

夏季池塘养殖中华绒螯蟹生态系统 温室气体排放及综合增温潜势

林 海^{1*}, 周 刚¹, 李旭光¹, 周 军¹, 张彤晴¹, 王桂民²

(1. 江苏省淡水水产研究所, 江苏 南京 210017;

2. 金坛市水产技术指导站, 江苏 金坛 213200)

摘要:为探讨夏季池塘养殖中华绒螯蟹(河蟹)系统温室气体的排放规律及综合增温潜势,采用静态暗箱-气相色谱法对池塘养殖河蟹生态系统温室气体(CO₂、CH₄、N₂O)的排放进行原位测定。结果显示,夏季河蟹养殖池塘均表现为 CO₂、CH₄ 和 N₂O 的源,其中 CH₄ 夏季排放量达(42.62 ± 9.55 ~ 95.09 ± 10.89) g/m², CO₂ 排放量达(6.91 ± 2.18 ~ 12.52 ± 3.11) g/m², N₂O 有微弱排放;夏季河蟹池塘保持一定的水生植物覆盖能显著减少 CO₂/CH₄ 的排放,较无水草种植区域,减少 CO₂ 排放 52.47 g/m²,减少 CH₄ 排放 5.61 g/m²,对 N₂O 排放无显著性影响;种植水生植物减缓综合温室效应的潜力是不种植水生植物的 1.85 倍,池塘养殖河蟹生态系统温室气体减排空间巨大。

关键词:中华绒螯蟹;池塘生态系统;温室气体排放;综合增温潜势

中图分类号: S 966.1

文献标志码: A

CO₂、CH₄、N₂O 是重要的温室气体,湿地同森林一样在全球碳储存中起着重要作用。研究发现,储藏在不同类型湿地中的碳约占地球陆地碳总量的 15%^[1]。中国是湿地类型多、面积大、分布广的国家之一,也是世界上生物多样性十分丰富的国家之一。湿地生境是大气 CH₄ 主要的自然来源^[2-3],据估计,天然湿地每年向大气中排放的 CH₄ 占全球 CH₄ 排放总量的 15%~30%^[4-5]。同时湿地常年积水或季节性干湿交替的环境条件为氮素的硝化和反硝化作用提供了重要反应条件,其作用强弱影响 N₂O 的产生和排放^[6]。湖泊、水库等水体温室气体类型主要包括 CO₂ 和 CH₄,是水体中自身或陆源的有机质(OM)在水中微生物的分解作用下生成,所产生的 CO₂ 和 CH₄ 在水体中经过扩散、运移、消耗等过程后,最终通过水气界面排向大气^[2]。

水生生物在湿地环境生长、发育的同时亦在进行着碳固定的过程[碳提取型渔业(extractive

aquaculture)]^[7],具有一定的碳汇功能。我国是淡水养殖大国,2010 年全国池塘养殖面积 2 377.01 × 10³ hm²,占淡水养殖总面积的 42.71%,养殖产量达 3 828.84 万 t。养殖池塘虽然单个面积小,但其受到人类活动的干扰却更为强烈,然而关于其温室气体交换情况却未见任何相关报导。目前关于人工湿地温室气体排放研究的报道也只局限于湖泊、水库及河流,针对养殖池塘温室气体产生及排放机制的研究尚未见报道。长期以来一直缺乏有关内陆水域水产养殖温室气体排放的统计数据,仅见徐皓^[8]、刘晃^[9]等从渔业统计数据角度初步分析了我国池塘养殖的能耗量及构成,估算了淡水养殖的排放 CO₂ 强度,对该产业温室气体排放尚缺乏监测数据和有效的评估,在一定程度上影响了渔业节能减排的成效。

本实验选择具有代表性的养殖池塘生态系统,在中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*) (河蟹)养殖关键时期夏季季节(7—9 月份)对 3 种温室气体

收稿日期:2012-08-03 修回日期:2012-12-21

资助项目:国家“十二五”科技支撑计划(2012BAD25B07);江苏省自然科学基金项目(BK2012886)

通信作者:林 海,E-mail:solarlin@163.com

(CO₂、CH₄、N₂O)排放通量进行原位观测和同步分析,研究河蟹池塘养殖生态系统温室气体的交换及综合增温潜势,为客观估算内陆养殖水域生态系统温室效应,寻求相应减排措施提供数据支撑。

1 材料与方法

1.1 实验设计与养殖管理

本实验于江苏省高淳县某定点河蟹养殖试验池塘进行,该池塘面积 30 m × 667 m,养殖河蟹历史 8 年,未清淤,底层淤泥厚约 15 cm 左右。考虑到不同池塘底质、水源可能对实验造成的影响,实验将 1 个池塘平均分为两个区域,分别为水生植物覆盖区域(RD)和无水生植物覆盖区域(CK),两区域间水体畅通无阻,每个区域内设 3 个平行。

池塘采取成熟的“主养河蟹、套养日本沼虾 (*Macrobrachium nipponense*)、鳊 (*Siniperca chuatsi*)”的养殖模式,放养规格蟹种 800 只/667 m²,蟹种规格 100 ~ 120 只/kg;水生植物以种植伊乐藻、轮叶黑藻为主;饲料投喂以冰鲜杂鱼为主、谷物为辅,全池均匀投喂;由于河蟹生态养殖对水环境的要求,该试验水体水质基本维持在三类水以上^[10],整个养殖周期内养殖用水不外排,只在高温季节注入外源水,以提高水位利于高温季节的河蟹生长。其他条件如管理方式、投喂及水位等均一致。

1.2 温室气体的采样与分析方法

采样采用常用的静态箱法,箱体由不锈钢材料制成,规格 50 cm × 50 cm × 50 cm,底座用不锈钢可调节支架固定于池塘中,起固定支撑的作用,采样时箱体底边没于水面下 5 cm 起到密封作用,箱体顶部安置小风扇以充分混合箱体内气体。池塘采样点附近架设简易栈桥以减少采样过程中对水体的人为扰动。实验期间每 10 天采样 1 次,时间固定在当日上午 9:00 ~ 11:00^[11],根据温室气体一般采集方法和 24 h 预试验假定此测定值能代表当日平均排放通量。根据重复设置,同一池塘平行采样 3 次,采样时间分别为关箱后的 0、10、20、30 min,每次采样 50 mL。气体储存于 0.5 L 铝箔气袋中,24 h 内用 Agilent 6890 气象色谱仪同时分析 CO₂、CH₄、N₂O 的排放通量。

测定的基本原理是用已知容积和底面积的密闭无底箱体(由化学性质稳定的材料制成)将要

测定的区域罩起来,每隔一段时间抽取箱内气体,用气相色谱仪测定其中目标微量气体的浓度,然后根据气体浓度随时间的变化率,计算被罩表面“液—气”间微量气体交换速率。

温室气体夏季排放总量由每天排放通量的平均值乘生长季的天数求得,本实验从 7 月 10 日至 9 月 11 日,计 60 d。

1.3 综合增温潜势的计算

全球增温潜势(global warming potential, GWP)作为一种简单的基于辐射特性的相对指标常被用来估计不同温室气体对气候系统的潜在效应(d)。在 GWP 估算中,CO₂ 看作参考气体,CH₄ 和 N₂O 排放量的增减通过 GWP 值转换成 CO₂ 等效量。以 20 年影响尺度为计,1 kg 的 CH₄ 的增温效应是 1 kg 的 CO₂ 的 63 倍,而 1 kg 的 N₂O 的增温效应是 1 kg 的 CO₂ 的 270 倍^[12]。本研究用全球增温潜势来表示池塘养殖生态系统 3 种温室气体的综合作用。其 GWP 的计算如下:

$$GWP = f \text{CO}_2 \times 1 + f \text{CH}_4 \times 63 + f \text{N}_2\text{O} \times 270$$

式中, f 为养殖期间不同温室气体的排放量。

1.4 数据分析

采用 EXCLE 2007 软件对试验数据进行处理和制图,SPSS 12.0 软件进行统计分析,试验结果均以 3 次重复的平均值 ± 标准差(mean ± SD)表示,对各组数据利用 LSD 法进行处理间差异显著性分析。

2 结果

2.1 池塘养殖河蟹生态系统 CO₂ 排放

7—9 月份河蟹养殖关键季节,有水草区域(RD)和无水草区域(CK)CO₂ 排放通量的季节变化趋势基本一致,随气温上升呈升高趋势,经历“汇”-“源”-“汇”的转变(图 1)。RD 和 CK 排放峰值出现在 9 月 1 日(8 月底 9 月初),分别达(3 824.24 ± 386.52)、(4 934.88 ± 298.65) mg/(m² · d)。其中高温季节前期(7 月 10 日左右),整个池塘不论有无水草区域,CO₂ 排放通量均为负值,CO₂ 从空气进入水中,池塘表现为 CO₂ 的汇,出现这种规律的是由于水生植物、浮游植物光合作用大于呼吸作用,导致水体 CO₂ 分压降低,CO₂ 从空气进入水体。RD 日排放量为(-1 196.16 ± 189.63) mg/(m² · d)较 CK 的(-848.40 ± 121.52) mg/(m² · d)高 41.1%,但

无显著差异($P > 0.05$)。7月21日,RD排放通量为 $(-102.38 \pm 21.32) \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,表示 CO_2 从大气进入水体,而CK处理 CO_2 则向大气中释放,排放量达 $(69.65 \pm 9.86) \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$;高温季节7—9月份,RD处理排放通量均小于CK,其中7月21日—9月份11日期间两组差异显著($P < 0.05$)。8月下旬至9月初,RD排放通量比CK低24.7%~135.11%。进入8月份高温季节, CO_2 排放通量显著增加,这与宋长春等^[13]的研究结果一致。由于高温季节饵料腐败变质较快,高温季节水草易死亡腐烂,底层有机质分解加速,水体中大量野杂鱼和螺蛳等有氧呼吸类生物增多,导致 CO_2 不断增加,池塘表现为 CO_2 的源。

从 CO_2 的减排效果知,RD处理即有水生植

物覆盖区域 CO_2 减排效果明显,主要是由于水生植物和浮游植物光合作用,其自身生长具有固碳的作用。

2.2 池塘养殖河蟹生态系统 CH_4 排放

夏季高温季节7月初—9月中旬,两处理 CH_4 的排放季节变化基本一致,呈“单峰性”变化,RD与CK两区域甲烷排放峰值均出现在8月下旬至9月初,分别达 (202.32 ± 61.65) 、 $(444.00 \pm 101.75) \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。其中8月 CH_4 排放量较7月有大幅度升高,CK从7月10日的日排放量 $(2.328 \pm 1.32) \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 升高至9月1日峰值 $(444.00 \pm 101.75) \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,升高193倍,而RD则升高87倍(图2)。

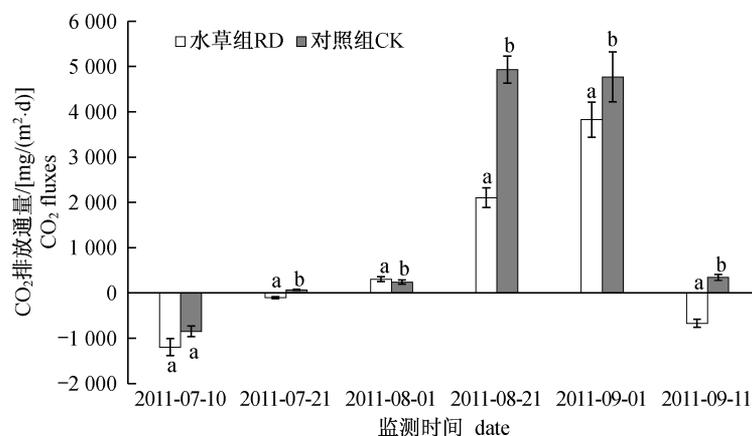


图1 池塘养殖河蟹生态系统 CO_2 排放的季节变化

同一时间内不同小写字母表示差异显著($P < 0.05$)。以下图注释与此相同。

Fig. 1 Seasonal variations of carbon dioxide emissions in pond ecosystems of Chinese mitten crab culture

The values in the same row of different small letters are significantly different at the 5% level. The same as the following.

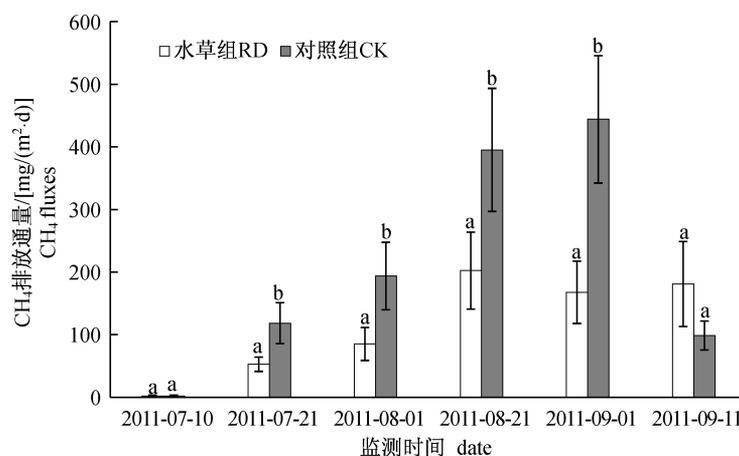


图2 池塘养殖河蟹生态系统 CH_4 排放的季节变化

Fig. 2 Seasonal variations of methane emissions in pond ecosystems of Chinese mitten crab culture

进入高温季节从7月21日至9月1日,CK CH_4 排放通量显著高于RD ($P < 0.05$),是同时期RD排放量的1.95~2.65倍。值得注意的是,9月11日,CK CH_4 排放通量较RD降低了45.5%,差异显著 ($P < 0.05$)。由此可见,在养殖高温季节后期8月份,CK处理甲烷排放变化幅度大,3次监测值为 $(98.64 \pm 23.14) \sim (444.00 \pm 101.75) \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,而相应RD处理变化则较小,3次监测值为 $(167.52 \pm 49.65) \sim (202.32 \pm 61.35) \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。

从 CH_4 减排效果分析,在高温季节,有水生植物覆盖区域减排效果明显,但养殖后期减排效

果有减弱迹象,可能是由于河蟹接近性成熟,在水草丰富区域活动量增大,植物根系死亡、有机残饵积累给甲烷菌提高了丰富的碳源有关。

2.3 池塘养殖河蟹生态系统 N_2O 排放

河蟹池塘养殖夏季关键期从7月10日至9月11日,前期 N_2O 排放不明显,进入8月份排放有较大幅度增加(图3)。由于河蟹的扰动、有机残饵的积累、水温和土壤温度升高,为土壤的硝化和反硝化提供了条件,增加了 N_2O 排放。整个夏季RD处理 N_2O 排放通量均低于CK处理,但平行样之间波动较大,无显著差异 ($P > 0.05$)。

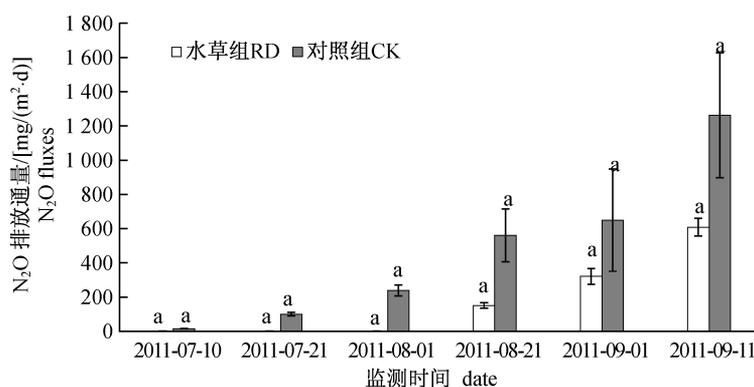


图3 池塘养殖河蟹生态系统 N_2O 排放的季节变化

Fig.3 Seasonal variations of nitrous oxide emissions in pond ecosystems of Chinese mitten crab culture

2.4 池塘养殖河蟹生态系统综合增温潜势及总排放量

根据池塘生态养殖河蟹的要求,投喂各种动物性、植物性饵料,种植水生植物为河蟹营造良好的栖息环境,各种碳、氮的物质循环流动与转化伴随着 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的产生及 CO_2 的固定。池塘养殖河蟹生态系统在夏季高温季节均表现为温室气体的源,其中 CH_4 夏季排放量达 $(42.62 \pm 9.55 \sim 95.09 \pm 10.89) \text{ g}/\text{m}^2$, CO_2 排放量达 $(6.91 \pm 2.18 \sim 12.52 \pm 3.11) \text{ g}/\text{m}^2$, N_2O 表现为弱源。蟹塘种植水生植物,夏季高温季节保持一定的水生植物覆盖能显著减少 CO_2/CH_4 的排放,夏季有水生植物覆盖区域相比无水草区域, CO_2 排放减少 $52.47 \text{ g}/\text{m}^2$, CH_4 减少 $5.61 \text{ g}/\text{m}^2$, 种植

水生植物对池塘 CO_2/CH_4 的减排效果明显。种植水生植物对河蟹养殖池塘的 N_2O 排放无显著性影响。养殖模式、水生植物覆盖率等多种因子均会影响3种温室气体的产生、排放机制及排放强度,而且3种温室气体的温室效应值各不相同。因此评价池塘养殖河蟹系统产生的温室效应时,需统筹考虑3种温室气体的综合效应。由表1知,在20年的时间尺度上,河蟹养殖池塘系统在夏季均表现出增加温室气体增温潜势的趋势,RD和CK的综合增温潜势分别为480.78、891.62,与无水生植物覆盖区域相比,种植水生植物后减缓综合温室效应的潜力是无水生植物种植区域的1.85倍。

表 1 池塘养殖河蟹生态系统综合增温潜势
 Tab. 1 Comprehensive global warming potential (GWP) of two different paddy ecosystem in pond ecosystems of Chinese mitten crab culture

		处理 treatment		
		有水草 RD	无水草 CK	减排 reduction potential
CO ₂	排放量 emission	42.62 ± 9.55 ^a	95.09 ± 10.89 ^b	52.47
	增温潜势 GWP	42.62 ± 9.55	95.09 ± 10.89	52.47
CH ₄	排放量 emission	6.91 ± 2.18 ^a	12.52 ± 3.11 ^b	5.61
	增温潜势 GWP	435.25 ± 137.37	788.94 ± 195.89	353.69
N ₂ O	排放量 emission	0.01 ± 0.00 ^a	0.03 ± 0.00 ^a	0.02
	增温潜势 GWP	2.91 ± 0.31	7.59 ± 0.97	4.68
综合增温潜势 (GWPs)	comprehensive GWPs	480.78	891.62	413.72

注:同一行不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。

Notes: Values in the same row of different small letters are significantly different at the 5% level.

3 讨论

3.1 水生植物对河蟹池塘 CO₂ 排放的影响

用静态暗箱 - 气相色谱法测定的生态系统 CO₂ 排放通量,包括植物、根系、土壤微生物呼吸、水生动物呼吸等,即生态系统总呼吸导致的 CO₂ 排放^[14]。气候、植被、土壤过程和浮游植物初级生产力水平在不同时期对 CO₂ 排放产生不同的影响^[15]。水位和温度升高能提高 CO₂ 的排放量,故沼泽湿地生态系统呼吸排放通量夏季明显大于其它季节^[16-17]。这同时也反映了植物生长状况对 CO₂ 排放有重要影响^[18]。7、8 月份气温不断升高、水生植物生长旺盛且伴随腐败、饵料持续投入与积累,底泥中积累的大量碳分解加速^[19],CO₂ 排放通量显著增大。由于池塘养殖河蟹主要依靠高投入获得高产出,饵料氮素持续的输入,夏季高温和水分条件有利于微生物活性提高和土壤有机质分解,更多的养分被植物吸收利用,促进了植物生长,因而养殖生态系统总呼吸排放的 CO₂ 增多,故 7、8 月份随着温度的升高 CO₂ 排放通量变化较大且升高较快。好氧状态下,水体中植物的光合初级生产大于呼吸消耗,碳被固定,导致水体中 CO₂ 分压降低,水体表现为大气的 CO₂ “汇”;而在异养状态下,呼吸作用较强,CO₂ 分压会相应的增加,水体表现为大气的 CO₂ “源”。生态养殖河蟹中较高覆盖率水生植物的存在,促进了光合吸收 CO₂,植物生长固碳,消减了养殖系统部分总呼吸的 CO₂ 量,表现为有水生植物区域 CO₂ 减排较无水草区域明显。水体气

- 液界面 CO₂ 交换受水温、气候、水位和水体中营养元素、氧化还原状况、水生植物生长和土壤微生物过程、水生动物的活动以及有机质的矿化分解等多种因素的影响,本实验针对池塘中水生植物的研究表明,养殖池塘种植水生植物有助于减少 CO₂ 的排放。

3.2 水生植物对河蟹池塘 CH₄ 排放的影响

养殖池塘残余有机饵料、腐败水草等有机质为 CH₄ 产生提供碳源和能源。7、8 月份,气温 35 °C 左右,河蟹养殖池塘底层水温达 30 ~ 33 °C,水生植物生长旺盛,根系分泌物增多,池塘底层易出现“缺氧”“厌氧”现象,此时的养殖池塘为产甲烷菌提供了最佳繁殖条件,因此有大量的 CH₄ 的排放^[20-21]。通常湿地土壤中 CH₄ 的产生速率随温度的升高而增加^[22]。然而大多数情形下,温度对 CH₄ 净排放的影响取决于温度的增加而影响净生态系统生产力 (NEP) 以及湿地的水分状况,因为 NEP 是产甲烷细菌的底物来源,湿地的水分状况决定了湿地的有机质是厌氧还是好氧分解^[23]。由于植物光合作用,水生植物覆盖区域溶解氧增加,氧化还原电位升高,促使底层产生的 CH₄ 被较快地氧化,产甲烷数量减少,从而降低了 CH₄ 的排放通量^[24-25]。有水生植物健康生长的区域,根系发达,底层土壤通气性较无水草区域强,底层土壤厌氧环境被破坏,厌氧细菌繁殖受到抑制,相应减少了 CH₄ 排放^[26]。总之,河蟹养殖池塘种植水生植物有减少夏季 CH₄ 排放的作用。

3.3 水生植物对河蟹池塘 N₂O 排放的影响

土壤中 N₂O 的产生和排放主要来源于微生物的硝化和反硝化过程,土壤温度升高和 N 利用

率增加都会促进 N_2O 的产生和排放^[27]。本实验中河蟹养殖池塘 N_2O 排放的季节变化规律性没有 CO_2 和 CH_4 明显。夏季养殖池塘水位在 100 cm, 这种淹水厌氧条件下氧的相对缺乏抑制了硝化作用的进行, 进而抑制了 N_2O 的形成与释放, 只有少量 N_2O 产生^[28]。同时也有研究表明, 植被作为土壤 N_2O 排放通道, 可促进 N_2O 的排放^[29]。池塘生态系统的 N_2O 产生与排放受温度、沉积土壤理化条件、沉积土壤碳氮含量、植被覆盖等多重因素的影响, 目前养殖池塘 N_2O 总体排放/吸收规律的不明显, 有待于进一步研究。

3.4 池塘河蟹养殖系统温室气体减排及增温潜势

池塘养殖河蟹生态系统, 涉及水生植物、浮游动植物、养殖生物(河蟹、鱼)、底泥、土壤底层微生物、水环境、人为调控等多重因子, 系统虽然小却很复杂。池塘生态系统是温室气体的源或汇, 主要取决于 3 种温室气体的交换过程和交换强度。本研究中河蟹池塘养殖在养殖关键期—夏季表现为温室气体的源, 不论种植水生植物与否其综合温室效应均为正值, 表现为具有增温趋势, 其大小主要取决于甲烷的排放和池塘水生动植物的呼吸作用/光合作用等对 CO_2 的排放/利用强度, 这与刘建栋等^[12]、展茗等^[30]对复合稻—鱼共生系统的研究结果较相似, 但蟹池水生植物的种植与管理会影响到温室气体源/汇的强度, 其中种植水生植物较不种植水生植物, 有效减少了河蟹池塘 CH_4 、 CO_2 的排放, 其减缓综合温室效应的潜力是不种植水生植物的 1.85 倍。池塘养殖河蟹对池塘环境要求较高, 推荐投放螺、贝类等滤食性生物, 种植适宜的水生植物, 发挥其净化水质的生态功能, 该措施对减轻水体富营养化和增加水体碳汇等方面效果明显, 但养殖生态系统“增汇减排”的具体路径及效果有待于进一步深入研究。

参考文献:

- [1] Franzen L G. Can earth afford to lose the wetlands in the battle against the increasing greenhouse effect [C] // International Peat Society Proceedings of International Peat Congress. Uppsala, 1992: 1 - 18.
- [2] 刘子刚. 湿地生态系统碳储存和温室气体排放研究[J]. 地理科学, 2003, 24(5): 634 - 639.
- [3] 王德宣, 吕宪国, 丁维新, 等. 三江平原沼泽湿地与稻田 CH_4 排放对比研究[J]. 地理科学, 2002, 22(4): 500 - 503.
- [4] Matthews E, Fung I. Methane emission from natural wetlands: global distribution, area and environmental characteristics of sources[J]. Global Biogeochemical Cycles, 1987, 1(1): 61 - 86.
- [5] Bartlett K B, Harriss R C. Review and assessment of methane emissions from wetlands[J]. Chemosphere, 1993, 26(1-4): 261 - 320.
- [6] 齐玉春, 董云社. 中国能源领域温室气体排放现状及减排对策研究[J]. 地理科学, 2004, 24(5): 528 - 534.
- [7] Troell M, Joyce A, Chopin T, et al. Ecological engineering in aquaculture-potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems[J]. Aquaculture, 2009, 297(1-4): 1 - 9.
- [8] 徐皓, 张祝利, 张建华, 等. 我国渔业节能减排研究及发展建议[J]. 水产学报, 2011, 35(3): 472 - 480.
- [9] 刘晃, 车轩. 中国水产养殖二氧化碳排放量估算的初步研究[J]. 南方水产, 2010, 6(4): 1673 - 2227.
- [10] 林海, 周刚, 杨益, 等. 曝气复氧对中华绒螯蟹养殖池塘水质的影响研究[J]. 水生态学杂志, 2010, 3(5): 127 - 130.
- [11] Kessavalou A, Moiser A R, Doran J W, et al. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in grass sod and winter wheat fallow tillage management[J]. Journal of Environmental Quality-Abstract, 1998, 27(5): 1094 - 1104.
- [12] 刘建栋, 周秀骥, 于强. 长江三角洲稻田生态系统综合增温潜势源汇交替的数值分析[J]. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2003, 33(2): 105 - 113.
- [13] 宋长春, 张丽华, 王毅勇, 等. 淡水沼泽湿地 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放通量年际变化及其对氮输入的响应[J]. 环境科学, 2005, 27(12): 2369 - 2375.
- [14] Turetsky M R, Wieder R K, Vitt D H. Boreal peatland C fluxes under varying permafrost regimes [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(7): 907 - 912.
- [15] Hobbie S E, Nadelhoffer K J, Hogberg P. A synthesis: The role of nutrients as constraints on carbon balances in boreal and arctic regions[J]. Plant and Soil, 2002, 242(1): 163 - 170.
- [16] Crill P M, Baren K B, Wilson J O, et al. Tropospheric methane from an amazonian floodplain lake[J]. Journal of Geophysical Research, 1988, 93(D2): 1564 - 1570.
- [17] Frolking S, Crill P. Climate controls on temporal variability of methane flux from a poor fen in

- southeastern new hampshire: measurement and modeling[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1994, 8 (4):385 - 397.
- [18] 宋长春, 阎百兴, 王跃思, 等. 三江平原沼泽湿地 CO₂ 和 CH₄ 通量及影响因子[J]. *科学通报*, 2003, 48(23):2473 - 2477.
- [19] Post W M. Report of a workshop on climate feedbacks and the role of peatlands, tundra, and boreal ecosystems in the global carbon cycle[R]. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, USA, 1990:1 - 37.
- [20] Li C, Frohling S, Xiao X, *et al.* Modeling impacts of farming management alternatives on CO₂, CH₄ and N₂O emissions: a case study for water management of rice agriculture of China [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(3):3010
- [21] Zou J W, Huang Y, Jiang J Y, *et al.* A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: effects of water regime, crop residue, and fertilizer application [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(2):2021.
- [22] Freeman C, Nevison G B, Kang H, *et al.* Contrasted effects of simulated drought on the production and oxidation of methane in a mid-Wales wetland[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34 (1): 61 - 67.
- [23] 胡启武, 吴琴, 刘影, 等. 湿地碳循环研究综述[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(6):2381 - 2386.
- [24] Huang Y, Wang H, Huang H, *et al.* Characteristics of methane emission from wetland rice-duck complex ecosystem[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, 105(1 - 2):181 - 193.
- [25] Deng X, Liao X L, Huang H. Studies on amount of methanogens in the rice-duck agroecosystem [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(8):1696 - 1700.
- [26] Carter M S. Contribution of nitrification and denitrification to N₂O emissions from urine patches [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(8): 2091 - 2102.
- [27] Sommerfeld R A, Mosier A R, Musselman R C. CO₂, CH₄ and N₂O flux through a Wyoming snowpack and implications for global budgets [J]. *Nature*, 1993, 361:140 - 142
- [28] 袁伟玲, 曹凑贵, 李成芳, 等. 稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH₄ 和 N₂O 温室效应及经济效益评估[J]. *中国农业科学*, 2009, 42(6):2052 - 2060.
- [29] Chang C, Janzen H H, Nakonechny E M, *et al.* Nitrous oxide emission through plant [J]. *Soil Science Society of America Journal-Abstract*, 1998, 62(1):35 - 38.
- [30] 展茗, 曹凑贵, 汪金平, 等. 复合稻田生态系统温室气体交换及其综合增温潜势[J]. *生态学报*, 2008, 28(11):5461 - 5468.

Greenhouse gases emissions from pond culture ecosystem of Chinese mitten crab and their comprehensive global warming potentials in summer

LIN Hai^{1*}, ZHOU Gang¹, LI Xuguang¹, ZHOU Jun¹, ZHANG Tongqing¹, WANG Guimin²

(1. Freshwater Aquaculture Research Institute of Jiangsu Province, Nanjing 210017, China;

2. Aquaculture Technology Direction Institute of Jintan City, Jintan 213200, China)

Abstract: In order to analyze the seasonal variation characteristics of emissions of CO₂, CH₄, N₂O and evaluate the comprehensive global warming potentials (GWPs), fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O were measured simultaneously from the culture ponds of Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*) by the closed static opaque chamber-GC techniques. The results showed that the pond ecosystem was the sources of CO₂ and CH₄ in summer. The total emission of CO₂ and CH₄ came up to $(42.62 \pm 9.55) - (95.09 \pm 10.89) \text{ g/m}^2$ & $(6.91 \pm 2.18) - (12.52 \pm 3.11) \text{ g/m}^2$ in summer. There was significantly lower emission of CO₂/CH₄ from the water with aquatic plants than the one without. Compared with the waters without aquatic plants, the aquatic plants can effectively decrease and control the emissions by 52.47 g/m² of CO₂ and 5.61 g/m² of CH₄. They are proved to reduce greenhouse gas emission significantly from culture ponds, but no significant effect on the emission of N₂O with aquatic plants. It may decrease global warming potential by 1.85 times contrasted to that without aquatic plants. There may be great potential space of reducing greenhouse gases emission in pond culture of Chinese mitten crabs.

Key words: *Eriocheir sinensis*; pond culture ecosystem; greenhouse gas emissions; comprehensive global warming potentials

Corresponding author: LIN Hai. E-mail: solarlin@163.com