrilus hoffmeisteri*) and Chironomidae in planting area were lower than that of outside planting area. The density and biomass of three dominant species of benthic animal increased quickly during 8~9 months, decreased quickly in October inside and outside water hyacinth planting area. The reason of this phenomenon could be possible that lots of cyanobacteria cells died and consumed dissolve oxygen in proceed decomposing. Algae cells released lots of phosphorus and nitrogen simultaneously, so macro-benthos died in this environment. The indexes of Shannon-Weaver and Simpson indicated that water environment was in moderate polluted state. On the basis of the survey results, the large-area and high-density planting water hyacinth haven't demonstrated a great impact on macro-benthos and benthos environment in short planting time (about 6 months planting time).

Key words: large-area planting; water hyacinth; macro-benthos; community structure; biomass

近 20 年来, 因经济高速发展和不合理的湖泊资源开采, 太湖水质已经连续多年处于富营养化状态, 湖泊生态系统结构和功能出现退化, 蓝藻水华频繁暴发, 水质性缺水日趋严重, 并造成巨大经济损失^[1]。湖泊富营养化表现之一就是蓝藻的大量暴发, 造成水污染事件, 在 2007 年、2008 年连续 2 a 出现因大量蓝藻聚集而引发的藻源性黑水团事件, 更是对当地的生产、生活造成了巨大影响^[2~5]。针对太

湖水体富营养化的治理, 已经实行了多种治理措施, 如底泥疏浚^[6]、利用水生植物生态恢复^[7]、引江济

收稿日期:2010-02-23; 修订日期:2010-04-12

基金项目:国家科技支撑计划项目(2009BAC63B01); 国家自然科学基金项目(40901253); 江苏省自然科学基金项目(BK2009333); 中国科学院知识创新工程领域前沿项目(CXNIGLAS200804)

作者简介:刘国锋(1979~),男,博士,主要研究方向为湖泊水环境
污染及生态治理,E-mail: njliugf@yahoo.cn

* 通讯联系人,E-mail: shyan@jaas.ac.cn

太^[8,9]等,这些措施都取得了一定的效果。但是由于受到外源不断输入、内源污染仍持续向上覆水体中释放营养盐等作用,使得这些措施的最终效果受到了不同程度的影响。

凤眼莲(*Eichhornia crassipes* Solms)是一种常见的漂浮植物,因其生态位广且对光照、溶氧具有较强的竞争优势,相对于其他水生植物其繁殖能力较强、获取的生物量较大^[10,11]。另外,凤眼莲对环境有较强的适应性,不仅具有极高的耐污性,而且具有去除色度^[12]、重金属^[13~15]和有机毒性物质^[16,17]的能力,但更多的是应用其对污染水体中氮磷的吸收和去除作用^[18,19],凤眼莲常常被人们用于污染水体生态净化的待选植物^[20,21]。

江苏农业科学院利用凤眼莲生长快、扩繁能力强、适应性广、能够快速从水体中吸收氮磷营养盐的优点,开发了“凤眼莲安全种养与资源化利用成套技术研究及工程示范”并通过国家科技支撑计划在太湖竺山湖进行了200 hm²水面的凤眼莲控制性放养。在解决了控制生长、及时打捞及后续资源化利用也即对水体的二次污染的问题后,可以充分发挥其优势,在大水面中种植凤眼莲来净化水质,从水体中直接吸收氮、磷营养盐而实现对污染水体的原位生态修复。但由于凤眼莲是一种外来的人侵物种,曾因其快速的扩繁能力而被称为十大恶草之一^[10],针对凤眼莲的大规模、高密度水面种植的应用工程尚未有过,其对水体环境的影响、尤其是底泥中的底栖生物群落及其结构的影响,需要进行相应的研究;而目前不少专家及学者对大规模放养凤眼莲尚有较多的异议^[22~24],更担心大水面放养条件下是否会造成本体缺氧而对底栖生境以及底栖生物群落产生不良影响。

底栖动物因其生活史的大部或全部时间是生活于水体底部的水生动物,因而水体环境中如营养盐、有毒有害物质、重金属等的各种变化,都能够影响到底栖生物的生长、繁殖和存活;底栖动物的种群和群落结构能确切地反映水体质量变化,是水体环境监测的良好指示生物^[25]。利用底栖生物作为水体水质的监测生物,国内外已有较多学者做了大量研究^[26~29]。因此,依托这一项目,本研究选取大水面放养凤眼莲后对水环境的影响,通过对放养区内外的大型底栖动物的连续调查,来监控底栖动物的数量、群落结构和生物量等的变化,根据底栖动物的这一变化,以期能够为在大水面放养凤眼莲后对水体环境的影响提供相应的数据和理论支持。

1 材料与方法

1.1 采样点布设

研究地点设在太湖竺山湖的实验区,本实验区靠近武进区太滆村,该村有几十家酒店,特别在夏季前来品尝水产品的人较多。所设种养区东边为太滆村,种养区周围有一航道(见图1)。凤眼莲种养区利用不锈钢钢管、围网进行控制以防凤眼莲随水漂流。为了能够有效地监测底栖动物变化,共设样点33个,其中远离种养区12个(1~12号点),靠近种养区12个(13~24号点),种养区内9个(25~33号点);每个样点打桩后挂上写有编号的牌子,并利用手持GPS进行定位。

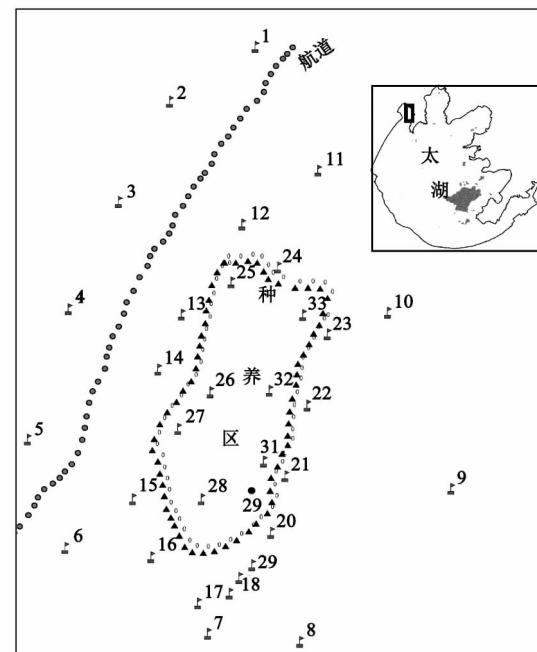


图1 采样点位示意

Fig. 1 Sampling sites

1.2 样品采集及处理

凤眼莲种养区从7月放满,待凤眼莲适应水体环境、长势较好后开始底栖动物采集。从8月开始至凤眼莲打捞完毕采样结束,从2009年8~10月上旬按照一定顺序进行连续采集。样品采集用1/40 m²改良的彼得逊采泥器,泥样经60目尼龙筛洗净后,置于白瓷盘中肉眼观察、用镊子将底栖动物标本挑出,标本用10%福尔马林溶液保存。在实验室中将标本鉴定到尽可能低的分类单元^[30~32],然后计算和称重,结果最终折算成单位面积的密度和湿重生物量。同时测定水体的DO、pH、透明度并观察水体状况。采集后的水样立即带回实验室进行处理,水样的TN、TP

利用高温消煮法测定。数据利用 Excel 2003 处理。

1.3 数据分析与评价指标

实验数据采用 Excel 2003 进行分析。生物多样性指数选取 Shannon-Weaver (H)^[33]、Simpson 指数^[34]和 Goodnight 指数^[35]作为水质情况的评价指数(表 1)。文中所列数据为各采样点多次采样计算结果的平均值。

表 1 生物多样性评价指数及评价标准

Table 1 Index and standard of biodiversity assessment

指数	评价标准
Shannon-Weaver (H)	$H > 3.0$ 表示略有污染至清洁水质, $2.0 < H < 3.0$ 轻度污染, $1.0 < H < 2.0$ 中等污染, $H < 1.0$ 严重污染
Simpson	指数为 0, 严重污染, 1~2 为重污染; 2~3 为中污染, 3~6 为轻度, >6 为清洁水
Goodnight	指数值在 80%~100% 为重污染, 60%~80% 为中污染, 60% 以下为轻度污染至良好水质

2 结果与分析

2.1 种类组成

在调查采样期间采集得到 99 份样品中, 共采集到 8 种生物, 隶属于 5 科 8 种, 其中寡毛目颤蚓科有霍甫水丝蚓 (*Limodrilus hoffmeisteri*) 和苏氏尾鳃蚓 (*Branchiura sowerbyi*); 双翅目摇蚊幼虫科有粗腹摇

蚊幼虫 (*Pelopia*) 和前突摇蚊幼虫 (*Procladius*); 腹足纲田螺科主要是铜锈环棱螺 (*Bellamya aeruginosa*); 珊瑚纲珠蚌科有圆顶珠蚌 (*Unio douglaniae*) 和椭圆背角无齿蚌 (*Anodonta elliptica*), 这些种类在远离种养区、近种养区和种养区内都有出现, 且所采集到的这些种类均是太湖中常见的种类。

2.2 底栖动物出现率及密度变化

调查表明, 所设样点中软体动物的出现率在 98% 以上, 表明在各个样点基本都能采集到软体动物, 实际采样中在各样点都能采集到软体动物(主要是铜锈环棱螺)。远离种养区、近种养区和种养区内底栖动物的平均密度和生物量变化见表 2。3 个地段中软体动物和摇蚊幼虫都有出现, 寡毛类(以霍甫水丝蚓为主)的出现率稍有变化。从平均密度变化上来说, 从远离种养区到种养区内, 软体动物的密度呈现增加趋势, 摆蚊幼虫类和寡毛类从远离种养区到近种养区趋于增加, 而在种养区内呈现急剧下降的趋势; 从其生物量变化情况来看, 摆蚊幼虫类和寡毛类生物量变化类似于其密度的变化趋势, 表现为近种养区要高于远离种养区, 但到了种养区内, 其生物量则大大降低。而软体动物因其个体较大, 重量较重, 因此表现为生物量比较高, 但其总的变化趋势为: 远离种养区 < 近种养区 < 种养区。

表 2 凤眼莲种养区内外大型底栖动物的平均密度及现存量

Table 2 Average density and biomass of macro-benthos in internal and external water hyacinth stocking areas

底栖动物 (主要种类)	远离种养区			近种养区			种养区内		
	出现率 ¹⁾	平均密度 ²⁾	平均生物量 ³⁾	出现率	平均密度	平均生物量	出现率	平均密度	平均生物量
软体动物(铜锈环棱螺)	100	276.67	373.15	100	371.11	486.57	100	440.00	672.54
寡毛类(水丝蚓)	80.56	4 630.00	4.8170	100	4 916.67	5.0143	81.48	2 408.89	2.4147
摇蚊幼虫	100	4 043.33	7.2693	100	5 653.33	9.2650	100	2 057.78	4.6040

1) 出现率为%; 2) 平均密度为 $\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$; 3) 平均生物量为 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$; 下同

为了能更详细地说明各采样点处在不同采样时间下底栖动物的密度变化情况, 底栖动物在各个月份平均密度的动态变化情况如图 2 所示。寡毛类的密度在 8~10 月呈现下降趋势, 但在近种养区处呈现先增加后下降的抛物线趋势, 远离种养区的从 8 月的 2206.67 ind/m^2 到 10 月的 663.33 ind/m^2 ; 而在种养区内则是从 8 月 795.56 ind/m^2 下降到 10 月的 137.78 ind/m^2 。摇蚊幼虫类在远离种养区在 8~9 月呈现增加趋势, 但到了 10 月后表现下降; 而在种养区内表现为持续下降趋势, 从 8 月的 1040.00 ind/m^2 到 10 月的 448.89 ind/m^2 。软体动物的密度变化幅度则较小, 但在远离种养区和近种养区表现为下降, 而在种养区内表现为增加, 从 8 月的 404.44 ind/m^2 到 9 月的 568.89 ind/m^2 , 而到了 10

月则有所下降, 为 346.67 ind/m^2 。总体上来看, 底栖动物在远离种养区都表现为下降趋势, 靠近种养区则是增加, 而在种养区内摇蚊幼虫和寡毛类呈现

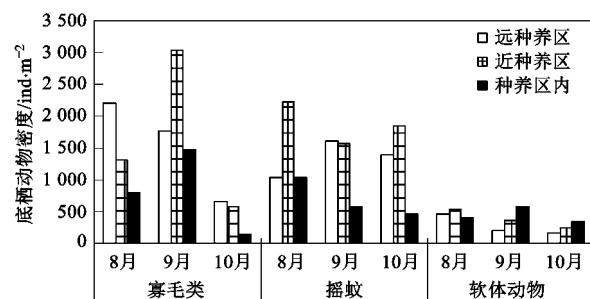


图 2 不同采样时间底栖动物密度变化

Fig. 2 Changes of macro-benthos density during different sampling times

下降,软体动物的密度却是增加的变化趋势。从时间变化来看,整体变化趋势为9月的密度为采样期间最高值,而到10月均有下降。

2.3 底栖动物生物量及其群落结构的变化

底栖动物的生物量变化如图3所示,由于软体动物的个体较大、重量较重,因此相对于寡毛类和摇蚊幼虫类,即使采集到少量的软体动物,其生物量也要远远高于寡毛类和摇蚊幼虫类的生物量。从图3中可以知道,寡毛类、摇蚊幼虫类和软体动物在8~10月其生物量呈现为下降的趋势。在距离种养区不同距离处,寡毛类和摇蚊幼虫类生物量表现为近种养区升高,而在种养区内则是下降趋势;软体动物的生物量则是一直增加的,从远离种养区的373.15 g/m²到种养区内部增加为672.53 g/m²。从所采集到的底栖动物种类来看,寡毛类主要是以霍甫水丝蚓为主,摇蚊幼虫类主要是长足摇蚊幼虫,而软体动物则是以铜锈环棱螺为主。由于霍甫水丝蚓和摇蚊幼虫主要是在水体污染较重的环境中生存^[31],常常为水体最严重污染区的优势种,因此常常被用来作为水体污染的指示种类^[36]。根据实际调查结果表明,寡毛类和摇蚊幼虫类的数量在8~9月远离种养区及靠近种养区都较高,但到了10月后则出现一个明显的下降变化趋势;在种养区内则都表现为下降趋势(图2),摇蚊幼虫类和寡毛类(主要是霍甫水丝蚓)的这种变化趋势不能说明水质的变化情况,即使在种养区内外它们的密度及生物量的变化,也不能完全证明种养区内水环境就要好于种养区外,但有一点可以表明种养区内的水质不会比种养区外差。软体动物的生物量和密度一直增加(但在10月其密度也有所下降),由于铜锈环棱螺成体在水体底部生活,以底栖着生藻类为食,间食水底的一些细菌以及淤泥中的有机碎屑,其适应性较强,生态位宽^[37],而大面积、高密度种植的凤眼莲所具有的须根系可以拦截大量的蓝藻细胞,使得种养区内因凤眼莲根系拦截而滞留的蓝藻大大高于种养区外围;同时因大面积、高密度种植的凤眼莲在较大水面上放养时还可以降低水体的流动性^[38,39],使得底栖动物受水流影响较小;而在采样期间温度较高,有助于软体动物的生长和活动。这些因素可以为软体动物、特别是铜锈环棱螺提供大量的可摄食的物质及机会,相应的软体动物的密度及生物量都有所上升。但其生物量和密度在10月同霍甫水丝蚓和摇蚊幼虫一样,都是出现下降趋势,无论在远离种养区和靠近种养区还是在种养区内;但与历史资料相比,铜锈

环棱螺的个体重量都出现了个体小型化趋势^[37]。刘勇等^[40]通过对长江口底栖动物的调查,发现丰水期底栖动物的种数比在枯水期为少,软体动物的变化特别明显;而王银东等^[41]认为,水体富营养化程度越重,则某些底栖动物种类消失,而耐污种类增加。但这些都无法解释本研究中出现的这种情况。

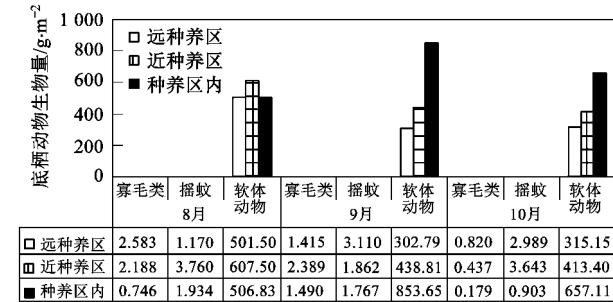


图3 不同采样时间底栖动物生物量变化

Fig. 3 Changes of macro-benthos biomass during different sampling times

从所采集到的底栖动物的组成来看,占有优势地位的底栖动物主要是以寡毛类、摇蚊幼虫类、软体动物为主,也就是以指示水体环境污染较重的霍甫水丝蚓、摇蚊幼虫和铜锈环棱螺为主(图2)。由于霍甫水丝蚓和摇蚊幼虫主要指示着水体污染较重的环境,因此它们的密度和数量变化将直接反映水质好坏情况,水体富营养化程度越重,则它们的密度越高^[34],底栖动物的群落多样性较低。竺山湖历来就是铜锈环棱螺在太湖的主要分布区之一^[35,37]。其他出现的种类主要是椭圆背角无齿蚌、蚂蟥及少量的河砚。群落多样性指数下降,说明水体处于重度富营养化状态。

2.4 多样性指数评价

各种底栖无脊椎动物对环境条件的变化都有其一定的耐受范围,因此只能粗略反映水体质量的状况,而不易确切地反映水质的等级^[42]。为了更准确地反映水质变化,有研究者考虑利用底栖动物的群落结构来表示底栖环境的变化,为此,本研究利用Shannon-Weaver 和 Simpson 指数来反映所采集样点水质环境的变化。采集样点的底栖动物多样性指数的变化如图4所示。从生物多样性指数变化来看,种养区内 Shannon-Weaver 和 Simpson 指数变化情况同底栖动物的密度和生物量变化趋势一致,都是表现为8~9月呈增加趋势,而到了10月突然下降。从 Simpson 指数的变化情况来看,也有类似的变化趋势,表现为8~9月快速增加,而到了10月则急剧降

低。而远离种养区和近种养区处 Shannon-Weaver 和 Simpson 指数变化则不大,除了 Simpson 指数在 9 月有较高值外。根据该 2 个指数的评价标准,在种养区内 9 月的 Shannon-Weaver 指数值表示其水体环境处于中度-轻度污染状态,而到了 10 月则指示为中度-重度污染状态;Simpson 指数在 9 月的指数值指示该处水体处于轻度污染状态,而到了 10 月则为中度污染状态,近种养区也有类似的变化趋势,而在远离种养区的变化幅度较小,在 8~9 月均指示为中度污染,而到了 10 月则成了重污染状态。

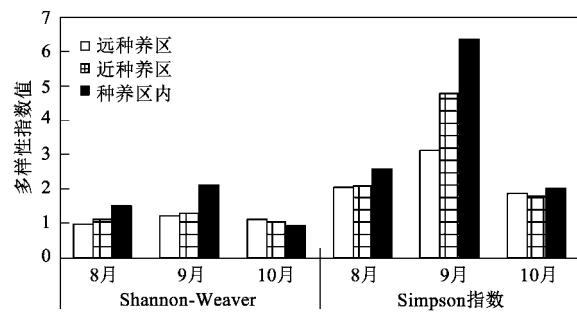


Fig. 4 Changes of biological diversity index during different sampling times

2.5 水体营养盐含量变化

8~10 月共进行了 6 次水样采集,水体中 TN、TP 含量变化如图 5 所示,其中数据表示为该采样时间下分析结果的平均值。从分析结果可以看出,上覆水体中 TN、TP 含量呈现逐渐增加的趋势。在靠近种养区和远离种养区内的 TN、TP 含量在总体上要低于种养区内 TN、TP 含量,但水体中 TN 含量普遍在 2.5 mg/L 以上;随采样时间变化,水体中 TN、TP 含量逐渐升高,这种趋势在实验后期表现的更为明显。出现种养区内水体 TN、TP 含量高于种养区外的情况,是由于太湖在进入 6 月以后,水体中开始出现大量蓝藻,受水体流动性和凤眼莲根系的影响,这些蓝藻在经过凤眼莲种养区时会因凤眼莲根须的拦截、吸附作用而被滞留在凤眼莲根须上,同时凤眼莲放养区也降低了水体流动性,使得细胞内含有大量 N、P 的蓝藻细胞被拦截在凤眼莲种养区内(图 5),因此造成种养区内水体的 TN、TP 含量要高于种养区外围。到了 10 月,较高的水体温度及自身新陈代谢作用,大量藻细胞开始死亡,细胞内含有的大量 N、P 营养盐开始释放到水体中,且因流动水体的混合作用,使得凤眼莲放养区内外水体中 TN、TP 含量的差异反而降低。

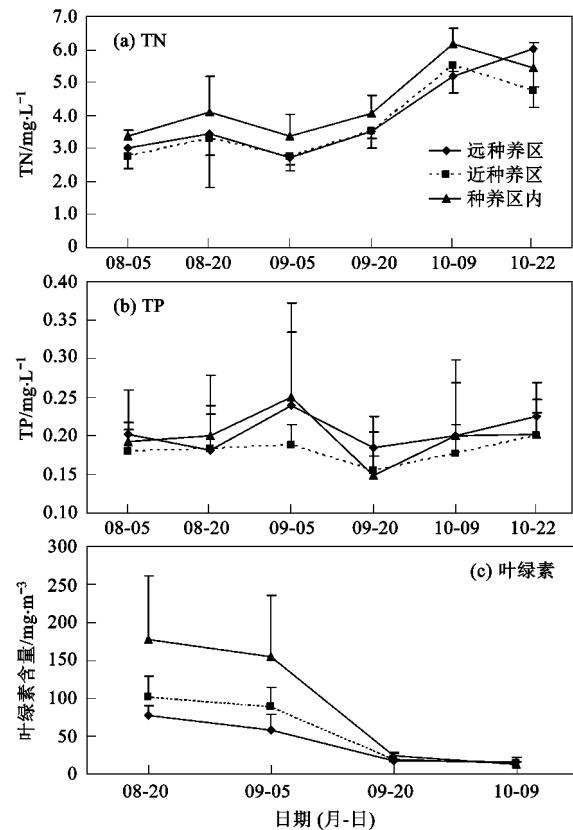


Fig. 5 Concentration changes of TN, TP, Chl-a in water column in different sampling times

3 讨论

根据采样结果,发现底栖动物的生物量及其密度在 9 月达到一个较高值,而且作为水体污染的指示生物,摇蚊幼虫和霍甫水丝蚓的平均密度和生物量从远离种养区到近种养区都有所增加,但在种养区内部则是降低的;而软底动物则一直呈现上升趋势。出现这种变化趋势,可能是在大面积、高密度种植凤眼莲后水体中的氮磷营养盐含量的波动及水体污染物、透明度等的变化有关。因凤眼莲具有快速吸收水体中氮磷、去除污染物和增加水体透明度的作用,特别是在夏秋季,由于光照强、营养盐含量高,凤眼莲的生长速度较高、扩繁能力强,凤眼莲可以在吸收水体中氮磷的同时,去除了其他污染物,如 BOD、COD、有机碳、悬浮物及重金属^[10,43],具有较强的改善水体的作用;同时在 8~9 月,气温较高,适宜的水温和环境条件,可能为软体动物的发展提供了较好的环境,因而其密度和生物量呈现不断增加趋势。

但从每个月份的各种底栖动物的变化情况来看,寡毛类和摇蚊幼虫类的密度和生物量在种养区

外不同距离内都表现为在8~9月不断增加,而到了10月表现为快速下降趋势;在种养区内呈现下降趋势,软体动物也有类似变化趋势。至于出现这种情况的原因,诸多研究者做了不同的研究,提出不同的见解^[40~41,44]。而对于太湖大型底栖动物的月动态变化,目前尚未见到相关报道。根据相关历史资料及研究,竺山湖历来是铜锈环棱螺的主要产地之一^[35,37]。对于底栖动物的这种变化趋势,有研究者认为可能是到了秋季,水中大型动物如鱼类等因觅食而导致底栖动物的密度和生物量降低。但这种可能性可以排除,因为太湖是在9月5日开捕,9月25日捕捞结束,大量的捕鱼船基本上把大小鱼捕捞完毕,余下的鱼很少。有人认为可能是到了9~10月,水生昆虫类在秋季出现羽化现象而导致密度和生物量下降,但霍甫水丝蚓和软体动物类的变化趋势却不能用这种变化加以解释。

熊金林等^[45]通过对湖北梁子湖不同污染类型湖泊的研究,发现软体动物的密度及种类数随湖泊富营养化程度的增加而呈反向变化趋势;而底栖动物多样性降低多是因为湖泊富营养化的加剧及水草的消失等造成的^[26,34,46]。根据调查结果,3种底栖动物的优势种的平均密度和生物量在10月突然下降,有可能和9~10月水体环境和底栖环境变化有关。实际采样时发现,在水面上有大量的蓝藻漂浮,同时因凤眼莲的须根拦截、持留作用而造成大量的蓝藻细胞在凤眼莲种养区内。根据现场测定的水体中部的溶氧仅为3.2 mg/L,则水体底部的溶氧含量会更低。到了10月,蓝藻开始大量腐烂、死亡,这些死亡的蓝藻细胞在水体分解过程中会消耗大量的溶解氧,使得底栖环境缺氧而导致底栖生物死亡;同时大量的藻细胞死亡后会释放大量的N、P营养盐于水体中,增加水体中营养盐的含量,提高水体富营养化的程度,而在种养区内,受高密度种植凤眼莲的影响,种养区内蓝藻含量要远高于种养区外围,为凤眼莲的生长提供了营养盐,并能够减少营养盐向周围水体中的扩散。从长远来看,利用凤眼莲具有快速吸收水体中氮磷营养盐及扩繁能力,作为治理湖泊富营养化的一个可选方法,在解决好种植的安全性控制、后续资源化利用等后续问题后,将是一种潜力巨大、具有应用前景和实用价值的治理方法^[21,47],种植凤眼莲将会极大改善受污染较重的湖泊等水体的水质情况。从总体上来看在放养的较短时间尺度内(仅为6个月时间),并在凤眼莲停止生长时,把凤眼莲从水体中进行收割、打捞,在利用凤眼莲从水体

中带走氮磷的同时,也避免了凤眼莲对水体的二次污染,减轻了凤眼莲残体分解可能对水体及底栖环境造成污染的可能,因此这种大水面、较短时间尺度放养凤眼莲对底栖环境及底栖动物的影响并不明显;同时实际湖体中受水文、气象、生物摄食及人为影响的变化,各种影响因素较多,需要对底栖生物进行长期监测;不过,也需要在凤眼莲打捞后对底栖生物进行持续调查,才会对此种模式下底栖生物的响应有更深刻的认识。

4 结论

(1)通过在太湖竺山湖控制性放养凤眼莲后对底栖生物群落和生物量影响的连续采样调查,发现放养凤眼莲后的水体中软体动物的生物量及密度要高于种养区外围,且近放养区要高于远离放养区水体;指示水体环境污染较重的摇蚊幼虫和霍甫水丝蚓的平均密度和生物量则表现为放养区内<远离种养区<近种养区。

(2)多样性指数分析结果表明种养区内部要优于近种养区,而远离种养区的多样性指数最低;但受温度和蓝藻死亡分解耗氧作用,10月底栖生物多样性指数快速下降,反映了水质对底栖动物的即时影响作用。

(3)水质理化性质监测结果表明,因受水体交换作用,凤眼莲对水质净化效果表现的不明显,放养区内外水体处于中度-重度污染状态。在放养区内外进行连续调查、监测结果表明,在太湖竺山湖放养一定面积的凤眼莲后,在短期内尚未表现出不良环境影响,而长期的后续间接作用尚需要做进一步、长期的调查。

参考文献:

- [1] 秦伯强. 湖泊生态恢复的基本原理与实现[J]. 生态学报, 2007, 27(11): 4848-4858.
- [2] Guo L. Doing battle with the green monster of Taihu Lake [J]. Science, 2007, 317: 1166.
- [3] Yang M, Yu J W, Li Z L, et al. Taihu Lake not to blame for Wuxi's woes [J]. Science, 2008, 319: 158.
- [4] 太湖流域水资源保护局. 太湖湖区黑水团成因及危害分析 [EB/OL]. 健康太湖, 2009: http://www.tba.gov.cn:89/news/news_show.jsp?fileId=196805.
- [5] 刘国锋, 钟继承, 何俊, 等. 太湖竺山湾藻华黑水团区沉积物中Fe、S、P的含量及其形态变化[J]. 环境科学, 2009, 30(9): 2520-2526.
- [6] 刘爱菊, 孔繁翔, 史小丽, 等. 底泥疏浚对湖泊沉积物的生态毒性效应的影响[J]. 中国环境科学, 2006, 26(5): 565-569.
- [7] 陈荷生. 太湖生态修复治理工程[J]. 长江流域资源与环境,

- 2001, **10**(2): 173-178.
- [8] 翟淑华, 张红举, 胡维平, 等. 引江济太调水效果评估[J]. 中国水利, 2008, **1**: 21-23.
- [9] 贾锁宝, 尤迎华, 王嵘. 引江济太对不同水域氮磷浓度的影响[J]. 水资源保护, 2008, **24**(3): 53-56.
- [10] 高雷, 李博. 入侵植物凤眼莲研究现状及存在的问题[J]. 植物生态学报, 2004, **28**(6): 735-752.
- [11] Gunnarsson C C, Petersen C M. Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review[J]. Waste Management, 2007, **27**: 117-129.
- [12] Lagos C, Urrutia R, Decap J, et al. *Eichhornia crassipes* used as tertiary color removal treatment for Kraft mill effluent [J]. Desalination, 2009, **246**: 45-54.
- [13] Soltan M E, Rashed M N. Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations[J]. Advances in Environmental Research, 2003, **7**: 321-334.
- [14] Mishra V K, Tripathi B D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes [J]. Bioresource Technology, 2008, **99**: 7091-7097.
- [15] Agunbiade F O, Olu-Owolabi B I, Adebawale K O. Phytoremediation potential of *Eichhornia crassipes* in metal-contaminated coastal water[J]. Bioresource Technology, 2009, **100**: 4521-4526.
- [16] 乐意全, 郑师章, 周纪伦. 凤眼莲——根际微生物系统的降酚效应[J]. 植物生态学与地植物学学报, 1990, **14**(2): 151-159.
- [17] Xia H, Ma X. Phytoremediation of ethion by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) from water[J]. Bioresource Technology, 2006, **97**: 1050-1054.
- [18] Maine M A, Suñé N, Hadad H, et al. Temporal and spatial variation of phosphate distribution in the sediment of a free water surface constructed wetland [J]. Science of the Total Environment, 2007, **380**: 75-83.
- [19] Yi Q, Kim Y, Tateda M. Evaluation of nitrogen reduction in water hyacinth ponds integrated with waste stabilization ponds [J]. Desalination, 2009, **249**: 528-534.
- [20] Zimmels Y, Kirzhner F, Malkovskaja A. Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel [J]. Journal of Environmental Management, 2006, **81**: 420-428.
- [21] 郑建初, 常志州, 陈留根, 等. 水葫芦治理太湖流域水体氮磷污染的可行性研究[J]. 江苏农业科学, 2008, **3**: 247-250.
- [22] Malik A. Environmental challenge vis a vis opportunity: The case of water hyacinth [J]. Environment International, 2007, **33**: 122-138.
- [23] Villamagna A M, Murphy B R. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review[J]. Freshwater Biology, 2009, **55**(2): 282-298.
- [24] 章冬琴. 水葫芦 VS 水污染:以毒攻毒还是以毒易毒? [EB/OL]. 南方周末, 2007, <http://www.infzm.com/content/305>.
- [25] 尤平, 任辉. 底栖动物及其在水质评价和监测上的应用[J]. 淮北煤师院学报(自然科学版), 2001, **22**(4): 44-48.
- [26] 陈其羽, 梁彦龄, 吴天惠. 武汉东湖底栖动物群落结构和动态的研究[J]. 水生生物学集刊, 1980, **7**(1): 41-56.
- [27] Kazancı N, Girgin S. Distribution of Oligochaeta species as bioindicators of organic pollution in Ankara Stream and their use in biomonitoring[J]. Turkish Journal of Zoology, 1998, **22**: 83-87.
- [28] 李强, 杨莲芳, 吴璟, 等. 底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流健康[J]. 环境科学, 2007, **28**(9): 2141-2147.
- [29] 马陶武, 黄清辉, 王海, 等. 太湖水质评价中底栖动物综合生物指数的筛选及生物基准的确立[J]. 生态学报, 2008, **28**(3): 1192-1200.
- [30] 刘月英, 张文珍, 王跃先. 中国经济动物志淡水软体动物[M]. 北京: 科学出版社, 1979.
- [31] 何志辉, 严生良, 杨和荃. 淡水生物学(上册 分类学部分)[M]. 北京: 农业出版社, 1982.
- [32] Morse J C, Yang L F, Tian L. Aquatic insects of China useful for monitoring water quality[M]. Nanjing: Hohai University Press, 1994.
- [33] 彭建华, 刘家寿, 熊邦喜, 等. 湖北浮桥河水库底栖动物的群落结构及生物多样性[J]. 湖泊科学, 2002, **14**(1): 90-96.
- [34] 龚志军, 谢平, 唐汇涓, 等. 水体富营养化对大型底栖动物群落结构及多样性的影响[J]. 水生生物学报, 2001, **25**(3): 210-216.
- [35] 孙顺才, 黄漪平. 太湖[M]. 北京: 海洋出版社, 1993.
- [36] Riley C, Inamdar S, Pennuto C, et al. Use of benthic macroinvertebrate indices to assess aquatic health in a mixed-landuse watershed[J]. Journal of Freshwater Ecology, 2007, **22**(4): 539-551.
- [37] 蔡永久, 龚志军, 秦伯强. 太湖软体动物现存量及空间分布格局(2006~2007年)[J]. 湖泊科学, 2009, **21**(5): 713-719.
- [38] 朱红钧. 凤眼莲生态型河道水流特性试验研究[D]. 南京: 河海大学, 2007.
- [39] 袁梦, 黄本胜, 邱秀云, 等. 水葫芦覆盖区水流阻力效应试验研究[J]. 广东水利水电, 2008, **2**: 7-10.
- [40] 刘勇, 线薇薇, 孙世春, 等. 长江口及其邻近海域大型底栖动物生物量、丰度和次级生产力的初步研究[J]. 中国海洋大学学报, 2008, **38**(5): 749-756.
- [41] 王银东, 熊邦喜, 陈才保. 环境因子对底栖动物生命活动的影响[J]. 浙江海洋学院学报, 2005, **24**(3): 253-257.
- [42] 任淑智. 京津及邻近地区底栖动物群落特征与水质等级[J]. 生态学报, 1991, **11**(3): 262-268.
- [43] 严国安, 任南, 李益健. 环境因素对凤眼莲生长及净化作用的影响[J]. 环境科学与技术, 1994, **1**: 2-5.
- [44] 姜丽红, 王备新, 陈爱卿, 等. 大型底栖无脊椎动物对溪流中三角枫落叶分解的影响[J]. 应用生态学报, 2009, **20**(5): 1171-1176.
- [45] 熊金林, 梅兴国, 胡传林. 不同污染程度湖泊底栖动物群落结构及多样性比较[J]. 湖泊科学, 2003, **15**(2): 160-168.
- [46] 谢平, 陈宜瑜. 淡水生态系统中生物多样性面临的威胁[J]. 科学对社会的影响, 1995, **4**: 15-24.
- [47] Nesic N, Jovanovic L. Potential use of water hyacinth (*E. crassipes*) for wastewater treatment in Serbia[EB/OL]. http://www.balwois.com/balwois/administration/full_paper/fpp-623.pdf: 1-10.