

DOI: 10.5846/stxb201603130448

杨平, 金宝石, 谭立山, 全川. 九龙江河口区养虾塘沉积物-水界面营养盐交换通量特征. 生态学报, 2017, 37(1): - .

Yang P, Jin B S, Tang L S, Tong C. Temporal variation of nutrients fluxes across the sediment-water interface of shrimp ponds and influencing factors in the Jiulong River Estuary. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(1): - .

九龙江河口区养虾塘沉积物-水界面营养盐交换通量特征

杨平^{1,2}, 金宝石¹, 谭立山¹, 全川^{1,2,3,*}

1 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007

2 湿润亚热带生态-地理过程教育部重点实验室, 福州 350007

3 福建师范大学亚热带湿地研究中心, 福州 350007

摘要:通过对九龙江河口区陆基养虾塘水样和沉积物样品采集分析及结合室内模拟实验,探讨了虾塘在不同养殖阶段沉积物-水界面营养盐通量时间变化特征及其主要影响因素。虾塘沉积物向上覆水体释放 NO_x^- -N (NO_2^- -N 和 NO_3^- -N)、 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 能力均呈现随养殖时间推移而降低的特征。沉积物在养殖中期和后期分别呈现对上覆水体 NO_x^- -N 和 PO_4^{3-} -P 的吸收行为,但总体表现为释放行为(平均通量分别为 (1.87 ± 1.15) 、 (1.58 ± 0.52) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 和 (1.22 ± 0.62) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)。沉积物-水界面溶解无机氮交换以 NH_4^+ -N 为主(沉积物平均释放通量为 (46.18 ± 13.82) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)。沉积物间隙水与上覆水间的营养盐浓度差(梯度)及沉积物温度对上述交换通量的时间动态特征具有重要调控作用。研究结果表明养殖初期或中期沉积物较高的无机氮(尤其是 NO_2^- -N 和 NH_4^+ -N)释放是养殖塘水质恶化的一个极具潜力的污染内源,可能会对虾的健康生长产生负面效应,控制沉积物无机氮释放是养虾塘养殖初期和中期重要的日常管理活动之一。

关键词:氮磷;释放速率;沉积物间隙水;上覆水;营养盐浓度梯度;养殖塘;河口区

Temporal variation of nutrients fluxes across the sediment-water interface of shrimp ponds and influencing factors in the Jiulong River Estuary

YANG Ping^{1,2}, JIN Baoshi¹, TANG Lishan¹, TONG Chuan^{1,2,3,*}

1 School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

2 Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geographical Process of Ministry of Education, Fuzhou 350007, China

3 Research Centre of Wetlands in Subtropical Region, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

Abstract: Eutrophication is increasingly challenging the sustainability and healthy development of aquaculture. The effects of variations in nutrient dynamics remain unclear, including porewater nutrient concentrations and nutrient fluxes at the sediment-water interface (SWI), from aquaculture ponds globally, and particularly in China. In this study, temporal variation of the concentrations of nitrogen and phosphorus in porewater and their fluxes across the interface of sediment-water was investigated in the Jiulong River estuary, a subtropic estuary on the southeast coast of China. Overlying water, intact sediments, and sediment porewater were collected using sediment samplers from three shrimp ponds in June, August, and October 2015. Overlying water and sediment porewater nutrient analyses were performed using an automatic continuous flow analyzer. SONE (sediment oxygen and nutrient exchanges) incubation techniques were used to measure rates of nutrient

基金项目:福建省基本科研专项重点项目(2014R1034-1);国家自然科学基金资助项目(41371127);福建师范大学校级创新团队项目(IRTL1205)

收稿日期:2016-03-13; 修订日期:2016-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: tongch@fjnu.edu.cn

fluxes (NO_2^- -N, NO_3^- -N, NH_4^+ -N, and PO_4^{3-} -P). NO_2^- -N, NO_3^- -N, NH_4^+ -N, and PO_4^{3-} -P concentrations in porewater ranged from 0.01 to 0.06, 0.06 to 0.22, 10.31 to 14.13, and 0.05 to 0.35 mg/L, respectively, with mean values of 0.04, 0.15, 11.83, and 0.17 mg/L. Higher NO_2^- -N and NO_3^- -N concentrations in porewater occurred during June and higher NH_4^+ -N and PO_4^{3-} -P concentrations occurred during August. The NO_2^- -N, NO_3^- -N, NH_4^+ -N, and PO_4^{3-} -P fluxes across the interface of sediment–water ranged from -2.96 to 7.60, -1.00 to 3.15, -0.79 to 4.95, and 19.23 to 91.73 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectively. The fluxes of nitrogen and phosphorus nutrients across the interface of sedimentwater showed significant temporal variation, with higher nutrient release fluxes during June and lower fluxes during October. The mean fluxes of NO_2^- -N, NO_3^- -N, and PO_4^{3-} -P from the sediment to overlying water were 1.87 ± 1.15 , 1.58 ± 0.52 , and $1.22 \pm 0.62 \text{ mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectively, indicating that the shrimp pond sediment acted as a nitrogen and phosphorus release source. Dissolved inorganic nitrogen (DIN) release dominated by excess NH_4^+ -N, and the NH_4^+ -N flux from sediment was $46.18 \pm 13.82 \text{ mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Pearson's correlation analysis showed that the temporal variation of nitrogen and phosphorus fluxes were significantly positively correlated with sediment temperature ($P < 0.05$), but significantly negatively correlated with shrimp biomass ($P < 0.05$). The results suggest that the temporal variation of nutrients fluxes across the sediment–water interface in shrimp ponds was controlled by the nutrient concentration gradient, sediment temperature, and the foraging and metabolic activity of shrimp. This study highlighted that the relatively high DIN (NO_2^- -N and NH_4^+ -N) release from sediment during the initial and middle stages of aquaculture could be a potential pollution source in shrimp ponds, which might increase the risk of shrimp mortality.

Key Words: nitrogen and phosphorus; release rate; porewater; overlying water; aquaculture ponds; estuary

水产养殖系统作为人工圈养系统,其结构单一,缺乏自然生态系统的物质循环功能,系统自适应能力不足,反馈机制不健全。同时,该系统在养殖过程中人工投入的大量营养物质被鱼虾利用有限,大量残饵、养殖排泄物等有机物在池塘底部沉积和积累,可致使营养元素在一定条件下释放并扩散至上覆水中,进而引起养殖水质恶化^[1-5]。这些均已成为鱼虾类疾病频繁发生的主要原因^[6],并威胁到水产养殖业健康发展。积极研究水产养殖系统沉积物氮、磷等营养元素浓度及其释放过程,对于调节养殖系统水质和促进水产养殖业健康发展具有重要意义。

近年来,关于水产养殖系统沉积物-水界面营养盐通量的研究主要集中在相对开放的海水养殖,如海湾养殖^[7-10],港口养殖^[11-12]等体系,对于相对封闭、高密度养殖和高强度饵料投放的陆基水产养殖塘的研究较少^[4,13]。并且以上已有研究主要集中在我国北方地区的鱼类、贝类及参类等养殖系统,而有关我国东南沿海地区微咸水陆基养虾塘沉积物间隙水营养盐浓度及其界面营养盐交换通量时间动态特征的研究鲜见报道。该方面数据不足或缺失,一方面限制了我们对于养殖系统营养盐循环过程和机制的系统认识;另一方面,不利于宏观评估和监测养虾塘沉积物营养盐释放对养殖水质的影响程度及其预防策略制定,进而影响到我国滨海地区养虾塘资源可持续利用。

福建省九龙江河口区是中国东南沿海具有代表性的亚热带河口之一。近年来,随着人们对虾类产品需求增长,该河口区周边出现了大规模人工水产养殖系统,特别是人工圈养的陆基养殖塘在河口滩涂上星罗棋布,为探讨微咸水养虾塘沉积物氮、磷营养元素循环过程研究提供了较为适宜的场所。本研究以九龙江河口区紫泥镇浒茂洲陆基养虾塘为研究对象,通过野外原位观测和室内模拟培养相结合的方法,初步探讨不同养殖阶段沉积物间隙水营养盐浓度及其界面营养盐交换通量时间动态特征及其主要影响因素。以期今后深入研究河口区陆基养虾塘沉积物氮、磷营养元素循环过程及其作用机制提供理论依据;同时,为当地养虾塘水体富营养化预防和虾类养殖业健康发展提供一定的科学参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

福建省九龙江河口区属于亚热带海洋性季风气候,温暖湿润,年平均气温 21.0°C , 年均降水量 $1371\text{ mm}^{[14]}$, 降水主要集中于 3—9 月, 潮汐属于典型半日潮^[15]。本研究区域位于九龙江河口区紫泥镇浒茂洲 ($117^{\circ}53'36''\text{E}$, $24^{\circ}26'10''\text{N}$) (图 1)。该区域处于九龙江咸淡水交汇处, 港道纵横, 河网交织, 水质较好, 海堤线总长 55.6 km , 可利用淡水水面 1000 hm^2 , 浅海滩涂 2666 hm^2 , 水产养殖条件优越。甘文农场是浒茂洲水产养殖业较发达区域之一, 其 6—10 月主要从事对虾养殖。故本研究在该农场西南角靠近海堤位置选择 3 个有代表性的对虾养殖塘作为样品采集点 (图 1)。3 个养殖塘水域养殖面积在 $7000\text{—}8000\text{ m}^2$, 平均水深 1.5 m , 养殖品种为白对虾 *Penaeus vannamei*, 养殖所用饵料为人工配合饵料 (饵料养分构成: 水分 11%、蛋白质 42%、粗脂肪 4.0%、粗纤维 3.0%、粗灰分 15.0%、钙 1.0%—3.0%、总磷 1.0%、食盐 0.5%—2.5%、赖氨酸 2.3%), 日投饵量约为虾体重的 3%—10%, 具体饵料投放量根据摄食情况进行调整。

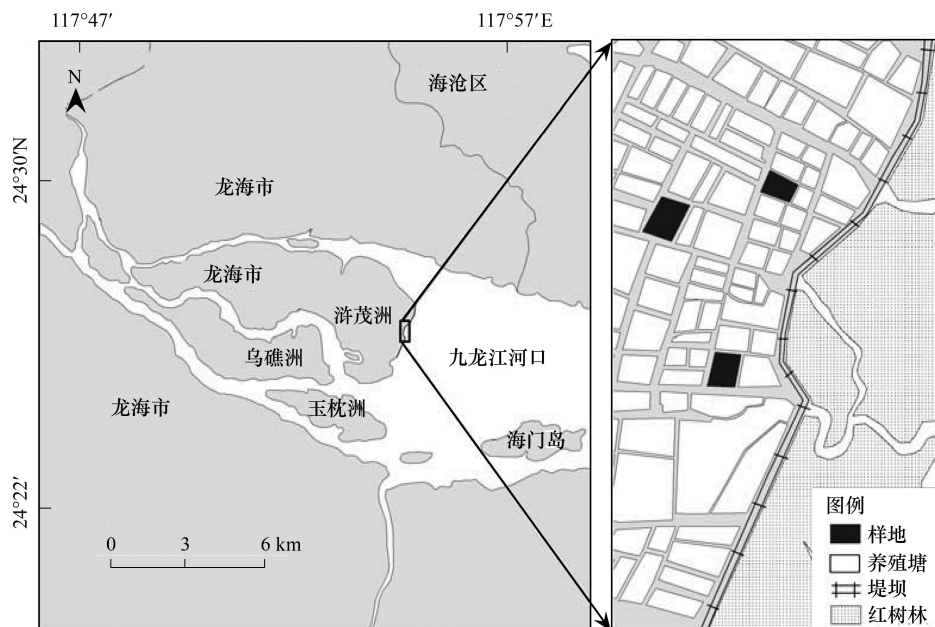


图 1 研究区域和采样点位置

Fig.1 Map of the Jiulong River Estuary and the sampling sites

1.2 样品采集与现场观测

综合考虑对虾生长周期和养殖户许可, 在每个养殖塘布设 3 个采样点 (每个采样点均插入竹竿进行标记, 以便每次样品采集时均在同点开展, 进而达到减少实验误差的目的) 设计 3 次采样, 分别为 2015 年 6 月中旬 (养殖初期)、8 月中旬 (养殖中期) 和 10 月中旬 (养殖末期), 具体样品采集情况如下:

柱状沉积物采集: 运用奥地利进口的不锈钢柱状采泥器 (Corer-60, Austria) (采泥器配备内径和长度分别为 6 cm 和 30 cm 有机玻璃管), 在每个养殖塘 3 个采样点采集 $0\text{—}15\text{ cm}$ 深垂直无扰动柱状沉积物芯样, 每个样点采集 3 根, 分别用于沉积物基本理化性质测定、沉积物间隙水营养盐浓度测定和沉积物-水界面营养盐交换通量培养实验。所有柱状沉积物样品在 2 h 内完成采集工作, 并且柱状沉积物采集后, 现场用橡皮塞将采样管上下两端密封, 加铝箔纸避光, 垂直放置于垫有塑料泡沫的保温箱 (保温箱中放置冰块或冰袋) 中, 于 4 h 小时内运回实验室并立刻进行样品前处理与培养实验。

上覆水样采集: 与沉积物样品采集同步, 利用 Sea-Bird II 型采水器 (Sea-bird Electronics, USA), 在每个采样点采集沉积物表面以上上覆水样 3 份, 并将水样装满采集瓶 (250 mL), 其中用于上覆水营养盐和叶绿

素 a 浓度测定的水样需要加入 2 mL HgCl_2 溶液以到达抑制微生物活性效果,所有样品均置于保温箱中低温遮光保存,并且在 4 h 内运回实验室进行样品前处理与培养实验。

现场观测:采用 IQ150 便携式 pH/氧化还原电位/温度计(IQ Scientific Instruments, USA)测定沉积物温度,采用多参数水质监测仪(HORIBA, Japan)测定上覆水体溶解氧 DO 浓度,利用电子天平称重收获的 50 尾对虾重量。

1.3 水化学、沉积物理化参数和生物参数测定分析

将每个采样点采集到的 1 根柱状沉积物样品装入清洁的离心管,放置于离心机中以 5000 r/min 的转速离心 10 min,取上清液经孔径 0.45 μm 滤膜过滤获取间隙水,并加入 1 mL HgCl_2 溶液,遮光冷冻(-20°C)保存至测定分析^[16]。用于测定上覆水营养盐浓度的水样运回实验室后立即用孔径为 0.45 μm 滤纸过滤,过滤后水样置于清洁的聚乙烯瓶中(100 mL),并再加入 1 mL HgCl_2 溶液遮光冷冻保存至测定分析。沉积物间隙水和上覆水营养盐(NO_3^- -N、 NO_2^- -N、 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P)浓度采用流动注射分析仪(SKALAR San⁺⁺, Netherlands)测定。每个采样点采集到的另 1 根柱状沉积物样品带回实验室冷冻干燥、研磨,过 100 目筛并且混合均匀,按 1:5 土水比混合静置后,用 pH 计(STARTER 300, USA)和盐度计(Eutech Instruments-Salt6, USA)分别测定沉积物 pH 值和盐度^[17]。另一部分沉积物在 105°C 下烘干至恒重,通过鲜土样与干土样差值计算出沉积物含水率 W ,并结合沉积物容重 φ 计算出沉积物孔隙度 Φ ,其计算公式为 $\Phi = W/[(100-W) \times \varphi + W]$ 。将每个采样点采集到的另一份上覆水水样经前处理后,丙酮浸提,采用紫外-可见分光光度计(岛津 UV-2450, Japan)测定叶绿素 a 浓度。

1.4 沉积物-水界面营养盐交换通量培养实验与计算

沉积物-水界面营养盐交换通量采用 SONE 方法^[18]进行模拟研究,模拟实验装置参照陈朱虹等^[19]的设计。培养管内径和长度分别为 6 cm 和 30 cm,柱状沉积物长度为 15 cm。主要实验步骤^[19]如下:(1)将培养管置于恒温震荡培养箱,并设定培养温度和震荡频率(设定温度为每个养殖阶段现场采样时的沉积物温度;震荡频率根据预实验对比观察结果,分别设置为 20、40 r/min 和 80 r/min,表征养殖初期、中期和后期阶段虾的觅食及代谢活动对沉积物表面及上覆水影响);(2)通过重力溢流方式,用水袋中的上覆水(已经过孔径为 0.45 μm 滤纸过滤)更新柱状培养管沉积物上覆水,塞紧顶部瓶盖,连接进入和出水管路;(3)将 0.5 m 长的引流硅胶管置于培养管中,其入水口置于培养管中部位置(靠近沉积物)以获得代表性水样;(4)利用医用注射器在引流硅胶管的出水口处采集水样 60 mL。遮光培养 9 h,分别在培养实验初始时刻和结束时刻取样。每次采集完水样后,在重力和负压作用下,水袋中的上覆水会自动补充到培养管中。水样经孔径 0.45 μm 滤纸过滤后立刻采用流动注射分析仪(SKALAR San⁺⁺, Netherlands)测定各种营养盐浓度。沉积物-水界面营养盐交换通量根据培养始末上覆水体中营养盐浓度变化差值计算获得^[4],计算公式如下:

$$F_{S-W-M} = (C_{W-E} - C_{W-B}) \times V/T/S$$

式中, F_{S-W-M} 为沉积物-水界面营养盐通量($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$), C_{W-E} 为培养后上覆水体中营养盐浓度(mg/L), C_{W-B} 为培养前上覆水体中营养盐浓度(mg/L), V 为上覆水体积(L), T 为培养时间(h), S 为沉积物土柱横截面积(m^2)。计算结果若为正值,表示营养盐由沉积物向上覆水释放;若为负值,表示营养盐被沉积物吸收。

1.5 数据处理与统计分析

采用 Excel 2003 对原始数据进行处理和绘图。利用 SPSS 17.0 统计软件包中单因素方差(One-Way ANOVA)分析法中的 LSD 法(least significant difference test)检验不同养殖阶段沉积物间隙水营养盐浓度、沉积物-水界面营养交换通量及环境变量的差异性。沉积物间隙水营养盐浓度、沉积物-水界面营养盐交换通量与环境变量间的相关性采用 SPSS 17.0 中的 Pearson 相关分析法进行统计分析。文中误差线均为标准误差。

2 结果与分析

2.1 沉积物理化性质与生物参数变化特征

虾塘沉积物理化性质及生物参数随养殖时间的变化情况如表 1 所示。沉积物温度和孔隙度随养殖时间

推移呈下降趋势,其变化范围分别介于 28.19—31.34℃ 和 107.00—122.00%,且不同养殖阶段之间的沉积物温度差异性均达到显著性水平 ($P<0.05$)。沉积物 pH 值变化范围介于 6.15—6.65,养殖末期的沉积物 pH 显著高于初期和中期 ($P<0.05$)。养殖期间,沉积物盐度与孔隙度变化趋势基本一致,最大值出现在养殖末期并且显著高于其它两个养殖阶段 ($P<0.05$)。生物量(虾)随养殖时间推移呈现显著增加趋势,不同养殖阶段生物量差异性均达到显著性水平 ($P<0.05$) (表 1)。此外,沉积物粒径组成在整个观测期间变化较小(表 1)。

表 1 养殖期间沉积物理化性质及生物参数¹⁾

Table 1 Sediment physicochemical properties and biological parameters in shrimp ponds

养殖阶段 Aquaculture stages	沉积物理化性质 Sediment physicochemical properties				沉积物粒径组成 Sediment grain composition			虾生物量 Shrimp biomass/ (g/50 尾)
	温度 Temperature/℃	pH	孔隙度 Φ Porosity/%	盐度 Salinity/(‰)	粘粒 Clay/%	粉粒 Silt/%	砂粒 Sand/%	
初期 Initial stage	31.34±0.12 a	6.18±0.06 a	122.00±13.00 a	2.97 ±0.27 a	18.37±0.87 a	69.30±0.78 a	12.33±1.42a	49.60±0.50 a
中期 Middle stage	29.21±0.04 b	6.15±0.09 a	119.00±16.00 a	2.69±0.23 a	18.54±0.45 a	69.99±0.59 a	11.48±0.53 b	376.90±1.20 b
末期 Late stage	25.50±0.22 c	6.65±0.12 b	107.00±13.00 b	1.98±0.18 b	18.88±0.70 a	69.82±0.59 a	11.29±0.45 b	661.30±2.60 c

表中数据为:均值±标准误差,样本数 $n = 9$;表中不同字母表示在 0.05 水平上差异显著 ($P<0.05$),表中相同字母表示在 0.05 水平上差异不显著 ($P>0.05$)

2.2 沉积物间隙水与上覆水营养盐浓度变化特征

研究期间,沉积物间隙水 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 浓度变化趋势基本一致,均呈现随养殖时间推移而降低的特征,并且养殖初期上述间隙水营养盐浓度显著高于养殖中期和后期 ($P<0.05$,表 2)。从养殖初期到后期,沉积物间隙水 NH_4^+ -N 浓度呈现出随养殖时间推移先增加后下降的变化特征,但不同养殖阶段间隙水 NH_4^+ -N 浓度差异性不显著 ($P>0.05$,表 2)。上覆水 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度变化趋势亦基本一致,均呈现随养殖时间推移先下降后增加的特征,最大值出现在养殖后期并且显著高于其它两个养殖阶段 ($P<0.05$,表 2)。 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 随养殖时间推移呈现先增加后下降的变化趋势,最大浓度值出现在养殖中期并且显著高于其它两个养殖阶段 ($P<0.05$,表 2)。

表 2 养殖期虾塘沉积物间隙水与上覆水营养盐浓度变化特征¹⁾

Table 2 Temporal variation of porewater and overlying water nutrients concentration in shrimp ponds

养殖阶段 Aquaculture stages	NO_2^- -N/(mg/L)			NO_3^- -N/(mg/L)		
	上覆水 Overlying water	间隙水 Porewater	浓度梯度 Concentration gradient	上覆水 Overlying water	间隙水 Porewater	浓度梯度 Concentration gradient
初期 Initial stage	0.03±0.01a	0.06±0.00a	0.03a	0.07±0.01a	0.22±0.07a	0.15a
中期 Middle stage	0.02±0.01a	0.04±0.01b	0.02a	0.03±0.02a	0.16±0.13ab	0.13a
末期 Late stage	0.26±0.23b	0.01±0.00b	-0.25b	0.14±0.09b	0.06±0.02b	-0.07b
养殖阶段 Aquaculture stages	NH_4^+ -N/(mg/L)			PO_4^{3-} -P/(mg/L)		
	上覆水 Overlying water	间隙水 Porewater	浓度梯度 Concentration gradient	上覆水 Overlying water	间隙水 Porewater	浓度梯度 Concentration gradient
初期 Initial stage	0.55±0.03a	11.21±3.58a	10.66a	0.06±0.00a	0.35±0.03a	0.30a
中期 Middle stage	0.99±0.37b	14.13±2.02a	13.14b	0.14±0.03b	0.10±0.03b	-0.03b
末期 Late stage	0.69±0.45a	10.31±0.72a	9.62a	0.06±0.03a	0.05±0.03b	-0.01b

表中数据为:均值±标准误差;营养盐浓度梯度=间隙水营养盐浓度-上覆水营养盐浓度;同一列数据标注不同小写字母表示不同养殖阶段的营养盐浓度差异性达到显著性水平 ($P<0.05$),相同字母表示差异性未达到显著性水平 ($P>0.05$)。

2.3 养虾塘沉积物-水界面营养盐交换通量特征

沉积物-水界面 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 通量在整个养殖期间变化范围分别介于-2.96—7.60 和-1.00—3.15 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$,均值分别为(1.87±1.15)和(1.58±0.52) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 。整体上 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 主要是由沉积物向上覆水体释放,但在不同养殖阶段其沉积物-水界面交换通量呈现差异性,其中养殖初期和中期沉积物表现为

NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的释放源,而在养殖后期均表现为吸收汇(图 2a 和图 2b)。沉积物-水界面 PO_4^{3-} -P 通量与 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 通量变化趋势基本一致,呈现随养殖时间推移沉积物释放 PO_4^{3-} -P 通量逐渐降低且在养殖中期转变为对 PO_4^{3-} -P 的吸收(图 2d)。养殖期间 PO_4^{3-} -P 通量变化范围介于 $-0.79\text{--}4.95\text{ mg m}^{-2}\text{ h}^{-1}$,平均值为 $(1.22 \pm 0.62)\text{ mg m}^{-2}\text{ h}^{-1}$,整体上沉积物表现为上覆水体 PO_4^{3-} -P 的释放源。沉积物-水界面 NH_4^+ -N 通量亦呈现出随养殖时间推移交换通量逐渐减少的特征(图 2c),不同养殖阶段沉积物 NH_4^+ -N 通量变化范围介于 $19.23\text{--}91.73\text{ mg m}^{-2}\text{ h}^{-1}$,平均值为 $(46.18 \pm 13.82)\text{ mg m}^{-2}\text{ h}^{-1}$,表明沉积物始终表现为上覆水体 NH_4^+ -N 的释放源。

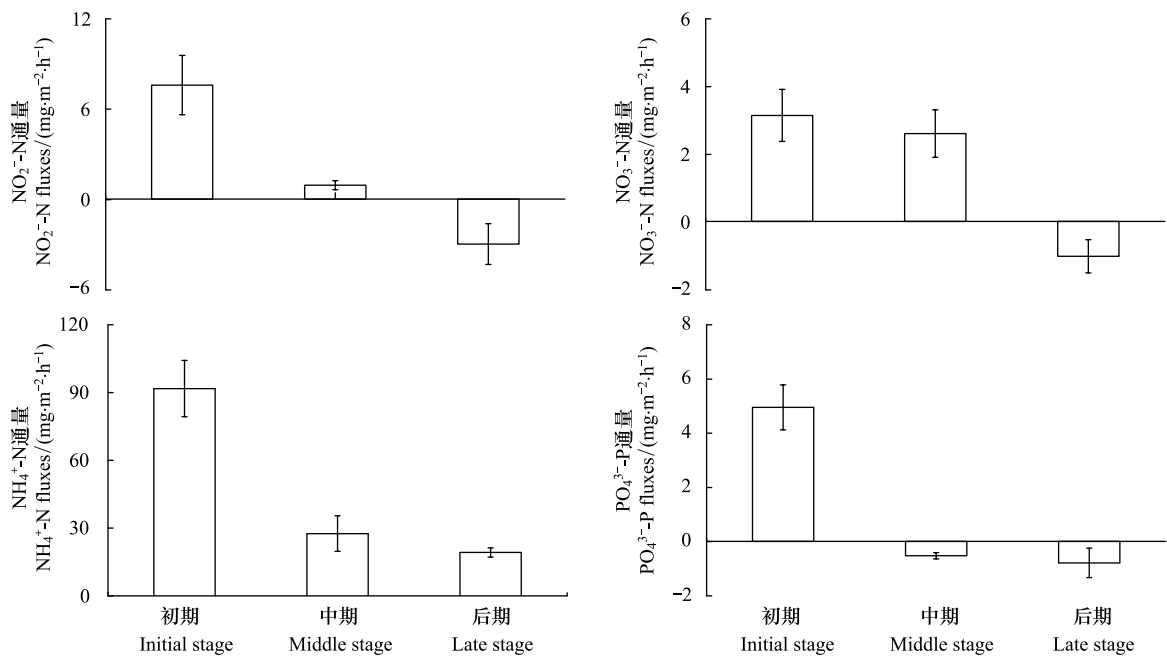


图 2 养殖期虾塘沉积物-水界面营养盐通量变化特征

Fig.2 Temporal variation of nutrients fluxes across the interface of sediment-water in shrimp ponds

2.4 沉积物-水界面营养盐通量与环境变量关系

相关分析结果显示,沉积物-水界面 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 通量分别与沉积物间隙水-上覆水 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 浓度梯度呈现显著正相关关系(图 3),与沉积物温度均呈现显著($P<0.05$)或极显著($P<0.05$)正相关关系,但与虾生物量均呈现极显著负相关关系($P<0.05$)(表 3)。此外, NO_2^- -N 通量与沉积物盐度呈显著正相关关系($P<0.05$)(表 3), NO_3^- -N 通量与沉积物 pH 呈极显著负相关关系($P<0.05$)(表 3), NH_4^+ -N 通量分别与沉积物粉粒、砂粒呈显著正相关和负相关关系($P<0.05$)(表 3)。

表 3 沉积物-水界面营养盐通量与沉积物理化性质及生物参数的 Pearson 相关性分析¹⁾

Table 3 Pearson's correlation coefficient between nutrients fluxes and sediment physiochemical properties, biological parameters in shrimp ponds

营养盐通 Nutrients fluxes	温度 Temperature	pH	孔隙度 Φ Porosity	盐度 Salinity	沉积物粒径组成 Sediment grain composition			虾生物量 Shrimp biomass
					粘粒 Clay	粉粒 Silt	砂粒 Sand	
NO_2^- -N	0.749 **	-0.309	0.181	0.454 *	-0.365	0.077	0.220	-0.744 **
NO_3^- -N	0.506 **	-0.520 **	0.277	0.245	0.128	0.168	-0.217	-0.636 **
NH_4^+ -N	0.362 *	-0.290	0.234	0.327	0.137	0.422 *	-0.407 *	-0.744 **
PO_4^{3-} -N	0.782 **	-0.289	-0.034	0.202	-0.152	-0.031	0.141	-0.744 **

** 表示显著性水平 $P<0.01$; * 表示显著性水平 $P<0.05$

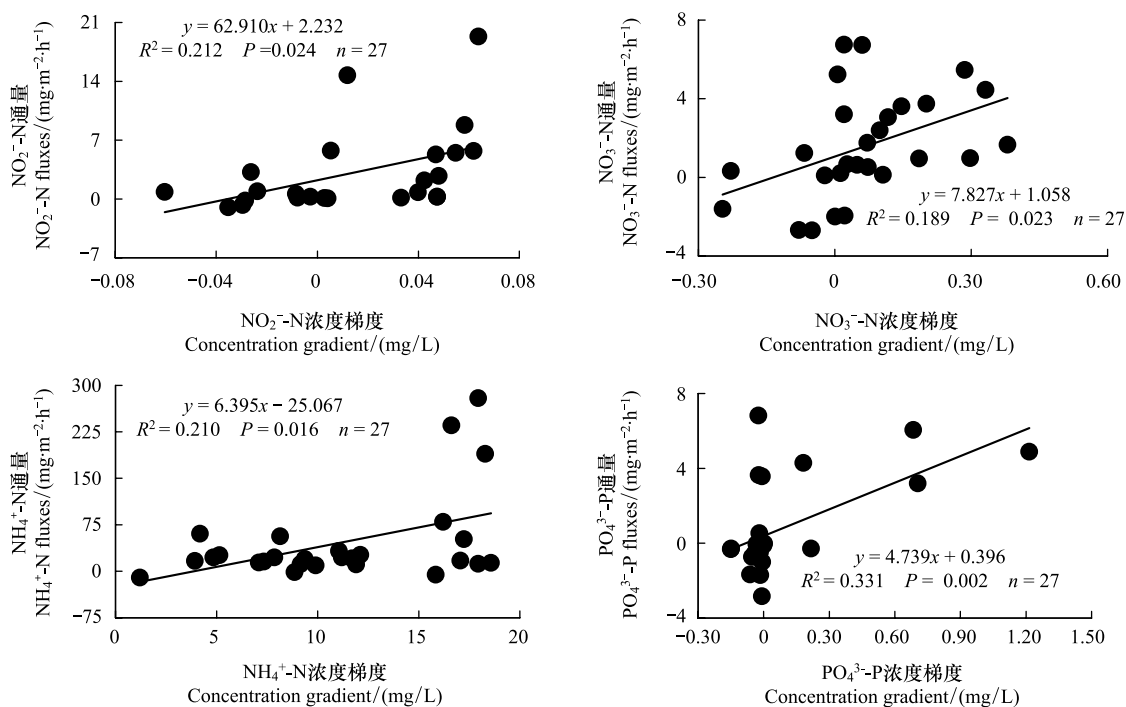


图3 虾塘沉积物-水界面营养盐通量与营养盐浓度差的相关关系(营养盐浓度梯度=间隙水营养盐浓度-上覆水营养盐浓度)

Fig.3 Relationships between nutrients fluxes concentration and the gradient of nutrients concentrations in shrimp ponds

3 讨论

3.1 养虾塘沉积物-水界面营养盐通量特征的主要影响因素

养殖期间,虾塘沉积物向上覆水体释放 $\text{NO}_x^- \text{-N}$ ($\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$) $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 通量均随着时间推移呈现明显降低的趋势,并且在养殖中期和后期分别开始表现为对上覆水体 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 和 $\text{NO}_x^- \text{-N}$ 吸收(图2)。首先,该变化特征可能与不同养殖阶段沉积物间隙水和上覆水之间的营养盐浓度差(梯度)有关。在养殖初期,一方面较高的温度促进了沉积物有机物分解,并由此致使沉积物间隙水中各形态无机氮和 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 含量较高^[20-21];另一方面,该阶段为虾苗投放初期,投喂的饵料较少,排泄物也相对较少,进而使得上覆水中各形态无机氮和 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 含量低于沉积物间隙水(表2)。因此,该种浓度梯度促使了沉积物间隙水营养盐在此阶段(养殖初期)向上覆水体中释放。相反,随着养殖时间推移,虾生长迅速,生命代谢活动旺盛,投喂的饵料和排泄物均显著增加,致使溶解无机氮、磷在水中积累并迅速增加;而间隙水中的营养盐含量随养殖时间推移因沉积物温度降低、pH 值增加等诸多因素的综合作用致使有机物分解速率变慢而降低。因此,该种浓度梯度易引起沉积物间隙水中各形态无机氮和 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 在此阶段(养殖中后期)向上覆水中的释放量降低,甚至转变为对上覆水营养盐($\text{NO}_x^- \text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$)的吸收。但对于 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 来说,由于养虾塘存在人工增氧的日常管理,水体通常维持着较高的溶解氧,而沉积物时常处于厌氧或缺氧状态;因此,与上覆水体相比,沉积物较强的还原(厌氧或缺氧)环境更有利于有机氮通过氨化作用释放出来的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 累积在间隙水中^[22],故沉积物间隙水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度在整个养殖阶段始终高于上覆水,即沉积物表现为上覆水体 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的释放源。相关分析结果显示,沉积物-水界面各形态氮和 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 通量分别与沉积物间隙水-上覆水各形态氮和 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 浓度差呈现显著正相关关系(图3),与沉积物温度均呈现显著($P < 0.05$)或极显著($P < 0.01$)正相关关系(表3),该结果初步表明沉积物间隙水-上覆水营养盐浓度差和沉积物温度的综合作用是调控沉积物-水界面营养盐通量变化的重要因素。类似的研究结果也被 Jensen 和 Andersen^[23]、Qu 等^[24]、Beck 等^[20] 和 Magni 等^[25] 报道。

对于养殖系统尤其是高密度精养的养虾塘,虾的日常觅食及其代谢活动产生的扰动作用对沉积物-水界

面营养盐交换通量具有不可忽视的影响^[26-27]。诸多研究表明,底栖动物的潜穴、爬行、觅食等扰动活动会加快底层营养盐扩散到亚表层和表层,对沉积物中氮、磷营养盐的释放具有促进作用^[28-31]。与前人研究结果有所不同,本研究发现,养殖塘沉积物向上覆水释放营养盐的能力随着虾体重增长呈现降低的趋势(表1和图3),其中 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 通量在中后期出现负值(即从上覆水体进入沉积物中)(图3),且各种营养盐通量与虾生物量呈现极显著负相关关系($P<0.01$,表3),表明虾的代谢及其日常觅食活动增强会抑制或降低沉积物中营养盐向上覆水体释放。其原因包括:一方面,正如前文所提及,随着虾的迅速生长,其代谢产物因饵料投喂和觅食量的增加而明显增加,易引起水体各类营养盐(特别是 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P)含量上升甚至超过沉积物间隙水中的含量(表2),由此会引起上覆水 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 向沉积物间隙水中扩散迁移,故在养殖中后期出现沉积物对 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 的吸收。另一方面, NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 均为溶解性物质,容易被水体中颗粒态和表层沉积物所吸附^[32-33],随着虾的迅速生长,其日常觅食活动对沉积物表面的扰动强度会增加,易引起表层沉积物悬浮,导致水体中悬浮物浓度迅速增加,从而更进一步增加了溶解性物质被吸附的可能性^[34];与此同时,表层沉积物在被虾扰动后,在一定程度上亦可促使上覆水溶解氧向亚表层沉积物渗透^[35],进而导致间隙水溶解氧浓度上升致使沉积物表层及亚表层形成一个较薄的氧化层,从而增强了表层沉积物中Fe、Mn等金属元素对 PO_4^{3-} -P等营养盐的吸附能力^[36-37],并且沉积物间隙水 NH_4^+ -N浓度因还原环境变弱而降低。

已有研究显示,沉积物-水界面营养盐交换通量时空异质性除受外部环境条件影响外,还直接与沉积物本身的物理化学特征直接相关。如沉积物酸碱性可通过作用于微生物(硝化细菌和反硝化细菌)活性、离子交换和沉积物对离子的吸附-解吸作用来影响沉积物-水界面营养盐交换通量^[38-40]。在酸性沉积物环境中,间隙水中 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 含量因pH值降低引起氢离子浓度增加以及氢离子的竞争吸附作用促使金属离子解吸能力增强而增加^[41];因此,沉积物向上覆水释放 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 含量往往会随pH降低而增加^[38, 40, 42]。本研究中,虾塘沉积物pH值在整个养殖期间均为酸性(表1),且随养殖时间推移pH呈现与沉积物-水界面 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 交换通量变化趋势相反的特征(表3),但对比不同养殖阶段交换通量及pH值发现,在 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 交换通量变化最为强烈的养殖初期和中期,其pH值差异并不显著,尽管pH值在养殖中后期呈现显著差异(表1),其通量变化却十分接近且差异性不显著(图2)。此外,本研究也对比不同养殖阶段沉积物粒径组成,发现3个阶段的不同沉积物粒径组成各自所占比例基本一致且差异性并不显著(除养殖初期砂粒所占比例显著高于养殖中期和末期外)(表1),并且多数情况下沉积物粒径与界面营养盐交换通量的相关性亦均未达到显著性水平(表3)。以上研究结果初步表明,不同养殖阶段沉积物本身的物理化学特征(如酸碱性、沉积物粒径大小等)对本研究中虾塘界面营养盐交换通量时间动态的影响相对较小。

沉积物-水界面营养盐交换通量除受界面附近的营养盐浓度梯度、温度、生物扰动等主要因素影响外,还与界面附近的氧化/还原环境有关。其中, NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 通量与沉积物-水界面的氧化/还原状态有着密切联系。相比养殖中后期,养殖初期虾塘水体人工增氧活动频率因虾的觅食代谢活动相对缓慢而较低,沉积物具有较高的厌氧(还原)环境。一方面,该还原环境易引起 Fe^{3+} 被还原为 Fe^{2+} ,胶体状的 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 可转化为可溶性的 $\text{Fe}(\text{OH})_2$,促使沉积物 PO_4^{3-} -P易于释放^[4];另一方面,沉积物向水体释放 NH_4^+ -N能力也因还原环境较强,氨化进程加快而增强。相反,养殖中后期频繁的人工增氧活动使得虾塘水体溶解氧浓度相对较高,而该阶段虾的强烈觅食代谢活动易促使水体溶解氧向沉积物渗透。因此,养殖中后期虾塘沉积物相对较高的氧化环境,有利于 Fe^{3+} 结合 PO_4^{3-} 形成胶体形式的 $\text{Fe}(\text{OH})_3$,吸附水中游离性的磷,从而抑制沉积物 PO_4^{3-} -P的释放^[4],进而引起上覆水体的 PO_4^{3-} -P向沉积物扩散。同时,沉积物向水体释放 NH_4^+ -N能力也因氧化环境增强,氨化进程受限制而降低。由于本研究未能对不同养殖阶段沉积物 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 进行测定,对于氧化还原环境对沉积物-水界面 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 交换进程影响的机理尚需进一步深入研究。

3.2 与其它水产养殖系统沉积物-水界面营养盐通量的比较

对比国内不同养殖系统沉积物-水界面营养盐交换通量发现,尽管本研究中养虾塘沉积物亦呈现 NO_2^- -N、

NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 释放与吸收特征,但沉积物整体上均呈现对上覆水营养盐的释放,其释放量不仅高于采用同种测定方法的其它水产养殖塘系统,亦明显高于海湾和港口养殖系统利用扩散模型法计算得到的界面营养盐通量,但与围隔养殖系统界面 NH_4^+ -N 释放通量相当(表 3)。陆基养虾塘沉积物-水界面具有较高的营养盐交换通量,其可能原因包括:(1)与其它养殖系统和养殖对象相比,虾类养殖周期短,养殖户会通过高强度的饵料投放来促使虾生长,加上虾的觅食代谢活动较缓慢,虾塘相对封闭,与外界系统交换频率低,致使大量的残余饵料沉降于沉积物表面或悬浮于上覆水体中,为较高的界面交换通量提供了充足的物质基础;(2)不同养殖系统间的沉积物温度差异起着关键性作用。与其它多数养殖系统相比,本研究位于南亚热带,较高的沉积物温度(整个养殖期间沉积物温度介于 28—32℃)为提高微生物活性和有机质矿化分解速率提供适宜的环境;(3)沉积物理化性质不同是引起上述差异性的另一个重要因素。与多数养殖系统相比,本研究中的养虾塘沉积物偏酸性、孔隙度较大(表 1),进而为沉积物中营养盐产生、沉积物-水界面营养盐交换提供更为适宜的理化环境。

表 4 国内不同养殖系统沉积物-水界面营养盐的交换通量比较¹⁾

Table 4 Comparison of nutrients fluxes across the interface of sediment-water in different aquaculture ecosystems in China

养殖系统 Aquaculture systems	研究区域 Study area	养殖对象 Aquaculture species	沉积物-水界面营养盐通量 ($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$) Nutrients fluxes across the interface of sediment-water				研究方法 Methods	参考文献 References
			NO_2^- -N	NO_3^- -N	NH_4^+ -N	PO_4^{3-} -N		
海湾养殖系统 Bay aquaculture systems	桑沟湾养殖区	综合养殖	-0.008—0.003	-0.020—0.020	0.030—0.170	-0.008—0.012	扩散模型(离心)	[43]
	桑沟湾养殖区	贝藻综合养殖	0.000—0.011	-0.010—0.170	-0.430—1.330	0.001—0.483	扩散模型(离心)	[44]
	大亚湾养殖区	红斑鱼、青蟹等	ND	ND	0.640—15.460	0.019—0.384	扩散模型(离心)	[10]
	大亚湾养殖区	鲢点石斑鱼等	-0.002—0.158	0.020—0.090	0.270—0.590	0.004—0.092	扩散模型(离心)	[8]
	唐岛湾养殖区	鲈鱼、黑头鱼	-0.001—0.014	-0.080—0.048	0.010—0.040	ND	扩散模型(离心)	[11]
港口养殖系统 Harbor aquaculture systems	舟山象山港养殖区	河鲀	-0.005—0.006	0.030—0.035	0.020—0.400	0.013—0.038	扩散模型(离心)	[45]
	宁波南沙港养殖区	鲈鱼、大黄鱼等	-0.003—0.017	-0.180—4.130	0.160—0.720	0.065—0.081	扩散模型(离心)	[12]
	宁波南沙港养殖区	贝类	-0.088—0.011	-0.230—0.790	0.140—0.730	0.019—0.265	扩散模型(离心)	[12]
围隔养殖系统 Enclosure aquaculture systems	山东省胶州市	草鱼单养+混养	ND	ND	-51.260—133.90	-646.1—13.24	原柱样静态模拟	[4]
水产养殖塘系统 Aquaculture pond systems	珠海市斗门区	罗非鱼	ND	-0.230—0.260	0.700—2.120	0.003—0.007	扩散模型(Peeper)	[5]
养殖系统	山东省荣成市	刺参	ND	ND	-3.640—3.700	-0.375—0.505	原柱样静态模拟	[46]
	荆州市崇湖渔场	黄颡鱼	-0.162—0.163	-0.890—2.760	-10.830—13.440	-0.275—0.538	原柱样静态模拟	[47]
	荆州市崇湖渔场	草鱼	-0.204—0.946	-0.163—0.129	-19.170—6.560	-0.204—0.946	原柱样静态模拟	[47]
	九龙江河口区	白对虾	-2.960—7.600	-1.000—3.150	19.230—91.730	-0.790—4.950	原柱样动态模拟	本研究

ND 表示没有数据

由于研究测定方法不同,不同研究测定的结果并不具有精确的可比性^[5],因此本研究与先前相关研究的比较仅作为养殖系统沉积物-水界面营养盐交换通量的大概评价。通常扩散模型法在估算交换通量时,更多地只是考虑营养盐在沉积物-上覆水之间的浓度梯度以及沉积物孔隙度、颗粒阻碍等因子对溶解态营养盐迁移扩散影响的理论通量值^[5],并且沉积物间隙水获取的方法多为传统破坏性的离心法^[4-5,48-49],这些因素均有可能导致养殖系统沉积物-水界面营养盐的交换通量被低估^[5,48]。相对于扩散模型法,原位柱状沉积物模拟法可基本不破坏沉积物性状,且在多种控制条件下进行模拟,特别是在模拟过程中会考虑到生物扰动等影响因素,因此在理论上该方法比扩散模型法的估算结果较为接近实际情况^[48,50]。但原位柱状沉积物模拟法也存在一些不足,如柱状体系的体积通常较小,易产生壁效应^[48],也会造成界面通量评估的不确定性。相对前述两种测定方法,水下原位模拟法可在不移动沉积物情况下进行模拟,能够真实反映沉积物的实际条件,其结果最接近实际;但该种方法费用较大、技术难度较高,目前在国际上仅被少数研究所采用^[9,51-53],国内研究中采用该方法的较为鲜见。

与先前研究相比,本研究也存在一些不足之处,其主要表现在:(1)只进行了3次野外样品采集和室内模拟培养实验,在实验观测频次上显得单薄,可能会低估或高估沉积物-水界面营养盐交换通量;(2)在培养过程中虽然考虑到根据不同养殖阶段虾的增长情况设定震荡频率,表征虾的扰动对界面营养盐交换通量带来的影响,但设定的频率与实际情况存在一定差距,所以该种频率的设置只能表征随养殖时间推移虾的扰动对界面交换通量影响强度的大概趋势;(3)与多数研究相似,沉积物间隙水是通过离心法获得,在样品处理过程中虽严格执行实验操作规范,仍不可避免少部分沉积物间隙水营养盐被氧化的可能性,进而可能会增加沉积物间隙水营养盐浓度测定值的误差;(4)未对沉积物微生物指标(硝化细菌、反硝化细菌及氨化细菌等)和一些具有吸附解吸能力的金属元素(Fe、Mn等)进行测定,不能从机理方面对研究结果给予解释与探讨。在今后研究工作中,需侧重利用Peeper法获取沉积物间隙水,增加野外样品采样频次和室内培养周期以及充分考虑测定微生物和Fe、Mn等重金属指标来完善该方面的研究。

4 结论

对九龙江河口养虾塘沉积物-水界面营养盐交换通量研究发现,虾塘沉积物在养殖期间整体上表现为上覆水体各类无机氮和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的释放源,其释放能力均呈现随时间推移而降低的特征,且沉积物-水界面溶解无机氮交换以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主;与其它养殖系统相比,九龙江河口养虾塘沉积物具有较高的营养盐释放量,尤其是在养殖初期或中期沉积物较高的无机氮释放是虾塘水质恶化的一个极具潜力的污染内源,对虾的健康生长将会产生负面效应。因此,控制沉积物无机氮释放是养虾塘养殖初期和中期重要的日常管理活动之一。

致谢:本研究获得福建师范大学地理科学学院研究生出国(境)访学资助计划和地理科学学院研究生科研创新项目(GY201601)给予的部分资金支持,在此表示感谢!感谢福建师范大学亚地理科学学院任鹏、杜威宁、张璟钰等同学在野外样品采集和室内分析中给予的帮助!同时,非常感谢审稿专家对本研究给予的宝贵意见!

参考文献(References):

- [1] Karakassis I, Tsapakis M, Hatzilyanni E, Papadopoulou K N, Plaiti W. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *Ices Journal of Marine Science*, 2000, 57(5): 1462-1471.
- [2] Sanz-Lázaro C, Marín A. Assessment of finfish aquaculture impact on the benthic communities in the Mediterranean Sea. *Dynamic Biochemistry, Process Biotechnology and Molecular Biology*, 2008, 2(S1): 21-32.
- [3] Sajana T K, Ghangrekar M M, Mitra A. Application of sediment microbial fuel cell for *in situ* reclamation of aquaculture pond water quality. *Aquacultural Engineering*, 2013, 57: 101-107.
- [4] 郭永坚, 沈勇平, 王芳, 张振东. 草鱼不同养殖模式实验围隔内沉积物-水界面营养盐通量的研究. *水生生物学报*, 2013, 37(4): 595-605.
- [5] 魏南, 余德光, 谢骏, 王广军, 郁二蒙, 龚望宝, 李志斐, 夏耘. 吉富罗非鱼温棚池塘上覆水-沉积物间隙水营养盐垂直分布特征及其界面交换通量. *中国水产科学*, 2015, 22(4): 716-728.
- [6] 吕元蛟, 李瑞娇, 张念, 赵峰, 谢从新, 张敏. 池塘残饵对底泥氮、磷释放影响的模拟研究. *环境科学*, 2014, 35(6): 2178-2184.
- [7] 丘耀文, 王肇鼎, 高红莲, 彭云辉. 大亚湾养殖水域沉积物-海水界面营养盐扩散通量. *热带海洋学报*, 1999, 18(3): 83-90.
- [8] 黄小平, 郭芳, 黄道建. 大亚湾典型养殖区沉积物-海水界面营养盐扩散通量及其环境意义. *海洋环境科学*, 2008, 27(S2): 6-12.
- [9] Gaertner-Mazouni N, Lacoste E, Bodoy A, Peacock L, Rodier M, Langlade M J, Orempuller J, Charpy L. Nutrient fluxes between water column and sediments: potential influence of the pearl oyster culture. *Marine Pollution Bulletin*, 2012, 65(10-12): 500-505.
- [10] Cheng X J, Zeng Y X, Guo Z R, Zhu L S. Diffusion of nitrogen and phosphorus across the sediment - water interface and in seawater at aquaculture areas of Daya Bay, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2014, 11(2): 1557-1572.
- [11] 蒋增杰, 崔毅, 陈碧鹃. 唐岛湾网箱养殖区沉积物-水界面溶解无机氮的扩散通量. *环境科学*, 2007, 28(5): 1001-1005.
- [12] 蒋增杰, 方建光, 毛玉泽, 王巍, 施慧雄, 焦海峰. 宁波南沙港养殖水域沉积物-水界面氮磷营养盐的扩散通量. *农业环境科学学报*, 2010, 29(12): 2413-2419.

- [13] 赵蕾, 王芳, 孙东, 董双林, 高勤峰, 柳炳俊. 草鱼复合养殖系统间隙水与上覆水中营养盐分布特征. 渔业科学进展, 2011, 32(2): 70-77.
- [14] 王海涛, 杨小茹, 郑天凌. 模拟潮汐和植被对湿地温室气体通量的影响研究. 环境科学学报, 2013, 33(12): 3376-3385.
- [15] Alongi D M, Pfitzner J, Trott L A, Tirendi F, Dixon P, Klumpp D W. Rapid sediment accumulation and microbial mineralization in forests of the mangrove *Kandelia candel* in the Jiulongjiang Estuary, China. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2005, 63(4): 605-618.
- [16] Zhang L, Wang L, Yin K D, Lü Y, Zhang D R, Yang Y Q, Huang X P. Pore water nutrient characteristics and the fluxes across the sediment in the Pearl River estuary and adjacent waters, China. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2013, 133: 182-192.
- [17] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范(第二版). 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [18] Cowan J L W, Boynton W R. Sediment-water oxygen and nutrient exchanges along the longitudinal axis of Chesapeake Bay: seasonal patterns, controlling factors and ecological significance. Estuaries, 1996, 19(3): 562-580.
- [19] 陈朱虹, 陈能汪, 吴殷琪, 莫琼利, 周兴鹏, 鲁婷, 田蕴. 河流库区沉积物-水界面营养盐及气态氮的释放过程和通量. 环境科学, 2014, 35(9): 3325-3335.
- [20] Beck M, Dellwig O, Liebezeit G, Schnetger B, Brumsack H J. Spatial and seasonal variations of sulphate, dissolved organic carbon, and nutrients in deep pore waters of intertidal flat sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2008, 79(2): 307-316.
- [21] Wang H, Holden J, Spera K, Xu X H, Wang Z D, Luan J H, Xu X, Zhang Z J. Phosphorus fluxes at the sediment - water interface in subtropical wetlands subjected to experimental warming: a microcosm study. Chemosphere, 2013, 90(6): 1794-1804.
- [22] 董慧, 郑西来, 张健. 河口沉积物孔隙水营养盐分布特征及扩散通量. 水科学进展, 2012, 23(6): 815-821.
- [23] Jensen H S, Andersen F O. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. Limnology and Oceanography, 1992, 37(3): 577-589.
- [24] Qu W C, Morrison R J, West R J, Su C W. Spatial and temporal variability in dissolved inorganic nitrogen fluxes at the sediment - water interface in lake Illawarra, Australia. Water, Air, and Soil Pollution, 2007, 186(1-4): 15-28.
- [25] Magni P, Como S, Montani S, Tsutsumi H. Interlinked seasonal variation in biogenic nutrient fluxes and porewater nutrient concentrations in intertidal sediments. Marine Biology, 2014, 161(12): 2767-2779.
- [26] Mai H, Fotadar R, Fewtrell J. Evaluation of *Sargassum* sp. as a nutrient-sink in an integrated seaweed-prawn (ISP) culture system. Aquaculture, 2010, 310(1-2): 91-98.
- [27] Adámek Z, Maršálek B. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. Aquaculture International, 2013, 21(1): 1-17.
- [28] Cline J M, East T L, Threlkeld S T. Fish interactions with the sediment-water interface. Hydrobiologia, 1994, 275-276(1): 301-311.
- [29] Matsuzaki S I S, Usio N, Takamura N, Washitani I. Effects of common carp on nutrient dynamics and littoral community composition: roles of excretion and bioturbation. Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie, 2007, 168(1): 27-38.
- [30] Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Vallier F, Gibert J. Laboratory study highlights the key influences of stormwater sediment thickness and bioturbation by tubificid worms on dynamics of nutrients and pollutants in stormwater retention systems. Chemosphere, 2008, 72(2): 213-223.
- [31] 李俊伟, 朱长波, 郭永坚, 颌晓勇, 黄国强, 陈素文. 光裸方格星虫(*Sipunculus nudus*)生物扰动对混养系统沉积物及间隙水中营养物质的影响. 渔业科学进展, 2015, 36(1): 103-110.
- [32] Rosenfeld J K. Ammonium adsorption in nearshore anoxic sediments. Limnology and Oceanography, 1979, 24(2): 356-364.
- [33] Froelich P N. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphate buffer mechanism. Limnology and Oceanography, 1988, 33(4): 649-668.
- [34] 罗澈葱, 秦伯强, 朱广伟, 孙小静, 洪大林, 高亚军, 谢瑞. 动力扰动下太湖梅梁湾水-沉积物界面的营养盐释放通量. 中国科学 D 辑 地球科学, 2005, 35(增刊 2): 166-172.
- [35] Eggleton J, Thomas K V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. Environment International, 2004, 30(7): 973-980.
- [36] Simpson S L, Apte S C, Batley G E. Effect of short-term resuspension events on trace metal speciation in polluted anoxic sediments. Environmental Science & Technology, 1998, 32(5): 620-625.
- [37] Pagès A, Teasdale P R, Robertson D, Bennett W W, Schäfer J, Welsh D T. Representative measurement of two-dimensional reactive phosphate distributions and co-distributed Iron(II) and sulfide in seagrass sediment porewaters. Chemosphere, 2011, 85(8): 1256-1261.
- [38] Hall P O J, Holby O, Kollberg S, Samuelsson M O. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. Marine Ecology Progress Series, 1992, 89: 81-91.
- [39] Holby O, Hall P O J. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. Marine Ecology Progress Series, 1991, 70: 263-272.

- [40] 宋洪旭, 邢荣莲, 陈丽红, 姜爱莉, 王会毅, 曹学彬. 温度和 pH 对刺参养殖池塘沉积物营养盐释放的影响. 湖北农业科学, 2015, 54(4): 835-842.
- [41] 梁淑轩, 贾艳乐, 闫信, 李洪波, 秦哲, 孙汉文. pH 值对白洋淀沉积物氮磷释放的影响. 安徽农业科学, 2010, 38(36): 20859-20862.
- [42] 杨玉玮, 高学鲁, 李培苗. 烟台四十里湾柱状沉积物氮形态地球化学特征. 环境科学, 2012, 33(10): 3449-3456.
- [43] 孙珊, 刘素美, 任景玲, 张继红, 蒋增杰. 桑沟湾养殖海域营养盐和沉积物—水界面扩散通量研究. 海洋学报, 2010, 32(6): 108-117.
- [44] 蔡立胜, 方建光, 董双林. 桑沟湾养殖海区沉积物-海水界面氮、磷营养盐的通量. 海洋水产研究, 2004, 25(4): 57-64.
- [45] 李聪, 沈新强, 晁敏, 平仙隐. 象山港河鲀养殖区沉积物-海水界面 N、P 营养盐的扩散通量. 海洋环境科学, 2010, 29(6): 848-852.
- [46] 郑忠明. 刺参养殖池塘沉积物—水界面营养盐通量的研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2009: 1-12.
- [47] 皮坤. 不同养殖模式池塘营养物质动态迁移特征[D]. 武汉: 华中农业大学, 2014: 1-65.
- [48] 李宝, 丁士明, 范成新, 钟继承, 赵斌, 尹洪斌, 张路. 滇池福保湾底泥内源氮磷营养盐释放通量估算. 环境科学, 2008, 29(1): 114-120.
- [49] 王志齐, 李宝, 梁仁君, 王立志. 南四湖内源氮磷释放的对比研究. 环境科学学报, 2013, 33(2): 487-493.
- [50] Cermelj B, Bertuzzi A, Faganeli J. Modelling of pore water nutrient distribution and benthic fluxes in shallow coastal waters (gulf of Trieste, northern Adriatic). Water, Air, and Soil Pollution, 1997, 99(1): 435-443.
- [51] Burger D F, Hamilton D P, Pilditch C A, Gibbs M M. Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, polymictic lake. Hydrobiologia, 2007, 584(1): 13-25.
- [52] De Vittor C, Faganeli J, Emili A, Covelli S, Predonzani S, Acquavita A. Benthic fluxes of oxygen, carbon and nutrients in the Marano and Grado Lagoon (northern Adriatic Sea, Italy). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2012, 113: 57-70.
- [53] Lacoste É, Gaertner-Mazouni N. Nutrient regeneration in the water column and at the sediment-water interface in pearl oyster culture (*Pinctada margaritifera*) in a deep atoll lagoon (Ahe, French Polynesia). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2016, 26, doi:10.1016/j.ecss.2016.01.037.