J. Lake Sci.(湖泊科学), 2009, **21**(4): 523-529
http://www.jlakes.org. E-mail: jlakes@niglas.ac.cn
©2009 by *Journal of Lake Sciences*

东太湖网围养蟹效应及养殖模式优化*

何　俊[1,2], 谷孝鸿[1**], 刘国锋[1,2]
(1: 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)
(2: 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘　要: 通过 2007 年 3 月至 12 月对东太湖三个不同养殖密度和规模网围养蟹区养殖状况与环境的比较研究, 分析不同养殖方式所带来的经济效益以及对湖泊环境的影响. 结果表明: 东太湖人工投饵单养河蟹的养殖方式, 会造成水体氮磷营养盐累积, 对水体造成污染. 选取的 A、B、C 三个养殖区每产出 1kg 河蟹造成湖区氮累积量分别为 0.24kg、0.33kg 和 0.30kg; 磷累积量为 0.043kg、0.059kg 和 0.051kg. 比较各养殖区环境状况、经济效益以及河蟹生长规格, 认为东太湖实施河蟹优化养殖的适宜密度和单个网围面积为 6000 只/hm^2 和 2.33hm^2 左右, 但是目前东太湖养殖方式仍需要改进. 针对东太湖养殖面积过大和布局不合理现状, 认为东太湖网围养蟹面积应控制在 3165.2hm^2 以下为宜.
关键词: 东太湖; 网围养蟹; 效应; 优化模式

Effect and optimization model of enclosure crab culture in East Lake Taihu

HE Jun[1,2], GU Xiaohong[1] & LIU Guofeng[1,2]
(1: *State Key Laboratory of Lake Science and Environment*, *Nanjing Institute of Geography and Limnology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *P.R.China*)
(2: *Graduate University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *P.R.China*)

Abstract: Based on the comparative studies between the enclosure culture situations of different density and scale of water environments investigated during period from March and December 2007 in East Lake Taihu, the paper analyzed the economical benefit and environmental effect under different culture models. The results showed that culture models of bait casting and monoculture in East Lake Taihu, no matter which kinds of density and scale there were, would make the output of nitrogen and phosphorus nutrients less than the input, and mass-input of exogenous nutrients would cause pollution effect on water quality. An estimation of nutrient contributions in three enclosure crab culture areas A, B and C showed that 1kg crab production has created 0.24, 0.33 and 0.30kg nitrogen and 0.043, 0.059 and 0.051kg phosphorus into the lake, respectively. According to the comparisons of environmental situations of economic benefit and growth specification of the enclosure crab culture in East Lake Taihu, a reasonable density of the optimized model is 6000 crab/ha and the single enclosure is 2.33 ha/each, while the current culture manner should be improved. For too large scale and unreasonable distribution of enclosure culture in East Lake Taihu, we suggest that the area of enclosure crab culture should be controlled under 3165.2 ha.
Keywords: East Lake Taihu; enclosure crab culture; effect; optimization model

东太湖位于太湖东南隅(30°58′–31°07′N; 120°25′–120°35′E), 与西太湖之间以狭窄的湖面相通, 总长度 27.5km, 最大宽度 9.0km, 总面积 131km^2, 平均水深不到 1.2m, 是长江中下游典型的草型浅水湖泊, 也

* 中国科学院农业创新基地项目"浅水湖泊环保型渔业资源可持续利用及示范"和江苏省太湖渔业管理委员会重点项目"太湖生物资源结构与有效保护利用研究"联合资助. 2008–07–17 收稿; 2008–10–22 收修改稿. 何俊, 女, 1982 年生, 硕士; E-mail: jhe@niglas.ac.cn.
** 通讯作者; E-mail: xhgu @niglas.ac.cn.

是我国最早开展水产养殖渔业的湖泊之一[1]. 自 1990 年以来, 东太湖养殖规模不断扩大, 至 2007 年养殖面积达 11345.34hm^2, 占东太湖总水面的 85.30%①. 随着养殖规模的不断扩大, 养殖对环境的压力也不断加大, 高强度的养殖造成了水体有机质污染的加剧并加重了水体富营养化程度[1]. 2007 年太湖水危机事件后, 东太湖的网围养殖也成为水污染关注的焦点, 在取缔太湖敞水区网围养殖的同时, 逐渐压缩东太湖养殖规模成为太湖渔业主管部门的工作重点和难点. 本文通过对东太湖不同养殖密度和规模网围养蟹区养殖状况与环境的比较研究, 分析了不同养殖方式所带来的经济效益以及对湖泊环境的影响, 以探索在保持良好湖泊生态环境前提下, 开发利用草型湖泊渔业资源的合理方式; 同时针对东太湖的水环境现状, 提出了东太湖的渔业发展最大规模.

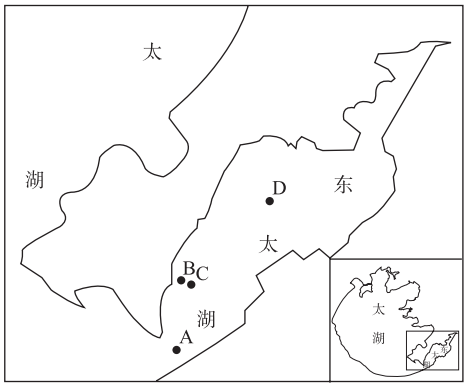


图 1 东太湖网围养殖区及敞水区采样点

Fig.1 The location of the sampling sites in the enclosure culture and open area of East Lake Taihu

1 材料与方法

1.1 养殖区选择

针对东太湖常规养殖河蟹放养密度为 6000–7500 只/hm^2 的特点, 在东太湖东茭咀选择养殖密度为 6000 只/hm^2、单个网围面积为 2.33hm^2 的 A 区; 在茭白港选择养殖密度为 7500 只/hm^2、单个网围面积为 1.47hm^2 的 B 区; 放养密度为 10500 只/hm^2、单个网围面积为 0.27hm^2 的 C 区. 因所选择的养殖区所处水域环境条件不同, 本文在分析养殖对环境影响时不考虑水域环境本身之间的差异.

1.2 采样时间与采样点分布

实验自 2007 年 3–12 月, 每月中旬采样, 为使采集样品具有代表性, 在每个养殖区内设多个采样点. 其中在 A、B 网围区以间隔 100m 的距离设 3 个采样点, 在 C 区以间隔 50m 的距离设 2 个采样点. 另外在东太湖敞水区设样点 D, 试从环境角度和养殖区作比较(图 1).

1.3 环境因子分析项目

物理指标: 透明度(SD)、溶解氧(DO); 化学指标: 总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH_4^+-N)、亚硝态氮(NO_2^--N)、硝态氮(NO_3^--N)、磷酸根(PO_4^{3-}-P)、总有机碳(TOC); 底质指标: 总氮(TN)、总磷(TP)、有机质(OM).

生物指标: 水生高等植物、底栖动物种类、密度和生物量; 饵料营养盐指标: 玉米、小麦、水生植物总氮和总磷; 分析方法: 水样、底泥样和生物样品分析参考《湖泊富营养化调查规范》[2], 饵料样品分析参考《土壤农化分析》[3].

2 结果与分析

2.1 养殖对象生长状况和经济效益分析

比较各养殖区的河蟹平均规格、产量和回捕率(表 1). 河蟹规格 A 区最高, B、C 区河蟹规格一致; 回捕率 A 区>B 区>C 区; 河蟹每公顷产量 C 区>B 区>A 区. 比较各养殖区资金投入/产出情况(表 2), 单位面积资金投入及获得利润 C 区>B 区>A 区. 分析表明, 大面积低密度养殖方式有利于提高成蟹的规格和回捕率; 小面积、高密度养殖方式有利于提高养殖产量和经济利润.

2.2 不同养殖密度养蟹区氮磷收支比较

本文所作的不同养殖密度养蟹区氮、磷收支比较是建立在固体物质基础上的, 并不考虑其对水体的影响养殖系统中的氮、磷循环具有大量分支和复杂的微循环[4], 本文未从微观角度入手获取各分支的氮、磷转化, 而是根据氮、磷在不同有机体中的含量[5-6], 以及对部分饵料所做的营养盐分析, 来估算养殖全过程中投入/产出的有机体所含的氮、磷量(表 3). 分析表明, 3 个养殖区外源氮、磷在湖泊中均产生积累.

① 太湖渔业管理委员会办公室统计资料, 2007.

A、B、C 各区每产出 1kg 河蟹造成湖区氮累积量为 0.24kg、0.33kg 和 0.30kg; 磷累积量为 0.043kg、0.059kg 和 0.051kg. 比较来看, A 区单位产量河蟹给湖区造成的氮、磷累积量最小; 而中等养殖密度 B 区单位产量河蟹产生的氮、磷污染量最大.

表 1 河蟹网围养殖的放养、投饵及收获情况

Tab.1 The situation of the crab stocking, food consumption and yield of crab enclosure culture

项目	A 区	B 区	C 区
养殖面积(hm^2)	2.33	1.47	0.27
养殖密度(只/hm^2)	6000	7500	10500
杂鱼螺蛳(kg/hm^2)	7025.4	13058.5	13599.4
玉米、小麦(kg/hm^2)	1065	1352.7	1881.6
水生植物(kg/hm^2)	4125	4125	4125
放养规格(kg/只)	0.01	0.01	0.01
回捕率(%)	54	53	50
成蟹平均规格(kg/只)	0.19	0.17	0.17
产量(kg/hm^2)	600	675	892.5

表 2 河蟹网围养殖经济投入/产出分析

Tab.2 Analysis of the input-output of economy of crab enclosure culture

	网号	蟹种	野杂鱼	水草	螺蛳	玉米、小麦	折旧劳务费	总计
投入情况	A 区	4800	17577	3750	1500	1917	16956	46500
(元/hm^2)	B 区	6000	24546	3750	1500	2434.5	9769.5	48000
	C 区	8400	28708.5	3750	1500	3387	3000	48746
	网号	商品蟹		商品鱼		总收入	利 润	
产出情况	A 区	54000		900		54900	8400	
(元/hm^2)	B 区	55350		1500		56850	9000	
	C 区	73185		1500		74685	25939.5	

表 3 各养殖区氮、磷输入/输出统计

Tab.3 Statistic of nitrogen and phosphorus input -output amount for the enclosure culture

项目	A 区		B 区		C 区	
	氮总量(kg)	磷总量(kg)	氮总量(kg)	磷总量(kg)	氮总量(kg)	磷总量(kg)
蟹种	3.14	0.21	2.46	0.165	0.63	0.042
谷物	31.14	6.32	24.86	5.04	6.29	1.28
螺蚬	42	8	84	16	12.60	2.4
杂鱼	313.29	46.71	251.69	37.53	58.48	8.72
水草	25.03	4.33	15.73	2.72	2.86	0.50
合计总输入	414.60	65.57	378.74	61.46	80.86	12.94
商品蟹	31.36	2.10	22.18	1.49	5.33	0.357
商品鱼	44.63	2.89	28.05	1.82	5.1	0.33
合计总输出	75.99	4.99	50.23	3.31	10.43	0.69
单位产量河蟹累积	0.24	0.043	0.33	0.059	0.30	0.051

2.3 研究区环境状况比较

2.3.1 水体理化环境因子比较 水体理化指标比较来看(表 4), 敞水区水体 DO 最高, PO_4^{3-}-P 和 NH_4^+-N 也最低. 养殖区比较来看, C 区 TP、PO_4^{3-}-P、NH_4^+-N、NO_2^--N、TOC 浓度均最高, A 区最低. 网围区溶解氧含量较敞水区低与养殖对象呼吸耗氧以及排泄物中的耗氧有机物质分解矿化作用有关[7-8]; 敞水区由于水域开阔, 人为影响小, 大气复氧量和水生生物光合作用产氧量高于养殖区, 因而溶解氧含量高. 从养殖区水体氮污染组成来看, 无机氮中 NH_4^+-N 所占比例较高, 均达到 60%以上, 说明水体受含氮有机物污染较严重[2], 这主要来自养殖对象的分泌和排泄.

表 4 各区域主要环境因子比较

Tab.4 Comparison of water quality of each area

环境指标	A 区	B 区	C 区	D 区
SD(m)	0.89±0.33	0.93±0.20	0.96±0.20	0.92±0.26
DO (mg/L)	5.41±2.32	6.24±2.66	5.56±2.53	7.38±2.37
TN (mg/L)	1.11±0.30	1.09±0.21	1.04±0.46	1.27±0.25
TP (mg/L)	0.046±0.016	0.05±0.016	0.06±0.007	0.056±0.18
PO_4^{3-}-P (mg/L)	0.007±0.005	0.007±0.007	0.011±0.009	0.005±0.003
NH_4^+-N (mg/L)	0.63±0.16	0.64±0.23	0.67±0.15	0.61±0.20
NO_2^--N (mg/L)	0.013±0.005	0.012±0.01	0.017±0.016	0.013±0.013
NO_3^--N (mg/L)	0.30±0.20	0.17±0.09	0.21±0.13	0.22±0.15
TOC (mg/L)	7.16±0.60	8.53±1.65	9.32±1.07	8.48±1.42

2.3.2 底质环境因子比较 底质指标变化来看(图 2), 在监测期内养殖区底质 TN、TP 和 OM 的变幅分别为 1.45–5.0, 0.52–2.06, 24.95–85.80g/kg; 敞水区底质的变幅分别为 1.05–1.69, 0.45–0.62, 18.24–29.21g/kg, 养殖区底质营养盐含量高, 显然是由于投饵未能被河蟹有效利用而沉积及河蟹在底层的活动影响所致.

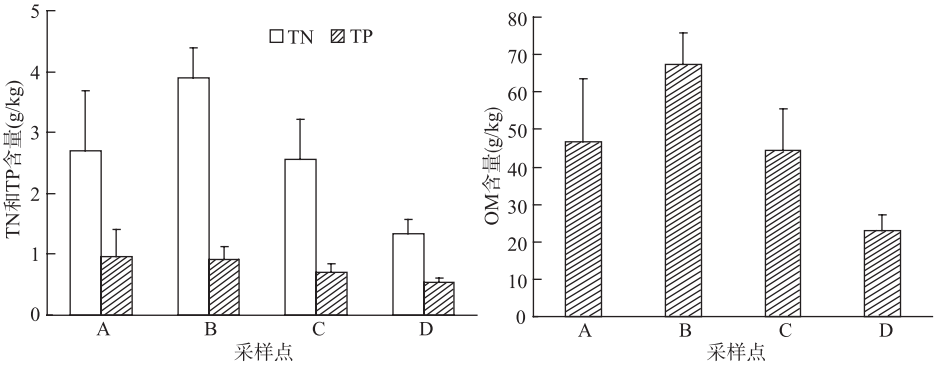


图 2 底质总氮、总磷和有机质含量比较

Fig.2 Comparison of total nitrogen, total phosphorus and organic matter in the sediments

2.3.3 水生植物比较 养殖区水生植物种类较单一, 优势种为金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)、伊乐藻(*Elodea nuttalli*)和狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*). 敞水区水生植物种类较丰富, 除上述 3 种水草外, 还分布有苦草(*Vallisneria spiralis*)、轮叶黑藻(*Hydrilla verticallata*)和马来眼子菜(*Potamogeton malianus*)等. 水草是河蟹的主要食物之一, 食性分析表明, 水草在河蟹食物中出现率可达 60%以上[9]; 同时种植水草还能保持水质清新、减少病害、提高成活率和保持河蟹健康色泽[10]. 比较各养殖区水生植物生物量(图 3), 养殖初期水草生物量相同, 经过一个养殖周期后 C 区水草生物量较 A、B 区有明显的减少.

2.3.4 底栖动物比较　采集到底栖动物 16 种, 包括水生昆虫类的摇蚊幼虫(*Chironomus plumosus*)和蜉蝣目(*Ephemerida*); 寡毛类的水丝蚓(*Limnodrilus hoffmeistei*)、中华颤蚓(*Rhyacodrilus sinicus*)、尾鳃蚓(*Branchiurasowerbyi*)和扁舌蛭(*Gtossiphonia complanata*); 软体动物类的铜锈环棱螺(*Bellamya aeruginosa*)、光滑狭口螺(*Stenothyra glolbra*)、赤豆螺(*Bithynia fuchiana*)、长角涵螺(*Alocinma longicornis*)、纹沼螺(*Parafossarulos strialulus*)、橛豆螺(*Bithynia misella*)、圆扁螺(*Hippeutis cantori*)、椭圆萝卜螺(*Radix swinhoei*)和河蚬(*Corbicula fluminea*); 甲壳动物类的钩虾(*Gammarus* sp.)等. 分布来看(表 5), 水生昆虫和寡毛类资源量 C 区>B 区>A 区>D 区, 软体动物资源量 D 区>B 区>A 区>C 区. 养殖区比较来看, C 区寡毛类资源量最高, 可能与该区高密度投饵和河蟹粪便的排泄导致水体总磷浓度高有关. 研究表明, 磷对底栖动物是个最重要的限制因素[11]. C 区软体动物资源量最低, 与 C 区高密度河蟹养殖对其摄食强度大有关, 同时高密度放养的河蟹还可通过对水草的破坏而间接影响小型螺类栖息和繁殖[12].

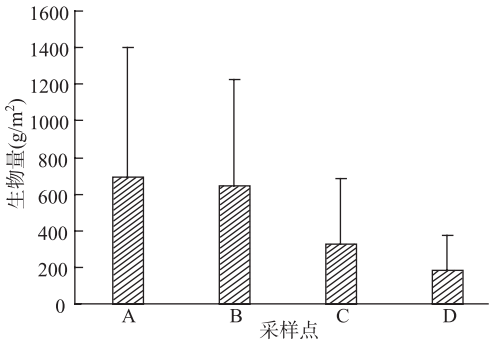


图 3 各区域水生植物生物量

Fig.3 Comparison of the biomass of aquatic macrophytes of each area

表 5 各区域底栖动物密度和生物量分布

Tab.5 Comparison of the density and biomass of zoobenthos of each area

种类	A 区		B 区		C 区		D 区	
	密度 (ind./m²)	生物量 (g/m²)	密度 (ind./m²)	生物量 (g/m²)	密度 (ind./m²)	生物量 (g/m²)	密度 (ind./m²)	生物量 (g/m²)
水生昆虫	16±17	0.2±0.4	51±77	0.1±0.2	48±50	0.2±0.3	15±30	0.02±0.03
寡毛类	177±155	0.2±0.2	433±305	0.75±0.9	580±213	1.0±0.7	65±77	0.09±0.15
软体动物	64±73	37±51	117±105	78±69	24±32	2.5±5.4	200±130	235±277
甲壳动物	5±14	0.1±0.5	24±32	2.5±5.4	0	0	10±28	0.01±0.01

3 讨论

3.1 东太湖网围养殖及其对环境的影响

太湖网围养殖业主要集中在东太湖, 始于 1984 年. 初期仅局限在西北沿岸茭白港至鸡山港一带, 主要以草鳊鱼为主, 主要利用湖泊中的水草资源并适当投喂少量精饲料, 这一阶段注重养殖规模和效益, 养殖面积由几十亩到上千亩, 后处于相对平稳发展状态[13]. 随着养殖技术水平的不断提高和市场对水产品需求的改变, 网围养殖开始逐步追求品质的提高. 1991 年东太湖开始进行围网养蟹, 由于经济效益较高, 很快被推广, 养蟹的方式也由粗养转为高产精养[14]. 网围养蟹业发展也促使养殖规模不断增加, 目前东太湖除了航道和太浦河口泄洪区外, 几乎没有空闲水面[1]. 东太湖目前的养蟹方式普遍应用投饵单养方式. 投饵养殖的河蟹规格较大、经济效益高, 但由于河蟹对饵料利用和转化率低, 饵料系数高, 将造成大量饵料剩余; 同时密集网围使得湖水流速减慢, 水体的环境容量减小, 从而造成水质恶化[14-15]. 谷孝鸿等[16-17]研究表明, 在投饵情况下, 每生产 1kg 河蟹平均要向湖中净输入氮 0.17kg, 磷 0.038kg; 网围养殖区水体总氮、氨氮和总磷分别比对照区高 219%、300%和 162%. 网围养殖也促使沉积物表层的营养盐发生变化, 自 1980 年之后 11 年来, 东太湖总氮和总有机碳分别增长了 0.83 和 5.93 倍[18]. 对各养殖区氮磷收支分析表明, 投饵单养河蟹, 三种养殖模式均会造成外源氮磷在湖泊的累积, 并对水体造成污染; 养殖活动能大量消耗水体溶解氧, 并且养殖区底质营养盐含量明显高于非养殖区. 养殖区水生植

物和底栖动物种类和生物量与非养殖区比较也具有明显差别, 养殖区水生植物受人为影响很大, 种类单一; 养殖对象对软体动物的捕食使其资源量减少, 同时湖底表层沉积物污染加重, 使得耐污染的水生寡毛类和昆虫幼虫密度上升. 网围养殖对东太湖水环境产生的危害对其渔业发展将产生不利影响, 因此, 既要发展渔业又要保护好水质, 是当前东太湖可持续渔业发展的立足点, 而研究改善东太湖水环境前提下的养殖模式优化则是当务之急.

3.2 东太湖养殖模式优化及其实施

东太湖养殖模式优化首先应考虑的是减轻对环境的影响, 其次是提高产品质量和经济效益. 从各养殖模式氮磷收支角度分析, 大面积低密度的养殖模式 A 区, 河蟹单位产量产生的氮磷累积量最小, 同时水环境状况也优于其它养殖模式. 从河蟹品质和回捕率角度分析, 由于养殖密度低, 河蟹对饵料和生存空间竞争压力小, 疾病控制较容易[19-20], 因此 A 区成蟹规格和回捕率也较高. 从经济效益来看, 小面积、高密度的 C 区养殖模式由于单位面积河蟹产量高, 单位面积获得经济利润也最高. 但是, C 区养殖模式对环境产生的负面影响较大, 不符合模式优化的首要条件. 从养殖区环境和产品质量状况综合分析, A 区所采用的养殖模式较好. 但是这种养殖模式仍对湖泊造成外源氮磷累积, 因此必须改善原有的养殖方式. 应充分利用东太湖天然饵料资源, 减少人工饵料投喂, 并提倡养殖户使用低污染的渔业饲料. 由于河蟹在摄食过程中从根部咬断沉水植物, 易导致植株残体漂起[21], 若植物残体滞留在湖中将增加湖内营养盐的累积. 因此, 要适时收获水草以转移出湖泊内过剩的营养盐[18,22-23]. 为提高水草利用率, 还可以套养草鱼实行蟹鱼混养的养殖方式. 研究表明, 河蟹与草鱼在食物和栖息环境上的生态位不重叠, 两者可以很好地生存于同一生态系统中, 并且蟹鱼混养还能取得较理想的经济效益[24]. 针对东太湖目前网围养殖方式对环境产生的不利影响, 需要对现有的养殖模式进行调整, 以高效优质的养殖模式代替旧的养殖方式, 以期获得环境、经济和社会效益的同步增长.

表 6 东太湖网围养蟹饲料消耗及氮的产投比

Tab.6 Food consumption and nitrogen input and output ratio for enclosure crab culture

饲料种类	耗饲量(kg)	氮总量 (kg)
海产小杂鱼	4	0.114
谷物	4	0.0564
水草	20	0.068
饲料氮总量	–	0.2384
河蟹氮量	–	0.0349
氮的产投比	–	14.64%

3.3 东太湖适宜的养殖面积和布局

目前东太湖养殖存在的最大问题是总养殖面积过大, 养殖布局不合理, 造成环境污染和水面严重浪费, 因此养殖的总量控制和合理布局十分重要[1]. 根据网围养殖氮、磷平衡规律: 在维持湖泊外源污染物投入产出平衡的条件下, 网围养殖投入的外源氮、磷量应不超过产出量. 东太湖目前的养殖方式造成外源氮、磷的增加, 则增加的营养物质需收割含有相当营养物质量的水草带出水体. 根据东太湖网围养蟹饲料消耗及氮的产投比情况① (表 6), 每生产 1kg 河蟹多投入的氮量 = 投入商品饲料氮量 – 蟹的氮量, 得: 0.1704–0.0349=0.1335kg, 则另需收获的水草量 c=0.1335/水草平均含氮量, 得 c=39.85kg. 设想草型湖泊水草生产量和网围养蟹水草消耗量相等, 得出公式:

$$(T-y)\times p=a\times y\times(b+c) \quad (1)$$

$$y=T\times p/[a\times(b+c)+p] \quad (2)$$

其中, T 为水草分布区总面积; y 为网围养蟹面积; p 为可利用水草单位面积净生产量; a 为单位面积河蟹产量; b 为每产出 1kg 河蟹实际投入水草量; c 为每生产 1kg 河蟹另需收获的水草量. 东太湖目前的水草分布面积 T 为 13200hm^2, 水草生物量为 34200kg/hm^2, 单位面积年生产量 p 为 49650kg/hm^2, 河蟹公顷产量 a 以 600 kg 计②, 则每生产 1kg 河蟹实际耗草量 b = [(49650×2)+(34200×1)] / 600= 222.5kg.

将上述有关数据代入公式(2), 得 y=3165.2hm^2. 即东太湖网围养蟹适宜面积为 3165.2hm^2, 网围养蟹与东太湖面积比为 1:4.2. 同时, 网围养殖区应避开水源保护区、泄洪洪道和航运通道, 并与自然保护区

① 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 太湖渔业功能区域设置及发展目标规划. 2004: 52.

② 江苏省海洋渔业管理局. 东太湖网围养殖整治压缩面积的客观分析. 2007: 9-10.

合理分配剩余水面.

4 结论

(1)研究认为, 东太湖人工投饵单养河蟹的养殖方式, 会造成水体氮磷营养盐累积, 对水体造成污染. 其中大面积低密度养殖模式 A 单位产量河蟹产生的氮磷累积量最小, 同时 A 区水质、底质和水生生物状况和产品质量也优于其它养殖区. 从养殖区环境和产品质量状况综合分析, 认为 A 区所采用的养殖模式较好, 建议东太湖实施优化河蟹养殖的适宜密度和面积为 6000 只/hm^2 和 2.33hm^2 左右.

(2)目前东太湖养殖方式仍需要改进, 应尽可能利用湖泊天然饵料资源, 减少外源性饵料投喂, 并提倡使用低污染的渔业饲料; 同时要适时收获水草以转移出湖泊内过剩的营养盐. 为提高水草利用率和获得理想的经济效益, 还可以套养草食性鱼类实行蟹鱼混养的养殖方式. 针对东太湖养殖面积过大和布局不合理现状, 认为东太湖即东太湖网围养蟹适宜面积为 3165.2hm^2; 网围养蟹与东太湖面积比为 1:4.2. 同时, 网围养殖区应避开水源保护区、泄洪洪道和航运通道, 并与自然保护区合理分配剩余水面.

5 参考文献

[1] 吴庆龙. 东太湖养殖渔业可持续发展的思考. 湖泊科学, 2001, **13**(4): 337-344.

[2] 金相灿, 屠清瑛主编. 湖泊富营养化调查规范. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.

[3] 鲍士旦主编. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2007.

[4] 陆骞书, 施炜纲, 刘　凯. 东太湖网围“轮种轮养”生态养殖技术研究. 大连水产学院院报, 2006, **21**(2): 117-121.

[5] 陈少莲, 刘肖芳. 保安湖优质草食性鱼类的营养学和能学研究. 见: 胡传林, 黄祥飞主编. 保安湖渔业生态和渔业开发技术研究文集. 北京: 科学出版社, 1991: 113-139.

[6] 李尚德主编. 水产养殖手册. 北京: 农业出版社, 1993.

[7] 郑盛华, 王　宪, 邱海源. 不同养殖水体溶解氧与环境因子关系的比较. 海洋环境科学, 2007, **26**(1): 49-52.

[8] 马　锦, 张　珉. 从溶解氧含量变化分析博斯腾湖水质现状. 干旱环境监测, 2007, **21**(2): 92-96.

[9] 陈炳良, 叶鸿发. 中华绒螯蟹的食性分析. 水产科技情报, 1989, **16**(1): 2-5.

[10] 徐加涛, 徐国成, 凌山风. 河蟹高效生态养殖技术. 齐鲁渔业, 2007, **4**(9): 19-21.

[11] 陈其羽, 梁彦龄, 吴天惠等. 武汉东湖底栖动物群落结构和动态的研究. 水生生物学集刊, 1980, **7**(1): 41-56.

[12] 许巧倩, 王洪铸, 张势平等. 河蟹过度放养对湖泊底栖动物群落的影响. 水生生物学报, 2003, **27**(1): 41-46.

[13] 谷孝鸿, 王晓荣, 胡维平. 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, 2003, **22**(10): 702-704.

[14] 吴庆龙, 陈开宁, 胡耀辉等. 东太湖河蟹网围养殖的环境效应. 农业环境保护, 2001, **2**(6): 432-434.

[15] 白秀玲, 谷孝鸿, 杨龙元. 东太湖水环境现状及保护对策. 湖泊科学, 2006, **18**(1): 91-96.

[16] 谷孝鸿, 胡维平. 人类活动对浅水湖泊的影响——以东太湖为例. 河海大学学报(自然科学版), 2004, **32**(7): 142-146.

[17] 谷孝鸿, 白秀玲, 江　南等. 太湖渔业发展及区域设置与功能定位. 生态学报, 2006, **26**(7): 2247-2254.

[18] 杨清心, 李文朝. 东太湖网围养殖后生态环境的演变. 中国环境科学, 1996, **16**(2): 101-106.

[19] 杨先乐. 中华绒螯蟹疾病的防治. 科学养鱼, 1999, (11): 26-27.

[20] 徐成旭. 河蟹的回捕率为什么低. 北京水产, 2000, **5**: 15.

[21] 金　刚, 李钟杰, 刘伙泉等. 保安湖沉水植被恢复及其渔业效益. 湖泊科学, 1999, **11**(3): 260-266.

[22] 许均华, 陈新蕾. 恢复东湖水生生态系统途径初探. 氨基酸和生物资源, 2003, **25**(3): 16-19.

[23] 吴　伟, 吴婷婷, 何　杰等. 东太湖网围生态养殖对水环境的影响. 中国生态农业学报, 2007, **15**(2): 140-146.

[24] 施炜纲, 王　博, 周　昕. 蟹、鱼网围混养对草型湖泊氮磷平衡的影响. 湖泊科学, 1999, **11**(4): 363-367.