

江苏省固城湖围垦区池塘河蟹生态养殖效益及污染输出分析*

周露洪^{1,2}, 谷孝鸿^{1**}, 曾庆飞¹, 毛志刚¹, 孙明波^{1,2}, 高华梅³

(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: 中国科学院大学, 北京 100049)

(3: 南京市水产科学研究所, 南京 210017)

摘要: 选择江苏省固城湖围垦区典型河蟹养殖池塘为研究对象, 跟踪研究养殖周期内不同养殖管理方式下的养殖效益及污染负荷通量, 结果表明: 固城湖围垦区河蟹生态养殖模式具有较高的经济效益, 不同养殖池塘因投饵等管理方式不同其效益差别明显. 河蟹养殖盈利最高 10.5 万元/hm², 亏损最高 2.4 万元/hm², 平均投入为 6.3 万元/hm², 其中饵料为最主要的养殖投入, 占总投入的 41.6%, 平均产出为 10.3 万元/hm². 河蟹养殖会造成池塘氮、磷营养盐的累积, 不同养殖池塘氮、磷污染负荷差异显著, 平均总氮负荷为 268.5 kg/hm²、总磷负荷为 64.5 kg/hm². 饵料在池塘氮、磷输入上占比最高, 分别为 70% 和 90%; 池塘水产品 and 排水输出只带走少量的氮、磷, 主要以水草收割途径输出, 分别占总输出的 86% 和 88%. 优化饵料结构、完善投饵体系和加强收割水草的有效转化是提高养殖效益、减少污染物输出和保护固城湖水环境的关键.

关键词: 固城湖; 河蟹; 生态养殖; 污染输出

Ecological culture effects of *Eriocheir sinensis* and the pollutant export in reclamation areas of Lake Gucheng, Jiangsu Province

ZHOU Luhong^{1,2}, GU Xiaohong¹, ZENG Qingfei¹, MAO Zhigang¹, SUN Mingbo^{1,2} & GAO Huamei³

(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: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P. R. China)

(3: Nanjing Institute of Aquatic Sciences, Nanjing 210017, P. R. China)

Abstract: The tracking study of raising crabs during production period in the reclamation areas of Lake Gucheng was carried out in order to find out the economical benefits and pollution influx of different management modes. The results demonstrated that the crab eco-culture in the reclamation areas had a positive effect on the economical benefits. The profits, which could be affected by differences in the aquaculture management, ranged from ¥24000 to ¥105000 Yuan RMB per hectare. The major input was feed, which took up 41.6% of the total input of ¥63000 Yuan RMB per hectare. The total output was ¥103000 Yuan RMB per hectare. The concentrations of nitrogen (N) and phosphorus (P) varied significantly among different ponds, with a total N load of 268.5 kg/ha and total P load of 64.5 kg/ha. Feed made a major contributions in the input of N and P, 70% and 90%, respectively; culture products and outflows only took a small amount of N and P loads, and harvesting aquatic plants was the main method to remove N (86%) and P (88%). Consequently, the key to improve the economic benefit, reduce pollution outputs and protect water environment of Lake Gucheng was to optimize the feedstuff structure, perfect the feeding system and strengthen the harvesting of aquatic plants for more effective pollutant transformation.

Keywords: Lake Gucheng; *Eriocheir sinensis*; eco-aquaculture; pollutant export

* 江苏省自然科学基金重点项目 (BK2010096)、环保部环保公益项目科研专项项目 (2010467014)、江苏省水产三项工程项目 (PJ2011-55) 和中国科学院院地合作项目 (Y1YD11031) 联合资助. 2012-02-15 收稿; 2012-09-23 收修稿. 周露洪, 男, 1986 年生, 硕士研究生; E-mail: zhouluhong1986@163.com.

** 通信作者; E-mail: xhgu@niglas.ac.cn.

河蟹,学名中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*),作为一种优质水产品具有很大的市场需求,近 20 年长江中下游地区养殖规模发展迅速。高淳固城湖围垦区是江苏省河蟹生态养殖的重要示范区,河蟹养殖以渔业科技入户示范工程为依托,通过“科技人员直接到户、良种良法直接到塘、技术要领直接到人”的科技成果快速转化机制,大力发展生态养蟹,形成了著名的河蟹生态养殖“高淳模式”^[1-2]。池塘河蟹养殖中的蟹苗密度、投饵结构、投螺种草以及微生态制剂使用等直接影响到河蟹的养成规格、产量及经济效益^[3-5]。

河蟹养殖过程中大量投饵,必然对养殖环境造成影响。湖泊围网养蟹研究表明投饵产生的氮、磷污染负荷会造成湖泊内的营养盐累积^[6-7],东太湖每产出 1 kg 河蟹最高可造成湖区氮、磷累积量分别为 0.33 kg 和 0.059 kg^[8]。池塘养蟹研究也得出太湖流域 1 hm² 河蟹养殖池塘可产生氮、磷污染负荷分别为 27.08 kg 和 7.85 kg,是太湖流域富营养化的原因之一^[9-10]。同时,不同饵料结构的河蟹养殖池塘具有不同的污染强度,产生不同的环境效应^[11]。

固城湖湖泊面积约 3000 hm²,是高淳县主要饮用水水源地。为保护固城湖水环境,湖泊中人工围网养蟹已全部撤出,但固城湖围垦区池塘养殖面积达 3330 hm²,年产量达 300 多万千克,养殖池塘的尾水通过周边河道进入固城湖湖体,仍对其水环境造成较大的威胁。因此本文选择固城湖围垦区典型养殖池塘为研究对象,开展了养殖周期内不同河蟹养殖管理方式(蟹苗密度、投饵结构、投螺种草、微生态制剂使用等)下养殖经济效益及氮、磷污染负荷的研究,以期系统掌握固城湖围垦区河蟹养殖“高淳模式”的环境影响与经济效益,以进一步优化河蟹生态养殖技术,减少污染输出。

1 材料与方法

1.1 研究地点

高淳县阳江镇狮树水产项目渔场位于固城湖围垦区中心区域,2010 年 2—12 月选择渔场中具有典型性和代表性的 8 个养殖池塘作为研究对象,单个池塘面积为 1.00~1.33 hm²。

1.2 研究内容及方法

1.2.1 养殖模式研究 基于河蟹养殖过程中主要的 4 个阶段,采用定期跟踪调查的方式对不同养殖模式的池塘养殖情况(池塘套养、蟹苗投放、水草种植、饵料投放、微生物制剂使用和河蟹产值等情况)进行定期记录分析。

1.2.2 河蟹养殖中氮、磷污染负荷估算 养殖过程中整个池塘的氮、磷收支平衡示意图见图 1。收支平衡为:注水+螺类+饵料+蟹苗+鱼虾苗+草泥=水草+鱼虾收获+河蟹收获+尾水+池塘内部沉积转化。根据物料平衡,把池塘当做一个污染源。养殖过程中氮、磷污染负荷=向池塘中投放的氮、磷量-收获产品的氮、磷量=饵料+蟹苗+鱼虾苗+投螺+加水+草泥-鱼虾收获-河蟹收获。直接的氮、磷污染负荷=尾水排放氮、磷量。间接的氮、磷污染负荷=总污染负荷-直接的污染负荷=水草+沉积转化,其中加水量=池塘蓄水量×1.5;尾水排放量=池塘蓄水量×1.2(注:注水和排水系数根据实际调查情况估算)。

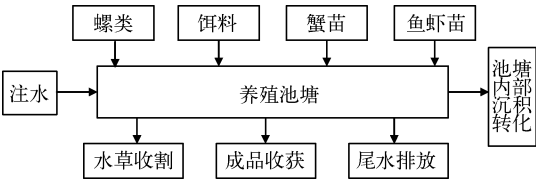


图 1 池塘氮、磷收支示意

Fig.1 Budget balance of nitrogen and phosphorus in ponds

1.2.3 样品采集和测定方法 同时采集前 6 个池塘养殖初期注水时的水样、养殖末期放水时的水样以及养殖过程中投放的饵料样品。采集的水样用过硫酸钾消解法同时测定其总氮(TN)和总磷(TP)浓度,测定方法参照《湖泊富营养化调查规范》^[12]。饵料样品经烘干磨碎后,分别用过氧化氢-硫酸消化-凯氏定氮法和过氧化氢-硫酸酸溶-钼锑抗比色法测定其 TN、TP 含量,测定方法参照《土壤农化分析》^[13]。

1.2.4 数据统计分析 利用 Excel 对分析数据进行整理,并进行简单的统计计算;利用 Sigmaplot 10.0 进行作

图分析.

2 结果与分析

2.1 池塘河蟹放养及饲喂研究

池塘的蟹苗投放规格为 70~160 ind./kg,平均规格为 114 ind./kg;投放密度为 8700~12000 ind./hm²,平均密度为 9615 ind./hm². 蟹苗投放密度各塘间差异较小,但蟹苗规格差异较大,尤其是 3[#]和 6[#]塘,蟹苗规格达到 70 ind./kg. 1[#]塘的螺类总投放量最少,只有 2400 kg/hm²,而其它塘投放量在 4500~9000 kg/hm²之间,平均投放量为 5925 kg/hm². 水草生长较好,平均覆盖度达到 75% 左右. 不同池塘饵料结构比例及总量都差异较大,动物性饵料为小杂鱼,植物性饵料主要为玉米、黄豆、少量小麦(麦麸),饲料为配合饲料. 动物性饵料平均用量为 3450 kg/hm²,植物性饵料为 1755 kg/hm²,配合饲料为 1425 kg/hm². 套养鱼虾苗投放较少,但每个塘差异也较大,鱼苗密度平均投放 87 kg/hm²,虾苗密度为 28.5 kg/hm²(表 1).

表 1 不同池塘的河蟹养殖情况
Tab.1 The situation of crab-culturing in different ponds

养殖塘	蟹苗		鱼苗密度/ (kg/hm ²)	虾苗密度/ (kg/hm ²)	螺蛳投入量/ (kg/hm ²)	水草覆 盖度/%	饵料投放量/(kg/hm ²)				
	密度/ (ind./hm ²)	规格/ (ind./kg)					小杂鱼	玉米	黄豆	饲料	小麦
1 [#]	9000	133	47	19	2400	60	1073	1875	1500	225	120
2 [#]	12000	125	75	28	5250	80	5100	1125	1575	150	0
3 [#]	9750	70	162	30	7500	80	1500	1500	3000	300	0
4 [#]	9000	125	69	38	6525	75	5475	3270	255	0	0
5 [#]	9000	112	63	25	4950	70	4950	450	900	300	0
6 [#]	8700	70	75	16	6000	70	1500	2700	750	450	0
7 [#]	9000	160	60	53	8820	70	5100	150	1500	750	1050
8 [#]	10500	117	150	19	6000	70	3000	375	900	300	0

2.2 不同池塘的投入/产出分析

各池塘的成蟹捕捞规格、回捕率及产量见表 2. 各池塘成蟹的平均规格差异较大,最小为 0.1 kg/ind.,最大为 0.18 kg/ind.. 不同池塘的回捕率和单位面积产量差异较大,其中 3[#]塘由于蟹苗带病导致回捕率和单位面积产量最低,分别只有 20% 和 300 kg/hm²,而 4[#]塘最高,分别达到 75% 和 1095 kg/hm².

表 2 不同池塘成蟹养殖情况统计
Tab.2 Statistics of mature crabs in different ponds

养殖塘	成蟹规格/(kg/ind.)			回捕率/%	单位面积产量/(kg/hm ²)	产出/(万元/hm ²)
	最大	最小	平均			
1 [#]	0.20	0.075	0.100	45	420	2.0
2 [#]	0.25	0.100	0.125	50	975	9.8
3 [#]	0.25	0.100	0.155	20	300	3.5
4 [#]	0.35	0.100	0.165	75	1095	17.0
5 [#]	0.30	0.100	0.180	60	900	13.5
6 [#]	0.30	0.150	0.165	50	705	10.8
7 [#]	0.25	0.100	0.155	50	720	9.3
8 [#]	0.25	0.075	0.160	60	900	6.0

不同池塘的投入和产出分析见图 2 和表 3. 各池塘在整个养殖过程中单位面积资金投入相差很大,从 3.6 万元/hm²至 7.95 万元/hm²不等. 饵料投入最大,平均约占总投入的 40%~50%,其次是塘租,再次是蟹苗

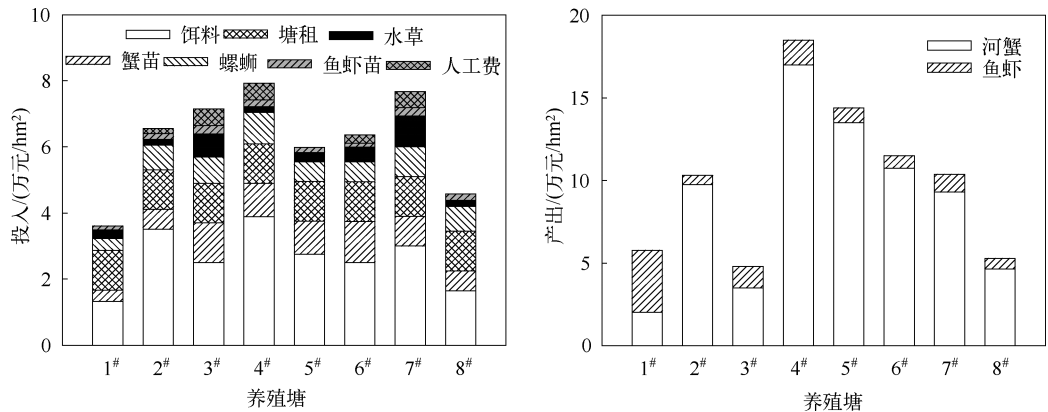


图2 不同池塘投入和产出情况分析
Fig.2 Input-output analysis in different ponds

和螺类投入,累计约占总投入的80%~90%。池塘套养鱼虾产出有限,河蟹为最主要的产出,除了1[#]、3[#]塘外(1[#]塘龙虾产量较高、河蟹产量较低,3[#]塘蟹苗带病死亡),其它塘的河蟹产出均占总产出的90%以上。除3[#]塘因蟹苗带病造成养殖亏本外,其它塘均具有较好的养殖效益,其中8[#]塘单位面积利润最低为2.1万元/hm²,4[#]塘最高达到10.5万元/hm²,平均利润为4.95万元/hm²。以饵料投入代表总的投入与养殖产出做回归分析,结果表明在一定的范围内产出与饵料投入呈正比(图3)。

2.3 不同养殖状况下的氮、磷污染负荷估算

2.3.1 各池塘氮、磷收支分析 不同池塘的氮、磷输入、输出比例基本一致,饵料投放是池塘氮、磷主要输入方式,平均分别达到总输入的70%和90%,其次为螺类,其它的输入占据比例均小于10%(图4)。池塘的水产品和排水输出只带走少量的氮、磷,水草收割是氮、磷输出的主要途径,平均分别占总输出的86%和88%(表4)。除1[#]塘外,整个养殖过程中池塘外源性氮、磷的输入大于池塘氮、磷的输出,主要以沉积至底泥的方式造成池塘系统氮、磷的累积,每个池塘的氮、磷累积量不同,氮、磷的平均累积量分别占总输入的29%和41%,累积量与养殖效益(产出)没有显著的相关性($P>0.05$)。

2.3.2 氮、磷污染负荷估算 养殖过程中氮、磷的直接污染负荷(尾水排放)较小,平均分别仅有0.95 kg/hm²和0.068 kg/hm²,分别仅占总污染负荷的5.6%和1.7%,且不同池塘间差异较小。收割的水草是最主要的氮、磷输出污染源,平均分别占总污染负荷的76%和58%(表5)。

表3 河蟹池塘养殖投入产出分析表
Tab.3 Input-output analysis in crab ponds

养殖塘	总投入/ (万元/hm ²)	总产出/ (万元/hm ²)	利润/ (万元/hm ²)	产投比
1 [#]	3.6	5.9	2.3	0.63
2 [#]	6.6	10.4	3.8	0.57
3 [#]	7.2	4.8	-2.4	-0.33
4 [#]	8.0	18.5	10.5	1.32
5 [#]	6.0	14.4	8.4	1.40
6 [#]	6.5	11.6	5.1	0.79
7 [#]	7.7	10.4	2.7	0.35
8 [#]	4.7	6.8	2.1	0.45

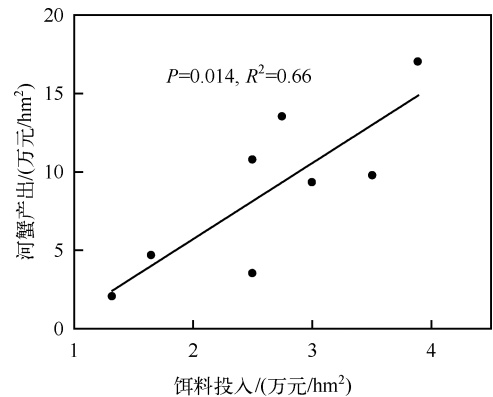


图3 河蟹产出与饵料投入回归分析
Fig.3 Regression analysis of crabs output and diet input

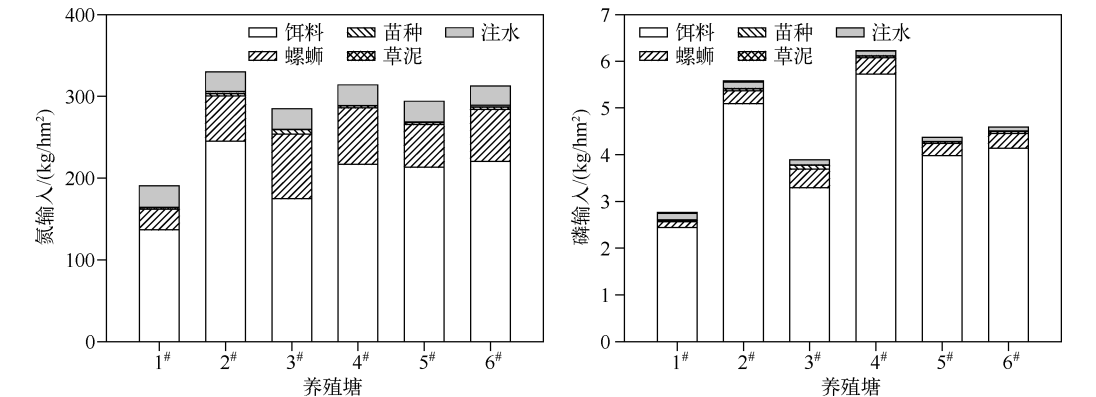


图 4 池塘氮、磷输入比例分析

Fig.4 Analysis of input proportion of nitrogen and phosphorus in ponds

表 4 池塘氮、磷收支平衡

Tab.4 Budget balance of nitrogen and phosphorus in ponds

氮、磷收支分析/(kg/hm ²)										
养殖塘	输入		输出						累积(沉积转化)	
	氮	磷	氮			磷			氮	磷
			总计	水草	尾水	总计	水草	尾水		
1 [#]	190.4	41.6	231.9	177.9	14.6	43.1	33.6	1.1	-41.6	-1.7
2 [#]	330.0	83.7	272.7	241.1	17.3	50.0	45.6	1.7	57.3	33.6
3 [#]	284.6	58.4	207.2	185.3	12.6	35.0	32.0	0.9	77.4	23.4
4 [#]	313.8	93.5	228.2	188.3	16.2	40.1	33.8	1.1	85.7	53.4
5 [#]	293.7	65.6	251.6	225.0	11.7	47.3	43.5	0.8	42.2	18.3
6 [#]	312.6	68.9	232.2	208.7	13.1	40.5	37.8	0.8	80.4	28.4

表 5 不同池塘的氮磷污染负荷分析

Tab.5 Analysis of nitrogen and phosphorus loads of different ponds

养殖塘	氮污染负荷/(kg/hm ²)			磷污染负荷/(kg/hm ²)		
	间接		直接	间接		直接
	沉积	水草	尾水	沉积	水草	尾水
1 [#]	-41.6	177.9	14.6	-1.7	33.6	1.1
2 [#]	57.3	241.1	17.3	33.6	45.6	1.7
3 [#]	77.4	185.3	12.6	23.4	32.0	0.9
4 [#]	85.7	188.3	16.2	53.4	33.8	1.1
5 [#]	42.2	225.0	11.7	18.3	43.5	0.8
6 [#]	80.4	208.7	13.1	28.4	37.8	0.8

于其它塘,但成蟹规格并未明显高于其它塘,且回捕率较低,原因可能为单位面积饵料投入过少,明显低于成蟹规格和回捕率均较高的4[#]和5[#]塘.2[#]塘和3[#]塘的蟹苗规格一致,投饵量也相近,而2[#]塘的成蟹规格、回捕率和单位面积产量均显著低于4[#]塘,研究表明相同的投饲条件下,苗种放养密度越高,生长速度越慢^[15].刘勃等^[16]的研究结果表明蟹苗适宜放养规格为200~300 ind./kg,密度为7500~11250 ind./hm²,周明东^[5]的实验结果分别为200 ind./kg和9000 ind./hm².因此基于目前的养殖条件下,适宜的蟹苗规格为100~200 ind./kg,密度为9000~10500 ind./hm².

3 讨论

3.1 影响河蟹池塘养殖效益关键因素

固城湖围垦河蟹池塘养殖效益较好,最大利润可达10.5万元/hm²,而不同池塘间差异较大,最小为-2.4万元/hm²,影响河蟹养殖效益的主要因素体现在蟹苗放养规格及其密度、投饲饵料结构以及构建的养殖生态系统状况.

3.1.1 蟹苗规格及密度 研究表明提高蟹苗放养规格有利于提高商品蟹规格和成活率,而幼蟹放养密度越大,成活率也越低^[5,14].本文的3[#]和6[#]塘蟹苗规格明显大

3.1.2 饵料结构 河蟹养殖投放的饵料包括动物性饵料、植物性饵料和颗粒饲料,其中动物性饵料主要为冰鲜鱼,植物性饵料包括黄豆、玉米、小麦等,颗粒饲料添加了河蟹生长所需营养物质及蜕壳素等成分。在河蟹养殖过程中必须保证足够的饵料投入,才能使河蟹在生长过程中获得足够营养。1[#]塘与6[#]塘的蟹苗密度及规格相近,但投喂量却远远小于6[#]塘,以至于成蟹规格及产量均较低,对各塘的对比发现小杂鱼的投入能明显提高成蟹规格及产量,这与石小平等^[17]的研究结论相一致。饵料成本投入与河蟹产出在一定范围内呈正比(图3),基于固城湖围垦区目前的养殖模式,建议饵料投入成本控制在3.0~4.2万元/hm²左右,过低则不能保证河蟹营养需求,过高则可能造成饵料过剩。同时针对不同阶段的营养需要及河蟹的摄食能力投放不同的饵料,在增加河蟹摄食效率的同时能大大减少饵料浪费,减少氮、磷污染负荷。因此有必要选择典型养殖池塘关于饵料结构和投放量进行对比试验研究,以建立优化的投饵体系。

3.1.3 螺-草结构 水草(沉水植物)能有效吸收和利用水体中的营养盐^[18],改善水体水质。螺类可在短时间提高水体透明度^[19],通过分泌物使水体中颗粒悬浮物迅速絮凝为团状^[20],加快水体悬浮物质的沉降,同时促进沉水植物的生长^[21],但其新陈代谢消耗大量的溶解氧并释放大量的氮、磷等营养盐^[22]。因此螺类的投放量在河蟹养殖中至关重要,过少则达不到最佳的净化效能,过多则会显著降低水体溶解氧、增加水体营养盐。本文7[#]塘与5[#]塘的养殖方式均相近,成蟹回捕率却明显低于5[#]塘,实地调查发现,7[#]塘的水质较差,为了改善水质,盲目投放螺类,投放螺类量高达8820 kg/hm²,而在水体缺氧情况下投放螺类只会造成螺类死亡,反而进一步污染水体。董江水^[4]通过在高淳的养殖试验表明不同的螺类投放量对河蟹产量、规格及成活率都有很大影响,通过曲线拟合可知最佳的螺类投放密度为4500 kg/hm²,可得河蟹产量为966 kg/hm²,本文的拟合结果(图5)表明当螺类最佳投放量为5253 kg/hm²时,河蟹产量为985 kg/hm²,与董江水的结果较好地相互支持。基于固城湖围垦区河蟹池塘现有养殖模式,适宜的螺类投放密度为4500~6000 kg/hm²,需根据池塘水位变化分3次投放,投放时应根据气候及水质情况确定投放量,气温较高、水体溶解氧较低、水草生长较差等情况下则需减少投放量,不然则会适得其反,造成水质恶化,以致河蟹生病死亡。

本文池塘水草栽种以苦草为主,伊乐藻和轮叶黑藻为辅。3种沉水植物在池塘生态系统中具有不同的生态效应,苦草和轮叶黑藻耐高温,而伊乐藻耐寒,而且3种沉水植物在生长速率、光合效率、水质净化效能、对河蟹的适食性以及与螺类的“互利”关系都有较大差异。因此,如何选择利用沉水植物,如何科学合理栽种等都是影响河蟹生长及池塘水质的关键。基于对固城湖围垦区池塘的对比分析,适宜的水草总覆盖面积为70%,其中苦草40%、伊乐藻20%、轮叶黑藻10%。

3.2 池塘养殖污染负荷控制及其管理

3.2.1 河蟹池塘养殖的氮、磷污染负荷 高密度和集约化养殖的饵料来源主要是人工投喂冰鲜饵料或配合饲料,进入池塘养殖系统的氮素近90%源于投入饵料^[23],投喂饵料的氮只有20%~30%被鱼类完全吸收^[24],未被食用的残饵连同动物粪便一起累积在养殖系统中^[25]。本研究表明,在河蟹养殖过程投放的小杂鱼和饲料氮、磷分别占输入饵料的87%和90%,饵料氮、磷占池塘总输入的70%和90%,而饵料的氮、磷转化率仅为2.4%和0.5%。可见饵料氮占总输入比例低于磷,河蟹对饵料氮、磷的转化率较低,大部分转化为排泄物^[26],研究表明河蟹摄食后的氮、磷排泄率最高分别达270.43和133.94 mg/(kg·h)^[27],因此饵料是池塘河蟹养殖中最主要的外源性污染源。降雨也是池塘氮素的来源之一,估算表明,降雨携带的氮、磷分别仅占总输入的3.5%和0.55%,因此本文在氮、磷收支平衡中予以忽略不计。

河蟹池塘中未转化成养殖产品的氮、磷则以尾水排放、水草生长收割、沉积底泥、生物去氮和氨挥发等形式输出或累积^[28]。尾水排放作为氮、磷污染物最直接的输出方式,其污染负荷平均分别仅占总污染负荷的5.6%和1.7%,而收割水草的氮、磷负荷平均分别占总污染负荷的76%和58%,其余18.4%的氮和40.3%的磷则沉积于底泥,可见磷的累积量远大于氮。

本文的养殖尾水总氮、总磷的平均排放强度分别为14.2 kg/hm²和1.04 kg/hm²,分别显著低于苏州地

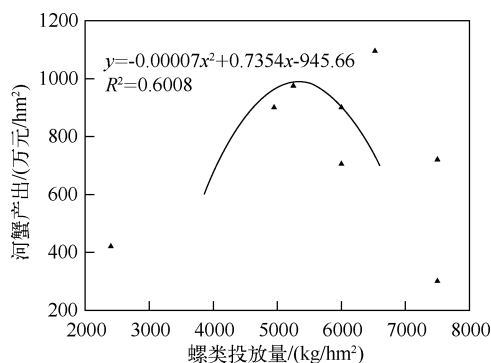


图5 螺类投放量对河蟹产量的影响

Fig. 5 Effect of input density of snails on crabs output

区的 18.82 kg/hm^2 和 2.10 kg/hm^2 ^[11], 磷的平均排放强度也显著低于整个太湖流域的 2.0 kg/hm^2 , 而氮平均排放强度稍高于整个太湖流域的 13.6 kg/hm^2 ^[9]. 由此可见, 固城湖围垦区河蟹池塘尾水排放氮浓度较高, 磷浓度较低, 总体磷排放水平显著低于苏州地区乃至整个太湖流域的平均水平.

本研究收割的水草从池塘携带的氮、磷总量分别占总输出的 86% 和 88%, 均显著高于苏州地区的 74.49% 和 55.59%, 主要原因为本文的养殖塘水草以苦草为主, 占总覆盖面积的 70% 左右, 而戴修赢等^[11]调查的苏州地区池塘以伊乐藻为主, 伊乐藻属于耐寒水生植物, 其夏季的增殖速度远小于苦草, 因此通过打捞苦草能从池塘中去除大量的氮、磷污染物. 目前固城湖围垦区河蟹养殖区对收割后的水草未进行有效处置, 大部分堆放于塘埂、河沟边等处, 任其自然腐烂, 雨天雨水冲刷使其氮、磷随地表径流进入池塘及河道, 对周边水环境造成很大的威胁.

齐振雄等^[29]研究表明对虾养殖池塘脱氮和氨挥发所占的比例较小, 大部分氮累积于水体和底泥. 河蟹养殖池塘种植了大面积水草, 覆盖率高达 70%~80%, 水草对氮的吸收减少了水体中氮的累积挥发以及反硝化作用, 因此生物脱氮和氨挥发少于对虾养殖池塘. 同时本文研究中并未对氨的挥发、硝化和反硝化等去氮作用进行实验研究, 因此在收支平衡中未予以计算, 得到的沉积于底泥的氮、磷量稍高于实际值. 建议进一步研究河蟹养殖池塘氨挥发及生物去氮, 这对了解河蟹池塘氮的循环具有重要意义.

3.2.2 控制污染负荷的关键环节 为优化固城湖围垦区池塘河蟹的生态养殖模式、改善池塘水质、提高河蟹养殖效益、减少氮、磷污染物排放及保护固城湖的水环境, 本文根据河蟹养殖模式及污染负荷的分析, 提出以下几个关键的控源减污环节.

养殖池塘污染控制的关键是减少投入, 增加有效输出. 饵料作为最主要的氮、磷污染源, 必须对其投放量进行合理控制. 应根据河蟹的营养需求, 优化饵料结构, 根据蟹苗投放密度和规格, 按生长期投放适量的饵料, 建立科学的投饵体系.

池塘生长水草是池塘氮、磷最主要的输出方式, 大大减少了外源性氮、磷在水体和底泥中的累积. 养殖期间投放的螺能有效促进水草的生长, 促进营养盐的去除, 减少尾水中污染物的排放. 因此在养殖的不同阶段合理配置螺-草结构是整个养殖过程中水质调控的关键^[30]. 螺-草系统的构建需要根据不同时期控制一定的比例, 养殖初期如投放过多环棱螺, 牧食会对幼嫩植物造成危害而不利于其生长, 养殖中后期过高则会因其代谢释放造成水体营养盐升高, 而促进附着生物^[31]和浮游藻类^[32]的生长, 造成水体溶解氧下降, 导致环棱螺及沉水植物生长限制甚至死亡^[33], 致使水体恶化. 收割后的水草同时也是最主要的间接污染源, 因此需对其进行无害化处理, 否则会产生二次污染. 目前固城湖围垦区养殖池塘集中分布, 收割的水草方便统一收集. 可以借鉴其它相关行业对水生植物的资源化利用技术, 如将水草制作成饲料或肥料等, 既可产生经济效益, 又能实现无害化处置, 大大降低氮、磷污染物的排放.

固城湖围垦区河蟹养殖池塘氮、磷沉积到底泥中量分别占总污染负荷的 18.4% 和 40.3%, 逐年累积后会使得池塘底泥的氮、磷含量达到较高的水平, 并释放到水体中, 从而影响养殖水环境和河蟹的生长. 溶解氧能促进好氧微生物的生长代谢, 从而促进底泥中有机物的微生物降解^[34], 因此需要通过换水、曝气等措施增加水体溶解氧, 同时通过干塘、晒塘及泼洒生石灰等手段合理修复底泥, 改善泥水界面, 促进快速矿化, 加强硝化和反硝化耦联作用^[26], 以减少底部有机质及氮、磷营养盐累积, 保证来年池塘水环境.

由于固城湖围垦区河蟹养殖尾水及生活污水的排放、水草腐烂等造成池塘周边入湖河道水质逐年恶化, 从而造成养殖用水的水质型缺水, 并对固城湖水环境造成威胁. 因此, 作为连接固城湖及池塘的纽带, 河道水质净化至关重要, 在加强养殖污染控制的同时对河道进行清淤改造以及生态修复、强化河道的生态功能和增强自净能力是保证养殖用水需求和保护固城湖水环境的关键.

4 结论

1) 高淳固城湖围垦区河蟹池塘因管理模式差异导致塘口养殖效益差别明显, 单位面积利润最高为 10.5 万元/hm^2 , 而最低为 -2.4 万元/hm^2 , 平均利润为 4.05 万元/hm^2 . 单位面积投入为 6.3 万元/hm^2 , 其中饵料为最主要的养殖投入, 占总投入的 41.6%.

2) 不同养殖池塘氮、磷收支差异较大. 总氮的平均污染负荷为 268.5 kg/hm^2 , 其中直接污染负荷为 13.5 kg/hm^2 , 间接污染负荷为 255 kg/hm^2 , 总磷的平均污染负荷为 64.5 kg/hm^2 , 其中直接污染负荷为 1.05 kg/hm^2 , 间接污染负荷为 63.45 kg/hm^2 . 饵料在池塘氮、磷输入上占主要比例, 平均分别达到 70% 和

90%;池塘水产品和排水输出只带走少量的氮、磷,主要以水草收割途径输出,平均分别占总输出的86%和88%。水草生长是减少养殖中氮、磷污染的关键,同时也是养殖间接污染负荷的重要来源,须收割进行无害化处理,否则会产生二次污染。

3) 高淳河蟹养殖模式具有较好的经济效益和环境效益,但需进行养殖模式优化,主要体现在饵料结构优化和投饵体系的完善。

致谢:感谢高淳县阳江镇狮树水产项目渔场对野外试验工作的大力支持!

5 参考文献

- [1] 李应森,王 武,陈贤明等. 池塘生态养蟹——高淳模式(上). 科学养鱼,2010,(3):13-15.
- [2] 李应森,王 武,陈贤明等. 池塘生态养蟹——高淳模式(下). 科学养鱼,2010,(4):12-14.
- [3] 苗玉霞. 不同饲养条件下河蟹生长特性的比较. 水产养殖,1997,5:16-18.
- [4] 董江水,陈红军,王新华. 螺类投放量对中华绒螯蟹规格、产量和成活率的影响. 水产科学,2009,28(11):691-694.
- [5] 周明东. 池塘养殖不同规格、密度河蟹生长特性及养殖效果[学位论文]. 武汉:华中农业大学,2009.
- [6] 谷孝鸿,王晓蓉,胡维平. 东太湖渔业发展对水环境的影响及生态对策. 上海环境科学,2003,22(10):702-704.
- [7] 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,2001,20(6):342-434,442.
- [8] 何 俊,谷孝鸿,刘国锋. 东太湖网围养蟹效应及养殖模式优化. 湖泊科学,2009,21(4):523-529.
- [9] 陈家长,胡庚东,瞿建宏等. 太湖流域池塘河蟹养殖向太湖排放氮、磷的研究. 农村生态环境,2005,21(1):21-23.
- [10] 李兆富,杨桂山. 太湖流域非点源污染特征与控制. 湖泊科学,2004,16(增刊):83-91.
- [11] 戴修赢,蔡春芳,徐升宝等. 饵料结构对河蟹养殖池塘氮、磷收支和污染强度的影响. 水生态学杂志,2010,3(3):52-56.
- [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.
- [13] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京:中国农业出版社,2007.
- [14] 丁洪祥. 大规格河蟹高产养殖试验. 科学养鱼,2010,3:24-25.
- [15] 苗玉霞. 不同饲养条件下河蟹生长特性的比较. 水产养殖,1997,5:16-18.
- [16] 刘 勃,蒋国春,周建勋等. 河蟹生态养殖不同放养模式的效果. 水产养殖,2002,6:3-5.
- [17] 石小平,谷 洋. 河蟹生态养殖中动物性饵料量的调查分析. 安徽农学通报,2008,14(21):191-192.
- [18] Dhote S, Dixit S. Water quality improvement through macrophytes — a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009,152:149-153.
- [19] 魏阳春,濮培民. 太湖铜锈环棱螺对氮、磷的降解作用. 长江流域资源与环境,1999,8(1):88-93.
- [20] 屈铭志,屈云芳,任文伟等. 铜锈环棱螺控制微囊藻水华的机理研究. 复旦学报:自然科学版,2010,49(5):301-308.
- [21] 白秀玲,谷孝鸿,张 钰. 太湖环棱螺对两种常见沉水植物生长的影响. 湖泊科学,2007,19(1):98-102.
- [22] 白秀玲,谷孝鸿,张 钰. 太湖螺类的实验生态学研究——以环棱螺为例. 湖泊科学,2006,18(6):649-654.
- [23] Lorenzen K, Struve J, Cowan VJ. Impact of farming intensity and water management on nitrogen dynamics in intensive pond culture; a mathematical model applied to Thai commercial shrimp farms. *Culture Research*, 1997,28:493-507.
- [24] Van Dam AA, Beveridge MCM, Azim ME *et al.* The potential of fish production based on periphyton. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2002,12(1):1-31.
- [25] 苗淑彦,王际英,张利民. 水产动物残饵及粪便对养殖水环境的影响. 饲料研究,2009,2:64-67.
- [26] 李 谷,吴振斌,侯燕松等. 养殖水体氮的生物转化及其相关微生物研究进展. 中国生态农业学报,2006,14(1):11-15.
- [27] 于 敏,卢 韞,王顺昌. 中华绒螯蟹在不同 pH 值环境下的氮排泄. 生物学杂志,2007,24(6):30-33.
- [28] 舒廷飞,温琰茂,汤叶涛. 养殖水环境中氮的循环与平衡. 水产科学,2002,21(2):30-34.
- [29] 齐振雄,李德尚,张曼平等. 对虾养殖池塘氮、磷收支的实验研究. 水产学报,1998,22(2):124-128.
- [30] 周露洪,谷孝鸿,曾庆飞等. 不同密度螺-草结构对养殖尾水净化效果的比较研究. 长江流域资源与环境,2011,20(2):173-178.
- [31] Hann BJ, Mundy CJ, Goldsborough LG. Snail-periphyton interactions in a prairie lacustrine wetland. *Hydrobiologia*, 2001,457(1/2/3):167-175.
- [32] Han SQ, Yan SH, Chen KN *et al.* ¹⁵N isotope fractionation in an aquatic food chain; *Bellamy aeruginosa* (Reeve) as an algal control agent. *Journal of Environmental Sciences*, 2010,22(2):242-247.
- [33] 宋玉芝,杨美玖,秦伯强. 苦草对富营养化水体中氮、磷营养盐的生理响应. 环境科学,2011,32(9):2569-2575.
- [34] 刘海英,曲克明,马绍赛. 养殖水体中溶解氧的变化及收支平衡研究概况. 海洋水产研究,2005,26(2):79-84.