

太湖中华绒螯蟹 (*Eriocheir sinensis*) 养殖模式优化及其生态环境效应研究*

黄鹤忠 王永强¹ 程建新¹ 周刚² 杨彩根 宋学宏 董海辉

(苏州大学生命科学学院 苏州大学水产科学研究所 苏州 215006)

¹ (江苏省太湖渔业管理委员会 苏州 215004)

² (江苏省淡水水产研究所 南京 210017)

提要 于 2003 年 3—10 月,通过在太湖中设置 15 个封闭性实验围隔,构建出 5 种生态型中华绒螯蟹养殖模式,即放养中华绒螯蟹(规格 $6.25 \pm 0.36 \text{g/ind}$) + 螺蛳 + 水草分别为: 3000 ind/ha + 0kg/ha + 3000kg/ha(I)、3000 ind/ha + 2250kg/ha + 3000kg/ha(II)、4500 ind/ha + 2250kg/ha + 6000kg/ha(III)、4500 ind/ha + 3375kg/ha + 6000kg/ha(IV)、6750 ind/ha + 3375kg/ha + 6000kg/ha(V),比较分析其养殖效果及其生态环境效应。结果表明,生物学效果综合指数依次为 $IV > V > III > II > I$,其中 IV、V、III 显著高于 II、I ($P < 0.05$)。各养殖模式的水温、pH 值、 COD_Cr 含量和浮游动物多样性指数、底栖动物多样性指数与湖区无显著性差异 ($P > 0.05$),而各养殖模式的 DO 和 III、IV 的 SD 水色、电导率、TSS、N、P 浮游植物密度和浮游植物多样性指数等理化和生物环境指标均显著优于湖区 ($P < 0.05$); N、P 平衡分析表明,在全部采收养殖体系内水草的情况下,各养殖模式均能从水体中净输出 N、P,其中 III、IV 的净输出效率最高。相关分析显示,养殖体系内的水质环境状况随着水草和螺蛳数量的增加而得到显著改善。因此,增栽水草、放养螺蛳、适中的中华绒螯蟹放养量和适宜的管理措施是维持中华绒螯蟹养殖生态系统环境效益和养殖效益良好的重要条件,有利于太湖渔业生产和环境保护的可持续发展。

关键词 中华绒螯蟹, 养殖模式, 生态环境, 太湖, 优化

中图分类号 Q48

太湖是我国第三大淡水湖,是集供水、调蓄、灌溉、旅游、养殖、纳污等重要功能为一体的大型浅水湖泊。自 20 世纪 90 年代中期以来,太湖与长江中下游地区的许多湖泊一样,中华绒螯蟹 (*Eriocheir sinensis*) 湖泊网围养殖逐渐取代了鱼类网围养殖,正以大规模、高产精养的方式开展着(谷孝鸿等, 2003)。而不合理的养殖模式导致残饵和排泄物剧增,影响湖泊生态系统,加剧太湖水环境富营养化(吴庆龙等, 1995; Li et al. 1995; 杨清心, 1996)。为了实现水产养殖经济效益与太湖环境生态效益的相互统一,

研究环境友好型的太湖最优养蟹模式及其生态环境效应显得十分迫切(杨再福等, 2003)。然而,这方面的详细研究至今未见报道。本研究首次采用全封闭式围隔试验法对设计出的几种中华绒螯蟹湖泊网围养殖模式进行养殖效果和生态效应的分析对比,试图比以往仅采取开放式的水体调查法更加真实地模拟湖泊养蟹对水环境的影响,并从中优化出环保型的中华绒螯蟹湖泊网围养殖模式,从而为太湖等草型湖泊渔业资源的合理开发利用和环境保护提供理论和技术支持。

* 江苏省重点科技攻关项目, BE2001386 号; 苏州市重点科技攻关项目, ZN0308 号; 江苏省水产三项更新工程项目, PJ2001-06 号。黄鹤忠, 副教授, E-mail huangh@suda.edu.cn, suda-shu@163.com

收稿日期: 2005-03-07 收修改稿日期: 2005-10-22

1 材料与方 法

1.1 蟹种

购于当地培育的中华绒螯蟹 (*Eriocheir sinensis*), 于 2003 年 3 月 20 日放养入各围隔。放养后开始投喂“巴大”牌河蟹系列配合饲料, 各个围隔内均设两个投饵台, 每日 2—3 次投饵, 投饵量根据残饵情况增减。做好防病、防逃、防漏等日常管理工作。

1.2 围隔建造

2003 年 2 月份在东太湖中建造了 15 个 5m × 5m 的封闭性实验围隔, 用双面涂塑的高密度聚乙烯织布作网衣, 再用木桩、竹竿、铁丝等加以固定, 网衣底部四周有石龙且将其埋入湖底下 40cm 处, 网衣上部高出湖水面 60cm, 确保围隔内外不发生水交换。实验期间围隔内的平均水深为 1.70m。每个围隔内配备一台微型水泵, 其作用

是模拟太湖中的风浪对水体上下混合的影响。在围隔外 3m 处再用竹竿和帆布围成一周高出水面 1.5m 的防风浪“墙”, 以保护围隔免受湖区风浪的破坏。

1.3 放养模式及其管理

以现有太湖中华绒螯蟹网围放养模式中的较适宜模式为基础, 按照“蟹 + 水草”、“蟹 + 螺蛳 + 水草”及其数量配比的不同, 设计出 5 种放养模式 (I、II、III、IV、V) (表 1), 每种放养模式设 3 个平行, 以湖区敞水区作为生态环境对照组 (VI)。螺蛳为铜锈环棱螺 (*Bellamya aeruginosa*), 水草均以伊乐藻 (*E. lodea nuttallii*)、苦草 (*Vallisneria spiralis* L.) 和轮叶黑藻 (*Hydrilla verticillata* Royle) 为主, 螺蛳和水草均购于湖区并先于中华绒螯蟹 20 天前同时移栽入各围隔。

表 1 各实验围隔的放养情况
Tab. 1 Contents in various experimental groups

组号	中华绒螯蟹放养规格 (g/ind)	中华绒螯蟹放养密度 (ind/ha)	中华绒螯蟹放养量 (kg/ha)	螺蛳放养量 (kg/ha)	水草移栽量 (kg/ha)	水草水体覆盖百分率 (%) [*]
I	6.25 ± 0.36	3000	18.75	0	3000	42 ± 2.4
II	6.25 ± 0.36	3000	18.75	2250	3000	43 ± 2.3
III	6.25 ± 0.36	4500	28.13	2250	6000	85 ± 3.5
IV	6.25 ± 0.36	4500	28.13	3375	6000	85 ± 3.4
V	6.25 ± 0.36	6750	42.19	3375	6000	86 ± 3.5

* 水草水体覆盖百分率 [= (水草覆盖面积 / 水面面积) × 100%] 的测量时间与中华绒螯蟹放养时间为同一天

1.4 养殖效果的评价

于 2003 年 10 月 22—25 日起捕中华绒螯蟹, 按常规方法统计中华绒螯蟹收获规格、成活率、产量、饲料系数、水草收获量 (湿重), 本研究中定义中华绒螯蟹生物学效果指数 (SI) 为中华绒螯蟹毛产量 (Y)、养成规格 (S)、养殖成活率 (V) 和饵料效率 (K) 四者相对值的几何平均数, 用公式表示为: $SI = (Y \times S \times V \times K)^{1/4}$ 。

1.5 生态环境因子的分析和测定

分别在各实验围隔内和湖区敞水区设立一个和三个采样点。在试验期间 (3—10 月份), 每天测量各采样点水体的溶解氧量 (DO)、pH 值、透明度 (SD) 等状况; 每月一次采集各采样点的水样, 按标准方法 (水和废水监测分析方法编委会, 1989) 检测水体的水色、电导率、总悬浮固体物质 (TSS)、N、P、化学需氧量 (COD_{Cr}) 等理化环境指

标; 另按标准方法 (金相灿等, 1991) 检测水体的浮游生物、底栖动物等生物环境指标。用香农-威弗多样性指数 (H' , Shannon-Weaver index) 确定水体物种的多样性, 其计算公式为:

$$H' = - \sum_{i=1}^S n_i \ln n_i / N$$

式中, S 指水体中的物种数; n_i 指水体中第 i 种的个体数; N 指水体中的总生物个体数。

1.6 数据分析

实验数据用 SPSS11.0 (Statistical Package for Social Sciences) 统计软件进行方差分析 (ANOVA) 和 Duncan 多重比较分析, 采用 $P < 0.05$ 检验各组间的差异显著性。

2 结果与讨论

2.1 养殖结果及效果评价

经过 7 个月的养殖, 各实验围隔的养殖结果

如表 2 所示,由表 2 可知,中华绒螯蟹平均产量、平均养成规格、平均成活率和生物学效果综合指数分别依次为 $V > IV > III > II > I$ 、 $IV > III > II > I > V$ 、 $IV > III > V > II > I$ 和 $IV > V > III > II > I$ 。统计分析表明,IV、III的中华绒螯蟹收获规格和成活率分别显著大于 I、V ($P < 0.05$)和 I、II ($P < 0.05$);IV、V、III的生物学效果综合指数以及 IV、III的饲料系数均显著好于其他试验组 ($P < 0.05$);由此看出,IV的养殖效果最好。将表 1 的放养情况和表 2 的养殖结果进行比较分析后发现,养殖产量与养殖密度成正比;养殖规格和成活率与养殖密度成反比;在相同的情况下,放养螺蛳的 II 比不放养螺蛳的 I、螺蛳放养量多的 IV 比螺蛳放养量少的 III 以及水草数量多的 III 比水草数量少的 II 分别可获得较高的中华绒螯蟹养殖成活率、养成规格、生物学效果综合指数以及较低的饲料系数,这

充分说明了螺蛳和水草在提高中华绒螯蟹养殖效果中的重要作用,因为两者不但在净化水环境方面具有良好的作用,而且是中华绒螯蟹的天然活饵料或栖息、遮阴和避敌的场所。

2.2 各实验围隔和湖区常规水质状况

从表 3 和表 4 中可知,总体水质指标适宜中华绒螯蟹的生长发育要求。各实验围隔内 DO、pH 和 SD 的均值和变化幅度均大于湖区的水平,而水色、TSS 和电导率的均值和变化幅度均小于湖区的水平。统计分析显示,各实验围隔及湖区的水温和 pH 均值水平均无显著差异 ($P > 0.05$);各实验围隔的 DO 均值水平均显著高于湖区 ($P < 0.05$);III、IV 的 SD 均显著大于湖区 ($P < 0.05$);III、IV 的色度和 TSS 均显著小于湖区 ($P < 0.05$),III 的电导率显著低于湖区 ($P < 0.05$)。这些结果均表明了各实验围隔内的总体常规水质状况要好于湖区,其中 III、IV 为最优。

表 2 各实验围隔的养殖结果及效果评价(平均值 ± 标准误)

Tab. 2 Evaluation of crab aquaculture in various groups(mean ± S. E.)

组号	中华绒螯蟹收获规格 (g/ind)	中华绒螯蟹成活率 (%)	中华绒螯蟹产量 (kg/ha)	饲料系数	水草收获量 (kg/ha)	生物学效果综合指数 (SI)
I	162.63 ± 2.53 ^b	34.28 ± 6.75 ^d	167.25 ± 10.23 ^d	1.86 ± 0.05 ^a	11160 ± 83	17.11 ± 2.25 ^c
II	170.12 ± 2.64 ^{ab}	66.72 ± 5.37 ^c	340.51 ± 12.64 ^c	1.35 ± 0.04 ^b	12450 ± 67	30.59 ± 2.31 ^b
III	172.83 ± 3.47 ^a	76.37 ± 5.78 ^{ab}	593.96 ± 14.58 ^b	1.28 ± 0.02 ^{bc}	25483 ± 79	39.42 ± 2.46 ^a
IV	174.49 ± 3.84 ^a	80.54 ± 4.28 ^a	632.40 ± 13.47 ^b	1.14 ± 0.03 ^c	24425 ± 86	42.72 ± 2.34 ^a
V	160.14 ± 2.48 ^b	70.25 ± 5.72 ^{bc}	759.36 ± 16.56 ^a	1.37 ± 0.03 ^b	22456 ± 75	39.65 ± 2.48 ^a

注:同一列数据右上角不同上标小写字母者表示有显著差异 ($P < 0.05$), $n = 3$

表 3 各实验围隔及湖区常规水质变化情况

Tab. 3 Regular changes in basic environmental factors in experimental groups and in the lake

组号	T (°C)	DO (mg/L)	pH	SD (cm)	色度 (units)	电导率 (μ s/cm)
I	22.3(12.6—29.0)	9.2 ^a (5.4—15.6)	7.8(6.7—9.6)	71 ^{ab} (57—83)	27 ^{ab} (20—34)	326 ^{ab} (237—364)
II	22.3(13.0—29.1)	9.3 ^a (5.0—16.6)	7.8(6.5—9.8)	73 ^{ab} (51—96)	28 ^{ab} (19—38)	314 ^{ab} (213—382)
III	22.1(12.7—29.2)	9.8 ^a (5.3—20.4)	7.9(6.5—10.3)	78 ^a (52—97)	24 ^b (19—35)	303 ^b (285—364)
IV	22.1(12.9—28.8)	9.6 ^a (5.5—20.2)	7.9(6.5—10.6)	75 ^a (55—86)	25 ^b (18—37)	319 ^{ab} (298—347)
V	22.2(13.0—28.9)	9.7 ^a (5.2—21.6)	7.8(6.4—10.5)	70 ^{ab} (46—85)	31 ^a (19—38)	328 ^{ab} (273—329)
VI	22.2(13.2—29.0)	7.4 ^b (5.7—12.4)	7.5(7.0—9.3)	65 ^b (43—70)	35 ^a (22—43)	353 ^a (274—396)

注:表中数据为平均值(最小值—最大值),下同;同一列数据右上角不同上标小写字母者表示有显著差异 ($P < 0.05$), $n = 3$

相关分析表明,水草移栽的数量与 DO、pH、SD、水色、电导率和 TSS 的相关系数分别为: $r = 0.905$ $n = 18$; $r = 0.888$ $n = 18$; $r = 0.958$ $n = 18$; $r = -0.933$ $n = 18$; $r = -0.839$ $n = 18$; $r = -0.757$

表 4 各实验围隔及湖区 N、P、COD_{Cr}、TSS 水平变化情况Tab 4 Changes in N, P, COD_{Cr}, and TSS in various experimental groups and in the lake

项 目	I	II	III	IV	V	VI
NH ₄ ⁺ -N	86 ^{ab} (41-150)	57 ^f (25-87)	62 ^e (25-92)	64 ^c (35-104)	77 ^{bc} (30-122)	106 ^a (50-173)
NO ₃ ⁻ -N	80 ^b (65-96)	85 ^b (62-96)	67 ^f (51-96)	74 ^d (64-96)	78 ^d (67-96)	112 ^a (92-131)
NO ₂ ⁻ -N	13 ^b (5-24)	16 ^{ab} (8-29)	12 ^b (4-24)	23 ^a (11-51)	20 ^a (6-39)	20 ^a (13-33)
TN	553 ^a (472-612)	496 ^{bc} (426-564)	445 ^{bc} (375-524)	437 ^c (354-504)	513 ^{ab} (435-585)	588 ^a (451-687)
PO ₄ ³⁻ -P	23 (11-29)	20 (12-27)	19 (12-23)	18 (10-24)	20 (11-27)	26 (12-32)
TP	79 ^{ab} (35-87)	58 ^b (12-79)	47 ^f (25-66)	54 ^d (18-73)	61 ^b (25-83)	95 ^a (15-175)
COD _{Cr}	12.2 (11.0-13.3)	11.5 (11.1-12.6)	12.0 (10.6-13.1)	11.6 (10.3-12.9)	12.6 (11.3-13.9)	11.6 (10.4-12.7)
TSS	8.8 ^{ab} (5.7-9.2)	8.4 ^{ab} (5.5-9.9)	7.3 ^f (5.3-9.6)	8.1 ^b (5.6-10.3)	8.9 ^{ab} (5.7-10.8)	9.8 ^a (6.8-13.5)

注: COD_{Cr}、TSS 单位为 mg/L, 其余单位均为 μg/L; 同一行数据右上角不同上标小写字母者表示有显著差异 ($P < 0.05$, $n = 3$)

$n = 18$ 显示出水草数量与上述环境因子间的显著相关性。与以往的研究结果 (Moss, 1990; Scheffer, 1990; 吴振斌等, 2003) 相似, 即: 沉水植物能使湖泊水体的各种营养盐水平显著降低, 溶氧量和透明度显著提高, 电导率和总悬浮固体物质含量明显下降。其原因主要是: 一方面, 围隔内的大量水草在水中进行光合作用时不断地产氧和消耗二氧化碳, 使水体 DO、pH 值上升; 同时, 围隔内移栽入水草后, 由于水体流动性较湖区低以及水草的克藻机制 (Balls *et al.* 1989; 孙文浩等, 1989) 等原因, 导致水体悬浮颗粒物和浮游生物的数量减少、透明度提高。同时, 水草还可以增强底质的稳定和固着, 从而减少了风浪所引起的沉积物重悬浮, 降低了浊度 (Scheffer, 1990; Scheffer *et al.* 1994; Schriber *et al.* 1995)。因此, 沉水植物在稳定生态系统和净化水体方面有其特有的作用。本实验中采用了多种沉水植物组合, 要比单一种沉水植物能更好地净化水体 (朱斌等, 2002)。从相关分析还可以看出, 螺蛳的放养量与水体 SD、水色和电导率之间也有一定的相关性 ($r = 0.668$ $n = 18$ $r = -0.669$ $n = 18$ $r = -0.674$ $n = 18$), 暗示螺蛳在提高水体透明度、降低水色和电导率方面也具有一定的作用 (朱苗骏等, 2004)。从表 4 的 COD_{Cr} 数据可看出, 各实验组的 COD_{Cr} 值与湖区无显著性差异 ($P > 0.05$), 其原因可能是, 一方面围隔内的水草和螺蛳对水体的 COD_{Cr} 具有一定的清除作用 (吴振斌等, 2001; 朱苗骏等, 2004), 另一方面, 围隔内的残饵和中华绒螯蟹排泄物等有机物在养殖水体未能及时矿化而有轻微的积累。

2.3 各实验围隔和湖区水体 N、P 营养水平状况

为了保持实验围隔内水草的正常生长, 在实验期间的 7 月 10 日、7 月 30 日、8 月 15 日分别向 III、IV、V 围隔内施加硝酸铵 (含 N 量 32%) 5×10^{-6} 和过磷酸钙 (含 P 量 15%) 0.5×10^{-6} , I、II 围隔内减半施加。尽管如此, 由表 4 可明显地看出, 各实验围隔内的 NO₃⁻-N 均值和 II、III、IV、V 的 NH₄⁺-N 均值和 I、II 的 NO₂⁻-N 均值和 IV、III、II 的 TN 均值以及 III、IV、II、V 的 TP 均值水平都分别显著低于湖区水体的水平 ($P < 0.05$)。显示出本实验的各中华绒螯蟹养殖模式在养殖期间对水体 N、P 均具有一定的清除作用。原因是水生植物在不同的营养级水平上存在维持水体清洁和自身优势稳定状态的机制: 水生植物有过量吸收营养物质的特性, 可降低水体营养水平 (Scheffer *et al.* 1994; Takashi *et al.* 2001), 伊乐藻、轮叶黑藻等对渔业污水中 N、P 有较好的去除率 (谷孝鸿等, 2002); 同时, 沉水植物有利于在湖泊底部形成一道屏障, 使底泥中营养物质溶出速度明显受到抑制 (濮培民, 2001)。另外, 围隔内放养的螺蛳也能有效地降解水体 N、P (魏阳春等, 1999), 从而有利于养殖水体的 N、P 维持在一个较低的水平。经比较分析发现, IV、III 的水体 N、P 水平总体上低于其他各实验组; 而的 NH₄⁺-N、TN、TP 水平分别显著高于 II、III、IV 和 IV、III、II 以及 III、IV ($P < 0.05$), 暗示放养螺蛳、增栽水草和适中的中华绒螯蟹放养量是维持水产养殖生态系统水体较低 N、P 营养水平的重要条件。

2.4 各实验围隔的 N、P 平衡状况

根据有关资料 (Li *et al.* 1995; 黄文钰等,

1996), 对各中华绒螯蟹养殖模式在实验期间所有 N、P 物质的输入和输出进行统计, 得出各实验围隔 N、P 平衡状况见表 5 和表 6。从中看出, 水草在 N、P 平衡中起到了关键性的作用, 水草生物量本身的 N、P 含量和水草从水体中吸收利用的那部分 N、P 含量占到 N、P 净输出量的极大部分, 本实验中将各围隔内的水草全部从湖水中取出, 因而各养殖模式均能从养殖水体中净输出 N、P, 这与杨清心等 (1998) 分析推算的, 收割水生植物每年可从东太湖带走 N 1891t P 296t 的结果相类

似。但各养殖模式的 N、P 输出量有所不同, 从高到低依次为 III > IV > V > I > II, 其中, 模式 III 的 N、P 净输出量显著大于 V、I、II 的水平 ($P < 0.05$)。分析表 5 和表 6 中 N、P 输入的途径发现, 饲料和螺蛳 (是中华绒螯蟹的活饵料) 的投喂是 N、P 的主要输入者, 水草对水体营养盐的吸收利用及其生物量的采收是 N、P 的主要输出者。因此, 选择合理的放养模式、适合的饵料种类和投饵方法以及水草收割措施是净化湖泊水质和防止富营养化发生的重要措施。

表 5 各实验围隔 N 平衡状况

Tab. 5 The balance of nitrogen in various experimental groups

组号	输入 N (kg/ha)					输出 N (kg/ha)				
	水草	螺蛳	饲料	蟹种	毛输入	水体*	水草	成蟹	毛输出	净输出
I	10.080	0	15.430	0.420	25.930	36.000	37.498	3.746	77.244	51.314 ^b
II	10.080	18.900	22.801	0.420	52.201	36.000	41.832	7.627	85.459	33.285 ^c
III	20.160	18.900	37.709	0.630	77.399	72.000	85.626	13.305	170.931	93.532 ^a
IV	20.160	28.350	35.758	0.630	84.898	72.000	82.068	14.166	168.234	83.336 ^a
V	20.160	28.350	51.802	0.945	101.257	72.000	75.452	17.076	164.529	63.272 ^b

* 7月10日、7月30日、8月15日三次分别向 III、IV、V 围隔内施加硝酸铵 (含 N 量 32%) 5×10^{-6} 和过磷酸钙 (含 P 量 15%) 0.5×10^{-6} , I、II 围隔内减半施加, 均被水草吸收利用; 同一列数据右上角不同上标小写字母者表示有显著差异 ($P < 0.05$), $n = 3$

表 6 各实验围隔 P 平衡状况

Tab. 6 The balance of phosphorus in various experimental groups

组号	输入 P (kg/ha)					输出 P (kg/ha)				
	水草	螺蛳	饲料	蟹种	毛输入	水体*	水草	成蟹	毛输出	净输出
I	1.110	0	1.605	0.027	2.742	1.688	7.829	0.243	9.760	7.018 ^b
II	1.110	3.600	2.372	0.027	7.109	1.688	7.937	0.494	10.119	3.010 ^c
III	2.220	3.600	3.923	0.042	9.785	3.375	15.719	0.861	19.955	10.17 ^a
IV	2.220	5.400	3.720	0.041	11.381	3.375	15.327	0.917	19.619	8.238 ^{ab}
V	2.220	5.400	5.389	0.061	13.07	3.375	14.599	1.105	19.079	6.009 ^b

* 同表 5, 同一列数据右上角不同上标小写字母者表示有显著差异 ($P < 0.05$), $n = 3$

2.5 各实验围隔和湖区水体的主要生物环境状况

各实验围隔和湖区从春季、夏季到秋季浮游植物的数量均呈逐渐增加的趋势, 其主要种类组成表现为: 春季绿藻 (Chlorophyta) 较多, 蓝藻 (Cyanophyta)、隐藻 (Cryptophyta)、甲藻 (Pyrrophyta) 和硅藻 (Bacillariophyta) 所占的比例相近且较绿藻稍少; 夏季绿藻较多, 蓝藻和硅藻其次, 甲藻再

次; 秋季绿藻较多, 蓝藻其次, 甲藻再次。蓝藻的种类较单一, 以微囊藻 (*Microcystis*) 为主, 其中 V 和湖区 (VI) 的微囊藻数量明显大于其他各实验组。由表 7 可知, V 和湖区 (VI) 的浮游植物密度显著高于其他各实验组 ($P < 0.05$), 而 III、IV 的浮游植物密度和浮游植物多样性指数则分别显著低于和显著高于其他各实验组和湖区 (VI) ($P < 0.05$)。这与本实验测得的各组水体 SD 色度、

N、P等理化数据所反应的水质指标相一致。各围隔和湖区浮游动物的数量变化基本上随浮游植物数量的增减而增减(表7), 而与水草数量无显著相关性(Ellen *et al.* 2002), 其种类组成均以浮游植物为食的轮虫(Rotifera)、桡足类(Copepoda)、枝角类(Cladocera)及其无节幼体为主, 各组间浮游动物多样性指数无显著性差异($P > 0.05$)(表7), 比较各组间原生动物(Protozoa)的数量发现, 以IV和湖区(VI)为最低。这与本实验的 COD_{Cr} 水质指标相一致。从表7看出, 各组间底栖动物多样性指数虽无显著性差异($P > 0.05$), 但相对而言以湖区为最高、IV次之, 表明

各围隔内的养殖活动均对底质造成了一定的污染, 但IV的污染程度相对最轻。综合上述结果可以认为, IV的水体生物环境状况最优, III次之, 且总体上均优于湖区; 而V的水体生物环境状况最差, 且略次于湖区。暗示, 在特定养蟹模式下(如IV和III), 养蟹过程中所产生的N、P和有机废物能较好地被养殖体系内的水生沉水植物和螺蛳所利用, 浮游生物密度下降、生物多样性指数增高, 从而使水质得到改善(吴振斌等, 2003)。相反, 有些养蟹模式(如V)的实施会加剧水环境的富营养化进程, 会对湖泊大环境造成负面影响。

表7 各实验围隔及湖区主要生物环境因子比较

Tab. 7 Comparison on main biological environmental factors among various experimental groups and the lake

组号	浮游植物密度 (10^4 ind/L)	浮游动物密度 (ind/L)	浮游植物多样性指数	浮游动物多样性指数	底栖动物多样性指数
I	186.69 ^b (8.52—397.88)	273 ^b (104—385)	2.36 ^b (1.55—3.54)	1.69(1.35—2.68)	1.49(1.27—1.87)
II	160.96 ^b (8.29—375.32)	342 ^a (202—500)	2.57 ^{ab} (1.61—3.75)	1.85(1.56—2.59)	1.57(1.35—1.94)
III	110.91 ^c (5.54—267.68)	313 ^{ab} (263—740)	2.78 ^a (1.83—3.78)	1.74(1.57—2.54)	1.52(1.34—1.76)
IV	92.61 ^c (4.99—208.32)	224 ^a (93—300)	2.63 ^a (1.74—3.67)	1.96(1.51—2.82)	1.65(1.43—1.88)
V	294.11 ^a (18.08—577.00)	327 ^a (176—435)	2.03 ^b (1.37—3.37)	1.72(1.54—2.43)	1.54(1.44—1.72)
VI	261.94 ^a (14.56—468.35)	276 ^b (193—340)	2.08 ^b (1.42—3.26)	1.70(1.37—2.58)	1.67(1.54—1.82)

注: 同一列数据右上角不同上标小写字母者表示有显著差异 ($P < 0.05$), $n = 3$

参 考 文 献

- 水和废水监测分析方法编委会, 1989 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 145—212
- 朱 斌, 陈飞星, 陈增奇, 2002 利用水生植物净化富营养化水体的研究进展. 上海环境科学, 21(9): 564—576
- 朱苗骏, 柏如法, 张彤晴等, 2004 不同密度铜锈环棱螺对水体环境影响效果的研究. 淡水渔业, 34(6): 31—33
- 孙文浩, 俞子文, 余叔文, 1989 城市富营养化水域的生物治理和凤眼莲抑制藻类生长的机理. 环境科学学报, 9(2): 188—195
- 杨再福, 施炜刚, 陈立侨等, 2003 东太湖生态环境的演变与对策. 中国环境科学, 23(1): 64—68
- 杨清心, 1996 东太湖网围养鱼后生态环境的演变. 中国环境科学, 16(2): 75—80
- 杨清心, 李文朝, 1998 东太湖水生植被的功能及调节. 湖泊科学, 9(4): 364—368
- 吴庆龙, 陈开宁, 高 光, 1995 大水面网围精养对水环境的影响及其对策. 水产学报, 19(4): 343—349
- 吴振斌, 邱东茹, 贺 锋, 2001 水生植物对富营养化水体水质净化作用研究. 武汉植物学研究, 19(4): 299—303
- 吴振斌, 邱东茹, 贺 锋等, 2003 沉水植物重建对富营养化水体氮磷营养水平的影响. 应用生态学报, 14(8): 1351—1353
- 谷孝鸿, 王孝蓉, 2003 东太湖渔业发展对水环境的影响及其生态对策. 上海环境科学, 22(10): 702—711
- 谷孝鸿, 陈开宁, 胡耀辉, 2002 东太湖伊乐藻的营养繁殖及对渔业污水的净化. 上海环境科学, 21(1): 43—46
- 金相灿, 屠清瑛, 1991 湖泊富营养化调查规范. 北京: 中国环境科学出版社, 142—323
- 黄文钰, 舒金华, 吴延根, 1996 湖氮、磷平衡研究. 湖泊科学, 8(4): 330—336
- 魏阳春, 濮培民, 1999 太湖铜锈环棱螺对氮磷的降解作用. 长江流域资源与环境, 8(1): 89—93
- 濮培民, 2001 健康水生生态系统的退化及其修复——理论、技术及应用. 湖泊科学, 13(3): 193—203
- Balls H, Moss B, Irvine K, 1989 The loss of submerged macrophytes with eutrophication I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broads Freshwater Biol 22 71—78
- Ellen van D, Wouter J, van de Bund 2002. Impact of sub-

- merged macrophytes including charophytes on phyto-and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms *Aquatic Botany* 72: 261—274
- Li W, Yang Q, 1995. Wetland utilization in Lake Taihu for fish farming and improvement of lake water quality. *Ecological Engineering* 5(1): 107—121
- Moss B, 1990. Engineering and biological approaches to the restoration for eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia* 200/201: 367—377
- Scheffer M, 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia* 200/201: 475—487
- Scheffer M, van den Berg M, Breukelaar A *et al*, 1994. Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aqua Bot* 49: 193—196
- Schröder P, Björgerstrand J, Jeppesen E *et al*, 1995. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow trophic lake. *Freshwater Biol* 33: 255—270
- Takashi A, Vu K T, Jagath M *et al*, 2001. Modeling macrophyte-nutrient-phytoplankton interactions in shallow eutrophic lakes and the evaluation of environmental impacts. *Ecological Engineering* 16: 341—357

OPTIMIZATION OF MIXED AQUICULTURE FOR *ERIOCHEIR SINENSIS* AND ECOLOGICAL IMPACT IN TAIHU LAKE

HUANG He-Zhong, WANG Yong-Qiang, CHENG Jian-Xin, ZHOU Gang,
YANG Cai-Gen, SONG Xue-Hong, DONG Hai-Hui

(*Institute of Life Science, Suzhou University, Fisheries Research Institute of Suzhou University, Suzhou, 215006*)

- (*Taihu Lake Fisheries Management Committee of Jiangsu Province, Suzhou, 215004*)

-- (*Freshwater Fisheries Research Institute of Jiangsu Province, Nanjing, 210017*)

Abstract For reaching the optimal aquaculture condition for *Eriocheir sinensis* and understanding the ecological impact in Taihu Lake, five different groups in which the crabs were co-cultured with snails and water grasses were tested in 15 experimental enclosures (5m × 5m) in Taihu Lake. Every group involved *E. sinensis* [weight (6.25 ± 0.36) g/ind], snail (*Bellamya aeruginosa*), and submersed macrophytes (*Elodea nuttallii*, *Vallisneria spiralis* L. and *Hydrilla verticillata* Royle), but in different combinations. The densities of the crab, snail and water grass in the five groups were designed at 3000 ind/ha+ 0kg/ha+ 3000kg/ha (I), 3000 ind/ha+ 2250kg/ha+ 3000kg/ha (II), 4500 ind/ha+ 2250kg/ha+ 6000kg/ha (III), 4500 ind/ha+ 3375kg/ha+ 6000kg/ha (IV) and 6750 ind/ha+ 3375kg/ha+ 6000kg/ha (V), respectively. The experiment lasted for 212 days. The outcome indicated by indices of biological effect among the five groups was IV > V > III > II > I; and those of Groups IV, V and III were significantly higher than other two's ($P < 0.05$). The water temperature, pH value, COD_{Cr} value, diversity index of zooplankton and diversity index of zoobenthos in every group were not significantly different from those of in open lake water ($P > 0.05$). But the concentration of dissolved oxygen (DO) in all groups and the transparency (SD), apparent water color, conductivity, total suspended solid particulate matter (TSS), nitrogen (N), phosphorus (P), phytoplankton biomass and diversity index of phytoplankton in Groups III and IV were better than those in the outside water ($P < 0.05$). The nutrient balance showed that all the groups could yield N and P from the water after all submersed macrophytes were harvested. The best output efficiency of N and P was found in Groups III and IV. The correlation analysis indicated that more submersed macrophytes and snail would benefit the water quality. Therefore, co-culturing the crab with macrophytes and snails is highly recommended, which would greatly enhance the aquaculture in a healthy ecological environment as well as in protection of the lake.

Key words *Eriocheir sinensis*, Aquaculture pattern, Ecological environment, The Taihu Lake, Optimization