J. Lake Sci.(湖泊科学),2013,**25**(5):723-728
http://www.jlakes.org. E-mail:jlakes@niglas.ac.cn

利用湖泊内源性饵料饲喂中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)的养殖与净水效应*

孟祥雨[1],宋学宏[1**],陈桂娟[2],冯育青[2],吴林坤[3],沈振华[3]
(1:苏州大学基础医学与生物科学学院,苏州 215123)
(2:苏州市农业委员会,苏州 215128)
(3:江苏省太湖渔业管理委员会,苏州 215004)

摘　要: 在东太湖网围养殖区进行不同放养密度(3000、6000、9000 只/hm^2)饲喂太湖水草与螺蛳的中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)养殖实验,各处理组均设投喂鱼肉与玉米等外源性饵料的对照,以获得不同养殖模式对中华绒螯蟹生长、品质及养殖水环境的影响,以及利用浅水草型湖泊内源性饵料养殖中华绒螯蟹的适宜放养密度. 结果表明,规格和增肉倍数虽然均显著小于相同养殖密度下投喂外源性饵料的对照组,但是各实验组商品蟹体重均能达到 150 g;低密度养殖组(3000 只/hm^2)的产量与对照组无显著差异,其余两组显著低于对照组;而低密度养殖组的河蟹回捕率显著低于对照组,其余两组则无显著差异. 实验养殖区水质状况优于投喂外源性饵料的对照区,其 TP 含量显著低于对照区,投喂外源性饵料会增加水体 N、P 含量,导致水体富营养化. 投喂太湖水草与螺蛳等内源性饵料进行中华绒螯蟹养殖不但可以有效地抑制浅水湖泊水草的疯长,还可通过中华绒螯蟹收获从水体输出 N、P 营养盐,起到净化水质的作用. 不同密度养殖的生态与经济效益对比结果显示,利用草型湖泊内源性饵料养殖中华绒螯蟹的适宜放养密度为 6000 只/hm^{2}左右.

关键词: 中华绒螯蟹;放养密度;草型湖泊;净水效应;太湖

Utilization of natural feed resources in a macrophyte-dominated lake for aquaculture of Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) and its purification effects on water environment

MENG Xiangyu[1], SONG Xuehong[1], CHEN Guijuan[2], FENG Yuqing[2], WU Linkun[3] & SHEN Zhenhua[3]
(1: *School of Biology and Basic Medical Sciences*, *Soochow University*, *Suzhou* 215123, *P. R. China*)
(2: *Suzhou Agricultural Commission*, *Suzhou* 215128, *P. R. China*)
(3: *Taihu Lake Fishery Management Commission of Jiangsu Province*, *Suzhou* 215004, *P. R. China*)

Abstract: To explore the effects of different culture models on growth performance and quality of Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*), and the aquaculture water environment, and to estimate the optimum stocking density of crab culture by using natural feed resources in a shallow macrophyte-dominated lake, the Chinese mitten crabs have been raised at different stocking densities as 3000, 6000, 9000 ind./ha, respectively, in net-pen aquaculture area in the East Lake Taihu by feeding aquatic weeds and snails, and/or by feeding exogenous fish and corn as control for each treatment. The results showed that all crabs from each treatment group achieved 150 g in body weight, but their body size and flesh increment were significantly lower than those of control group fed with exogenous diets. There was no significant difference in yield between the lowest density group (3000 ind./ha) and its control group, while the yields in the other two groups were significantly lower than their control groups. Moreover, the recapture rate of the lowest density group was significantly lower than its control group, while that of the other two higher density groups didn't show difference when compared with their control groups. Results also indicated that the water quality in the treatment area was better than that in the control area with exogenous feed, and the TP contents were significantly lower. It was revealed that exogenous feeding might be responsible for higher levels of nitrogen and phosphorus in aquaculture water and water eutrophication. On the

---

* 江苏省社会发展项目(BS2007031)和苏州市社会发展项目(SS201012)联合资助. 2012-09-27 收稿;2013-03-28收修改稿. 孟祥雨,男,1987 年生,硕士研究生;E-mail:mxyv587@163.com.
** 通信作者;E-mail:xuehongsong0943@sina.com.

contrary, feeding natural aquatic weeds and snails could effectively handle the overgrowth of hydrophytes. Meanwhile, nutrient of nitrogen and phosphorus could be removed from aquaculture water by harvesting the Chinese mitten crabs, which will play an effective role both on water purification and aquatic ecological restoration. When both ecological effects and economic benefits were considered, it is suggested that the optimum stocking density of Chinese mitten crab aquaculture in shallow macrophyte-dominated lakes should be 6000 ind./ha when natural feed resources are utilized.

Keywords: Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*); stocking density; macrophyte-dominated lake; water purification effects; Lake Taihu

太湖为浅水湖泊,部分湖区水生植被分布茂盛,其残体堆积造成湖底高程增加.近年来,在东太湖、贡山湾、镇湖湾、光福湾、胥口湾、东山湾、西山和东山相连的湖区以及东太湖和南太湖相连的湖区均存在生物量较大的水生植物[1].以水生植物为主、促淤效应为辅的沼泽化评价原则构建沼泽化定量评价体系.分析表明,东太湖处于沼泽化盛期,其沼泽化综合指数为全湖最高[2].因此,有必要对水生植物暴长的区域进行人工干预,调控水生植物群落结构,开展太湖的水生植物资源利用,减缓太湖东部尤其是东太湖的沼泽化进程[3].近年来,围绕太湖东部湖区水草灾害,苏州市吴中区与吴江区成立了水草打捞队,进行水草人工打捞,以控制水草疯长.但是这种控草措施不但会消耗大量人力、财力,打捞出的水草处理和处置是目前面临的重大难题.因此,综合利用水草,寻求打捞出来水草的出路问题急待解决.

中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*),又称河蟹,是经济价值较高的水产养殖动物.金刚等对河蟹胃含物的分析表明,河蟹为杂食性兼肉食性动物,以底层群落为食[4].Rudnick 等对美国旧金山湾的河蟹胃含物进行分析表明,河蟹虽为杂食性,但主要摄食水生植物[5].东太湖是太湖东南部的一个面积约 13400 hm^2 的湖湾,具有丰富的水生植物和螺蚬资源,水生植物主要为沉水性的金鱼藻、穗花狐尾藻、苦草、马来眼子菜、轮叶黑藻、伊乐藻等[6].国内多项研究已分析了黑藻等多种沉水植物的营养成分,并进行了饲喂水产动物的养殖实验[7-10],这些研究结果表明沉水植物的营养丰富,利用潜力大.本研究在湖泊中围成一定面积的半封闭水体,利用湖泊内源性水草与螺蛳资源开展不同放养密度下河蟹养殖实验,以生长速度、河蟹品质、水环境质量为评判指标,探讨利用湖泊内源性饵料养殖河蟹的可行性,并在此基础上估算出这种方式养殖河蟹的适宜放养量,旨在为控制草型湖泊的水草疯长、维护水域生态稳定提供基础数据.

1 材料与方法

1.1 实验地点选择与围网设置

东太湖敞水区常年平均水深为 1.76 m,换水周期约为 10 d[11].在该区大咀港养殖区南侧(30°99′45″N,120°38′09″E)设置 18 个网围作为实验区,每个网围面积为 667.5 m^2(26.7 m×25.0 m),由竹竿、铁丝、网片、石龙等建成;采用双层网片围网,外层网衣用常规养蟹用的 9 股 7#网,内层采用聚乙烯无结密眼网(网目 0.8 mm),养殖数天后水体内有机物将网眼基本堵塞,使网围与外湖间可以进行缓慢的水交换,使养殖实验在半封闭的条件下进行.

1.2 扣蟹的放养与养殖管理

实验用蟹种来自苏州市吴中区临湖扣蟹养殖基地,平均规格为 27.5±2.3 g/只.实验设 A_1、A_2、A_3 3 个放养密度组,A_1组各网围中放养 200 只(3000 只/hm^2)、A_2组放养 400 只(6000 只/hm^2)、A_3组放养 600 只(9000 只/hm^2),每组设 3 个平行.饲喂太湖内源性饵料螺蛳和水草,分别从太湖螺蛳或水草生物量较高的水域打捞,其中水草主要品种为轮叶黑藻、金鱼藻、苦草、伊乐藻等;螺蛳主要品种为铜锈环棱螺、梨形环棱螺.螺蛳每月投放 1 次,投喂量为河蟹体重的 10 倍;水草每 2~4 d 投喂 1 次,投喂量视河蟹吃食情况而定.投喂时将养殖实验区内废草及时捞出.各放养密度设对照组 B_1、B_2、B_3,投喂外源性饵料鱼肉和玉米,投饵量为体重的 10%,隔天投喂,动植物饵料比为 6:4.实验时间为 2011 年 5 月 20 日到 9 月 30 日,期间进行水草、螺蛳投入量及养殖废草捞出量的记录,并做好网衣的维护和防逃管理.

1.3 水质调查

2011 年 5—11 月,对各养殖围网中进行水质指标的跟踪测定,监测频次为 40 天/次,共 5 次.水质指标分析参照文献[12].以与实验区相隔 3 km(30°98′71″N,120°38′36″E)及 6 km(30°98′30″N,120°40′11″E)的

东太湖自然资源保护区(非养殖区)作为2个对照点,测定水质.

1.4 实验区投入产出比的计算

实验区投入的成本包括网围的折旧费(网围一般使用3年)、蟹种费、养殖人工费、太湖水草与螺蛳的打捞运输费(折合成螺蛳3.7元/kg,水草1.8元/kg);商品饲料玉米2.8~3.0元/kg,冰鲜鱼3.4~3.8元/kg. 至养殖结束时,平均规格为150 g/只的实验组蟹销售价平均为90元/kg、平均规格为160 g/只的对照组蟹销售价平均为120元/kg.

1.5 河蟹品质的测定

采用恒温(105℃)烘干失水法(GB/T 5009.3－2003)测定水分;用微量凯氏定氮法(GB/T 5009.5－2003)测定粗蛋白含量;用索氏脂肪提取法(GB/T 5009.6－2003)测定粗脂肪含量.

1.6 数据处理

各参数计算公式为:

$$河蟹的肥满度 = W_t/L^3 \times 100 \tag{1}$$

$$回捕率 = N_t/N_0 \times 100\% \tag{2}$$

$$增肉倍数 = (W_t - W_0)/W_0 \tag{3}$$

式中,W_t为收获时河蟹重量(g);W_0为放养时河蟹重量(g);L为体长(cm);N_t为收获时的河蟹数量,N_0为放养时的河蟹数量,实验结果以平均值±标准方差表示,采用SPSS 16.0分析软件,经One-Way ANOVA分析,采用Duncan's多重检验分析实验结果平均数的差异显著性,显著水平为0.05.

2 结果与分析

2.1 不同养殖模式下河蟹生长及其生产状况

9月底养殖实验结束时,将各网围的养殖总投入成本与该网围商品河蟹的销售收入相比,得出各实验组的投入产出比(表1). 经过4个月的养殖实验后,A_1、A_2、A_3各处理组的成蟹规格均能达到150 g/只,各组间无显著差异;河蟹的增肉倍数、肥满度也较为一致. 回捕率与放养密度呈负相关,放养密度越高,回捕率越低($P<0.05$);投入产出比对密度存在依赖性,当放养密度大于6000只/hm^2时,产出大于投入,产生一定的经济效益.

与处理组相比,相同放养密度下投入外源性饵料的对照组B_1、B_2、B_3的成蟹规格、增肉倍数均显著高于投喂水草与螺蛳的养殖实验组A_1、A_2、A_3($P<0.05$),但肥满度的提高不显著;低密度(3000只/hm^2)养殖组B_1的回捕率显著高于A_1组($P<0.05$),但产量无显著差异;其它两个放养密度A_2与B_2、A_3与B_3组的回捕率差异不显著,但B_2与B_3组的产量分别高于A_2与A_3养殖组($P<0.05$);相同放养密度下对照各组的投入产出比均高于实验养殖组(表1).

表1 不同养殖模式下河蟹的养殖效果

Tab.1 The culture performance of *E. sinensis* under different breeding patterns

项目	实验组			对照组		
	A_1	A_2	A_3	B_1	B_2	B_3
放养密度/(只/hm^2)	3000	6000	9000	3000	6000	9000
螺蛳/(kg/hm^2)	183	222	248	—	—	—
沉水植物/(kg/hm^2)	5896	6117	7551	—	—	—
冰鲜鱼/(kg/hm^2)	—	—	—	296	358	553
玉米/(kg/hm^2)	—	—	—	164	220	277
成蟹规格/(g/只)	151.1 ± 5.2^a	150.0 ± 3.9^a	150.0 ± 4.0^a	163.1 ± 7.1^b	161.5 ± 9.3^b	160.0 ± 5.6^b
增肉倍数	5.74 ± 1.07^a	5.70 ± 1.18^a	5.70 ± 1.25^a	6.20 ± 1.27^b	6.14 ± 1.78^b	6.08 ± 1.58^b
肥满度/(100 g/L^3)	54.3 ± 1.01	53.7 ± 0.74	54.8 ± 0.78	56.1 ± 1.64	56.4 ± 1.16	57.7 ± 1.16
回捕率/%	62.8 ± 4.8^b	57.3 ± 3.8^{ab}	52.2 ± 3.6^a	73.4 ± 3.4^c	65.1 ± 4.9^b	57.3 ± 2.1^{ab}
产量/(kg/hm^2)	282.5 ± 21.5^a	512.5 ± 33.8^b	705.0 ± 40.2^c	352.5 ± 16.2^a	625.0 ± 46.8^c	825.0 ± 30.6^d
投入产出比						
计水草打捞运输成本	1.4∶1.0	0.9∶1.0	0.7∶1.0	0.6∶1.0	0.4∶1.0	0.3∶1.0
不计水草打捞运输成本	1.0∶1.0	0.6∶1.0	0.5∶1.0	0.6∶1.0	0.4∶1.0	0.3∶1.0

* 同行数据标注不同字母表示差异显著($P<0.05$),下同.

表 2 不同养殖模式对河蟹可食部分营养成分的影响(鲜重百分比,%)

Tab.2 Effects of different breeding patterns on nutritional components in edible parts of *E. sinensis* (as a percentage basis of wet weight, %)

实验组别	含水量	蛋白质	粗脂肪	肝体比
A_1	70.8±0.6	16.3±1.1	10.8±0.9	8.8±0.9
A_2	72.2±0.9	15.6±2.0	9.9±1.9	8.6±1.4
A_3	70.7±0.7	15.5±2.1	9.6±0.8	8.4±1.1
B_1	69.3±0.8	16.2±0.9	10.2±1.2	9.1±0.6
B_2	69.1±0.6	16.5±1.3	9.8±1.1	8.7±0.7
B_3	71.1±0.9	14.7±1.5	9.3±0.6	7.8±1.5

2.2 不同模式下的河蟹营养成分比较

不同养殖模式下河蟹的含水量、蛋白质、粗脂肪、肝体比等营养成分含量无显著差异($P>0.05$),这些指标达到了阳澄湖优质河蟹的品质要求[13]. 无论投外源性饵料还是湖泊中的水草与螺蛳,各组的河蟹粗脂肪含量及肝体比虽然均与放养密度呈负相关,但差异不显著($P>0.05$,表 2).

2.3 不同养殖模式对水质的影响

5－11 月,虽然各实验区的水质指标无显著差异,但投喂湖泊中的水草与螺蛳的养殖区水质有优于投喂外源性饵料对照区的趋势,其中 TP 含量显著低于对照区($P<0.05$),而与非养殖区相近($P>0.05$). 同时,无论是投喂湖泊中的水草与螺蛳还是投喂外源性饵料,养殖区的高锰酸盐指数(COD_{Mn})、总氮(TN)、硝态氮(NO_3^--N)、铵态氮(NH_4^+-N)、总磷(TP)、叶绿素 a (Chl. a)、透明度等水质指标均略差于非养殖区,但各区水中溶解氧(DO)与 pH 值差异不大(表 3).

表 3 5－11 月不同养殖模式对水质指标的影响

Tab.3 Effects of different breeding patterns on water quality parameters from May to November

水质指标	A_1	A_2	A_3	B_1	B_2	B_3	非养殖区
COD_{Mn}/(mg/L)	3.23±0.78	3.02±0.48	2.98±0.42	3.17±0.58	3.14±1.08	2.92±0.64	2.69±1.07
DO/(mg/L)	8.60±0.80	8.52±0.86	8.10±1.01	8.39±1.05	8.12±1.07	8.31±0.97	8.52±2.45
TN/(mg/L)	0.82±0.40	0.85±0.48	0.82±0.38	0.95±0.52	0.89±0.54	1.03±0.52	0.73±0.43
NO_3^--N/(mg/L)	0.17±0.16	0.16±0.15	0.18±0.18	0.19±0.16	0.19±0.17	0.18±0.17	0.15±0.15
NO_2^--N/(mg/L)	0.01±0.00	0.01±0.00	0.01±0.00	0.01±0.00	0.01±0.00	0.01±0.00	0.01±0.00
NH_4^+-N/(mg/L)	0.26±0.29	0.28±0.30	0.35±0.25	0.34±0.41	0.42±0.44	0.46±0.35	0.2±0.28
TP/(mg/L)	$0.06±0.03^{a}$	$0.07±0.02^{ab}$	$0.07±0.04^{ab}$	$0.09±0.04^{b}$	$0.1±0.03^{b}$	$0.11±0.05^{bc}$	$0.05±0.03^{a}$
PO_4^{3-}-P/(mg/L)	0.01±0.01	0.01±0.01	0.01±0.01	0.01±0.01	0.01±0.03	0.01±0.01	0.0±0.01
Chl. a/(μg/L)	5.57±2.07	5.42±1.49	6.18±1.09	4.53±2.06	4.69±2.06	5.40±1.58	2.84±1.50
透明度/cm	75.58±17.67	71.25±15.92	64.58±13.39	77.67±20.37	64.08±9.34	72.17±17.06	95.7±40.99
pH	8.28±0.30	8.20±0.33	7.98±0.35	8.30±0.35	8.04±0.32	8.11±0.35	7.76±2.38

2.4 河蟹养殖实验区的 N、P 收支

在整个实验养殖周期,各围网的投入品数量见表 4. 根据表 4 的数据及河蟹的投入、产出量,采用物料平衡法估算各围网的 N、P 收支情况(表 5). 将湖泊内源性饵料扣除后结果显示,投喂湖泊内源性饵料的 A_1、A_2、A_3 实验组输入湖泊的 N、P 营养盐为负数,即这种方式是从湖泊输出了 N、P 营养盐,随着养殖密度的增加,投喂内源性饵料组的 N、P 净输出量显著提高($P<0.05$). 而投喂外源性饵料的水域有 N、P 营养盐输入湖中,造成 N、P 污染,其中,高密度 B_3 组养殖区显著高于较低密度的 B_2、B_1 养殖区($P<0.05$).

3 讨论

3.1 投喂湖泊内源性饵料对河蟹生长特性的影响

在湖泊富营养化治理过程中,人们根据水体特定的环境条件,通过选择适当的鱼、虾、贝类进行人工放养,修复水域被破坏的水生动植物群落组成,增强水体自净能力,维持生态平衡,从而达到既保护水环境又能充分利用水体渔产力的目的. 本研究利用河蟹喜食沉水植物与螺蛳的特性,在东太湖水草疯长的区域,利用其丰富的水草与螺蛳资源进行河蟹养殖. 结果显示,各组的河蟹含水量基本一致,无论是利用湖泊内源性饵料的养殖还是投喂外源性饵料的养殖,河蟹可食部分的蛋白质、脂肪含量都无显著差异(表 2),养成的商

品河蟹与阳澄湖中华绒螯蟹品质相近;投喂湖泊内源性饵料进行养殖的河蟹平均重量均能达到150 g/只,已达到大规格蟹的上市标准. 可见,投喂湖泊内源性饵料的养殖方式不但能将河蟹养成,而且品质也较好. 因此,从河蟹生产性能和河蟹品质分析,说明利用湖泊内源性饵料养殖河蟹可满足河蟹正常生长的需求.

表4 各围网水草、螺蛳及饲料的总投入量(kg/hm^2)

Tab. 4 The total inputs of aquatic weeds, snails and feed in each net-pen

实验组别	养殖模式	投入水草	捞出水草	投入螺蛳	投入鱼	投入玉米
A_1	3000 只/hm^2,内源性饵料	5192	95	185	—	—
		6300	290	180	—	—
		6195	208	185	—	—
A_2	6000 只/hm^2,内源性饵料	6450	340	225	—	—
		5960	265	230	—	—
		5940	311	210	—	—
A_3	9000 只/hm,内源性饵料	7075	905	275	—	—
		6250	435	240	—	—
		6328	354	230	—	—
B_1	3000 只/hm^2,投外源性饵料	—	—	—	283	165
		—	—	—	295	149
		—	—	—	311	177
B_2	6000 只/hm^2,投外源性饵料	—	—	—	351	227
		—	—	—	363	227
		—	—	—	359	205
B_3	9000 只/hm^2,投外源性饵料	—	—	—	543	295
		—	—	—	583	280
		—	—	—	532	256

表5 各养殖区的N、P收支(kg/hm^2)*

Tab. 5 The nitrogen and phosphorus budgets in each culture area

实验组别	输入N	输出N	净输入N	输入P	输出P	净输入P
A_1	0.125 ± 0.02^a	0.97 ± 0.35^a	-0.85 ± 0.02^c	0.008^a	0.08 ± 0.05^{ab}	-0.07 ± 0.01^c
A_2	0.25 ± 0.03^a	1.65 ± 0.03^{ab}	-1.4 ± 0.05^b	0.016^a	0.14 ± 0.00^b	-0.12 ± 0.01^b
A_3	0.375 ± 0.04^a	2.71 ± 0.65^b	-2.33 ± 0.06^a	0.023^a	0.24 ± 0.10^c	-0.21 ± 0.02^a
B_1	10.79 ± 0.43^b	0.53 ± 0.03^c	10.25 ± 0.02^d	1.64 ± 0.09^b	0.03 ± 0.00^a	1.60 ± 0.08^d
B_2	13.46 ± 0.19^b	0.95 ± 0.07^b	12.51 ± 0.05^d	2.04 ± 0.05^c	0.06 ± 0.01^a	1.98 ± 0.03^d
B_3	19.83 ± 0.72^c	1.25 ± 0.05^b	18.58 ± 0.05^e	2.98 ± 0.13^d	0.08 ± 0.01^{ab}	2.90 ± 0.12^e

* 同列数据标注不同字母表示差异显著($P<0.05$).

3.2 投喂湖泊内源性饵料养殖河蟹对水环境生态修复的贡献

沉水植物是湖泊生态系统的重要组成成分,常作为湖泊环境变化的指示物[14-15],具有吸收和固定水体中氮磷营养物质、增加空间生态位、抑制生物性和非生物性悬浮物、改善水下光照和溶解氧条件、净化水质和为其他水生生物提供多样化的生境等生态功能[16-17],在维持湖泊生态系统结构和功能方面起到十分重要的作用,但沉水植物生物量过多,枯草腐烂造成二次污染,是湖泊沼泽化的重要因素. 本研究虽然未能进行沉水植物生物量的测定,但实验过程中目测发现,在生态保护区(非养殖区)沉水植物的生物量非常大,覆盖率达90%以上,在秋季产生大量的枯草沉入水底而腐烂,引起水体蓝藻的大量繁殖;而实验养殖区的沉水植物覆盖率基本保持在40% ~50%,且植株生命力很旺盛,很少见到枯黄的植株. 本文也对各区的浮游生物进行了初步调查,发现非养殖区在9月的藻类生物量高于实验养殖区;而实验区的蓝藻生物量远少于非养殖区. 因此,本研究结果验证了当水体中沉水植物种植密度较大时,人为地将其适量迁出水体,有助于降低湖

泊营养负荷,使富营养化得到控制[18].养殖水体的N、P收支情况表明,利用沉水植物养殖河蟹在一定程度上能提高湖泊的营养输出量,降低湖泊的营养负荷,维持湖泊生态环境系统[19].

3.3 投喂湖泊内源性饵料养殖河蟹可部分解决打捞的水草出路问题,产生一定的经济效益

无论对实验区还是对面积更大的湖泊而言,利用湖泊内源性水草、螺蛳养殖河蟹,将湖泊中的TN与TP转化为河蟹营养成分,再以水产品的方式输出水体,都是一种经济有效的水质净化方式.综合实验养殖区域的水质与经济效益指标,作者认为利用草型湖泊内源性饵料进行河蟹养殖适宜的放养密度为6000只/hm^2左右,按这一密度估算,投喂湖泊内源性饵料的河蟹养殖每年消耗沉水植物6000 kg/hm^2,可输出N、P分别为1.40和0.12 kg/hm^2.谷孝鸿等2002年的调查数据表明,东太湖轮叶黑藻、苦草、金鱼藻等河蟹喜食的水生植物现存量为9.8×10^4 t[3],按照20%的利用率保守估算,投喂水草与螺蛳的东太湖河蟹养殖面积可达3267 hm^2左右,每年能从东太湖输出N和P分别为53.9和5.7 t,相当于消减了3.1万人城镇居民一年的生活污水中排出的氮、磷[20],将发挥较好的净水作用.

从投入产出比分析,本项目的养殖效益与放养密度呈正相关;饲喂湖泊内源性饵料进行河蟹养殖时,当放养量达到6000只/hm^2时就能产生经济效益.如果打捞水草的费用由地方政府环保费中支出,则放养量为6000只/hm^2的湖泊河蟹养殖投入产出比可以从0.9:1提高到0.6:1,养殖管理者可获得更高的经济效益,同时部分解决了打捞出的水草出路问题.

4 参考文献

[1] 刘伟龙,胡维平,陈永根等.西太湖水生植物时空变化.生态学报,2007,**27**(1):159-169.
[2] 朱金格,张晓姣,胡维平.太湖沼泽化评价方法的建立及应用.环境科学学报,2010,**30**(8):1695-1699.
[3] 谷孝鸿,张圣照,白秀玲等.东太湖水生植物群落结构的演变及其沼泽化.生态学报,2005,**25**(7):1541-1548.
[4] 金 刚,谢 平,李钟杰.湖泊放流二龄河蟹的食性.水生生物学报,2003,**27**(3):140-146.
[5] Rudnick D, Resh V. Stable isotopes, mesocosms and gut content analysis demonstrate trophic differences in two invasive decapod crustacea. *Freshwater Biology*, 2005, **50**(8):1323-1336.
[6] 何 俊,谷孝鸿,刘国峰.东太湖水生植物及其与环境的相互作用.湖泊科学,2008,**20**(6):790-795.
[7] 魏 云,陈源高,刘正文等.草鱼、团头鲂对伊乐藻的消化与利用.湖泊科学,1996,**8**(6):63-72.
[8] 孙丽萍,宋学宏,朱金荣等.沉水植物对中华绒螯蟹生长和非特异性免疫力的影响.淡水渔业,2012,**42**(1):35-40.
[9] 文 明,盛 哲,林亲众.蛋白质新资源——黑藻的研究Ⅰ:黑藻生物学特性及营养成分的分析.湖南农学院学报,1994,**20**(5):457-462.
[10] 王艳丽,肖 瑜,潘慧云等.沉水植物苦草的营养成分分析与综合利用.生态与农村环境学报,2006,**22**(4):45-47.
[11] 金 刚,李钟杰,谢 平.草型湖泊河蟹养殖容量初探.水生生物学报,2003,**27**(4):345-351.
[12] 金相灿,屠清瑛.湖泊富营养化调查规范.北京:中国环境科学出版社,1990:184-252.
[13] 李思发,蔡完其,邹曙明等.阳澄湖中华绒螯蟹品质分析.中国水产科学,2000,**7**(3):71-74.
[14] Bini LM, Thomaz SM, Murphy KJ *et al*. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, 1999, **15**(1):147-154.
[15] 葛继稳,蔡庆华,李建军等.梁子湖水生植被1955-2001年间的演替.北京林业大学学报,2004,**26**(1):14-20.
[16] Scheffer M. Ecology of shallow lakes. The Netherlands: Kluwer Academic Publisher, 1998, **21**(2):77-121.
[17] 金相灿,楚建周,王圣瑞.水体氮浓度、形态对黑藻和狐尾藻光合特性的影响.应用与环境生物学报,2007,**13**(2):200-204.
[18] 王艳丽,周 阳.沉水植物综合利用的研究进展.环境保护科学,2009,**35**(6):16-19.
[19] 吴庆龙,陈开宁,胡耀辉等.东太湖河蟹围网养殖的环境效应.农业环境保护,2001,**20**(6):432-434,442.
[20] 李荣刚,夏源陵,吴安之等.江苏太湖地区水污染物及其向水体的排放量.湖泊科学,2000,**12**(2):147-153.