

文章编号: 1000-0615(2018)02-0246-11

DOI: 10.11964/jfc.20161210622

主养草鱼与主养黄颡鱼池塘沉积物—水界面 氮磷营养盐通量变化及与环境因子的关系

皮坤, 张敏*, 李保民, 李庚辰

(华中农业大学水产学院, 淡水水产健康养殖湖北省协同创新中心,
池塘健康养殖湖北省工程实验室, 湖北武汉 430070)

摘要: 为了探讨不同主养模式池塘养殖期间沉积物—水界面氮磷营养盐通量变化特征以及与环境因子之间的相互关系, 利用沉积物—水界面营养盐扩散通量的原位观测装置, 分析了2013年4—10月主养草鱼和主养黄颡鱼池塘沉积物—水界面营养盐交换通量, 并探讨了影响营养盐交换通量的因素。结果发现: ①在养殖初期, 各种形态氮磷在养殖池塘沉积物—水界面主要表现为从上覆水向沉积物的沉积, 养殖中后期, 由于温度升高以及池塘沉积物中营养物质的大量累积, 各种形态氮磷表现为以沉积物向上覆水扩散为主, 表明池塘沉积物是氮磷营养盐的源与汇; ②两种不同主养模式池塘氮磷通量的统计结果表明, 沉积物—水界面 NO_2^- -N、 NO_3^- -N和 PO_4^{3-} -P通量变化无显著差异, 而 NH_4^+ -N、TN和TP通量有显著差异; ③上覆水中DO含量的升高显著促进界面间 NO_2^- -N和 NO_3^- -N释放通量, 而 NH_4^+ -N和 PO_4^{3-} -P释放通量与上覆水DO浓度成显著负相关; 温度的升高对各种无机形态的氮磷通量有显著的促进作用。

关键词: 草鱼; 黄颡鱼; 沉积物—水界面; 氮; 磷; 扩散通量

中图分类号: Q 178.1; S 965.1

文献标志码: A

沉积物—水界面是氮、磷等营养物质存储、转移、循环的重要界面, 该界面上氮、磷通量的变化可作为反映水体富营养化程度的重要指标^[1]。研究养殖池塘沉积物—水界面营养盐的扩散对池塘水质的预测和控制, 以及营造良好的养殖生态环境, 实现养殖业可持续发展等具有重要意义^[2]。近年来, 国内外学者对沉积物—水界面营养盐释放的研究多集中在海湾、河口和湖泊等自然水体, 如朱爱美等^[3]对鳌山湾沉积物间隙水中营养盐含量和分布进行了相关研究; 叶曦文等^[4]研究了鸭绿江潮滩沉积物间隙水与上覆水中营养盐的分布; 李宝等^[5]估算出了滇池福保湾沉积物内源氮磷营养盐的释放通量。而在养殖水环境中, 相关研究多集中在海水养殖、网箱养殖和虾的养殖水体中, 如齐振雄等^[6]

开展了对虾养殖池塘氮磷收支的研究; 蒋增杰等^[7]研究了唐岛湾网箱养殖区沉积物—水界面溶解无机氮的扩散通量。然而针对淡水养殖池塘中沉积物—水界面营养盐通量的研究相对较少。

草鱼(*Ctenopharyngodon idella*)和黄颡鱼(*Pelteobagrus fulvidraco*)均具有肉质细嫩、适应能力强、饲养技术简单等特点, 是我国华中地区主要的淡水养殖鱼类品种, 但随着集约化和规模化养殖模式的推广, 高发病率和高污染性的问题伴随而来^[5-7]。本实验中的养殖池塘以草鱼和黄颡鱼作为主要养殖品种, 并配以鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)和鳙(*Aristichthys nobilis*)的两种混养模式为研究对象, 探究不同养殖模式下池塘沉积物—水界面氮磷释放(沉积)通量变化, 以期探讨不同主养模式下池塘沉积物—水界面

收稿日期: 2016-12-01 修回日期: 2017-04-20

资助项目: 国家大宗淡水鱼类产业技术体系专项(CARS-45); 公益性行业(农业)科研专项(201203083)

通信作者: 张敏, E-mail: zhm7875@mail.hzau.edu.cn

间氮磷等营养物质的迁移特征以及底层环境的变化规律,为池塘健康养殖的底层环境控制提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 实验设计

实验于2013年4—10月在湖北公安县崇湖渔场东北湖分场华中农业大学科研教学试验基地进行。为保证采样时间与天气状况基本一致,

选择每月中旬左右且天气较为晴好的时段开展现场观测实验。每一种养殖模式设置3个重复,即选取主养草鱼和主养黄颡鱼的池塘各3口。池塘面积均为0.28 ha,水深1.8~2.3 m,鱼苗投放如表1所示。实验池塘采用半封闭式养殖,主养草鱼池塘投喂海大牌草鱼膨化饲料,主养黄颡鱼池塘投喂海大牌黄颡鱼配合饲料;2种主养模式池塘中配合饲料投喂量约为鱼总重量的3%~5%,养殖过程中每一种养殖模式统一补水和换水。

表1 两种主养模式池塘鱼苗投放情况

Tab. 1 Stocking of the two aquaculture models ponds

模式 model	面积/ha area	草鱼 <i>C. idella</i>		黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i>		鲢 <i>H. molitrix</i>		鳙 <i>A. nobilis</i>	
		密度/(尾/m ²) density	规格/g size	密度/(尾/m ²) density	规格/g size	密度/(尾/m ²) density	规格/g size	密度/(尾/m ²) density	规格/g size
主养黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i> cultured ponds	0.28	0	0	17	11	0.11	60	0.06	60
主养草鱼 <i>C. idella</i> cultured ponds	0.28	16	20	0	0	0.11	60	0.06	60

1.2 采样与分析

样品采集时间为2013年4—10月的每月中旬左右,在池塘的中心处分别放置沉积物—水界面营养物质释放通量原位观测装置(图1, 20 cm×20 cm×20 cm),实验过程中将该装置轻轻放入池塘底部,静置30 min以后,从自吸装置吸取上覆水30 mL放入聚乙烯塑料瓶中,再通过补水装置补水30 mL后,静置24 h再次取上覆水30 mL放入

聚乙烯塑料瓶中,水样的贮存、运输和处理具体参照(HJ 493-2009)^[8]中的方法进行,同时现场测定上覆水的溶解氧(DO)、水温(T)、酸碱度(pH)。

池塘上覆水中DO、水温和pH采用YSI 6000进行现场测定;氨态氮(NH₄⁺-N)、亚硝态氮(NO₂⁻-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)、总氮(TN)、正磷酸盐(PO₄³⁻-P)以及总磷(TP)等指标均按照(GB 3838-2002)^[9]进行分析测定。

1.3 计算方法及数据处理

营养盐通量计算公式:

$$F = \frac{\Delta C \times V}{A \times t}$$

式中, F [mg/(m²·d)]表示营养盐通量; ΔC (mg/L)表示培养前后采集装置中上覆水营养盐浓度的变化; V (m³)表示采集装置中上覆水的体积; A (m²)表示采集装置的横截面积; t (d)表示采集装置放置时间^[10]。

计算结果正负表示沉积物中营养盐的释放或者沉积。采用SPSS 17.0软件进行数据统计分析。不同养殖模式池塘中营养盐通量做单因素方差分析(One-Way ANOVA),通过 t 检验(平均值成对二样本分析)比较单个月份内不同养殖模式间的差异,方差分析前先进行正态分布和方差齐性检验。以 $P < 0.05$ 作为差异显著水平。

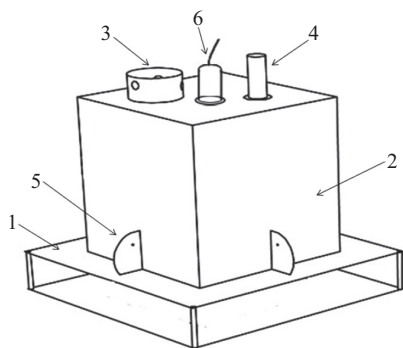


图1 沉积物—水界面营养物质释放通量原位观测

1. 支撑底板, 2. 密闭装置, 3. 补水装置, 4. 自吸装置, 5. 提升装置, 6. 搅动装置

Fig. 1 In situ device of nutrient flux in sediment-water interface

1. support plate, 2. hermetic device, 3. water supply device, 4. self-priming device, 5. hoisting device, 6. agitation device

2 结果

2.1 两种养殖模式池塘上覆水中DO、pH和水温变化特征

主养黄颡鱼池塘中, 养殖期间上覆水DO变化范围为3.1~5.8 mg/L, 均值为4.6 mg/L; 而主养草鱼为3.7~6.2 mg/L, 均值为5.1 mg/L; DO整体表现为主养草鱼池塘显著大于主养黄颡鱼池塘 ($P<0.05$)。养殖过程中, 沉积物—水界面水体pH变化范围较小, 分别为6.9~8.1(主养黄颡鱼)和7.3~8.1(主养草鱼), 均值分别为7.6和7.8, 统计结果显示2种养殖模式pH变化无显著差异 ($P>0.05$) (图2)。2种养殖模式沉积物—水界面水体水温变

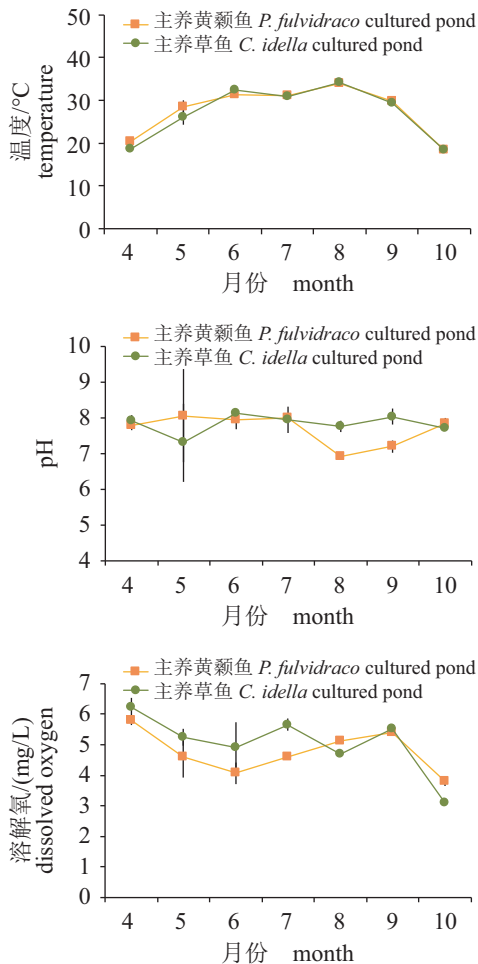


图2 两种养殖模式池塘上覆水中水温、pH和溶解氧变化趋势

图中数据为平均值(n=3), 误差线为标准差线, 下同

Fig. 2 Temporal variation of water temperature and DO, pH in overlying water in two aquaculture model ponds

Values are means (n=3), error bars reflect standard deviation, the same below

化范围为18.4~35.1 °C, 亦无显著差异 ($P>0.05$)。

2.2 两种养殖模式池塘上覆水中各种形态氮磷的变化特征

实验期间, 2种养殖模式池塘上覆水中 NO_2^- -N含量较低, 整体水平小于0.05 mg/L。上覆水中 NO_2^- -N含量在5、6月呈现增高趋势, 在7月后降低并保持较平稳趋势(图3)。主养黄颡鱼池塘上覆水中 NO_3^- -N含量变化范围为0.6~2.8 mg/L, 均值为0.97 mg/L; 主养草鱼池塘上覆水 NO_3^- -N变化范围为0.5~1.2 mg/L, 均值为0.78 mg/L。此外, 上覆水中 NO_2^- -N和 NO_3^- -N含量变化无显著的差异 ($P>0.05$)。2种养殖模式上覆水中 NH_4^+ -N含量波动较大(图3)。整体而言, 主养草鱼池塘上覆水中 NH_4^+ -N浓度显著高于主养黄颡鱼 ($P<0.01$), 其中主养草鱼池塘上覆水中的 NH_4^+ -N平均值为2.9 mg/L, 而主养黄颡鱼池塘上覆水中 NH_4^+ -N平均值为1.6 mg/L。2种养殖模式池塘上覆水中TN含量在养殖中后期较养殖初期略有上升, 同时主养黄颡鱼池塘上覆水中TN含量显著高于主养草鱼池塘 ($P<0.01$)。

2种养殖模式池塘上覆水中 PO_4^{3-} -P浓度均小于0.3 mg/L。变化范围分别为0.04~0.16 mg/L(主养黄颡鱼)和0.03~0.24 mg/L(主养草鱼), 均值分别为0.09和0.08 mg/L。时间序列上回归分析结果表明, 2种养殖模式上覆水中 PO_4^{3-} -P浓度随着养殖时间推移逐渐增大 ($r_{\text{黄颡鱼}}=0.71$, $r_{\text{草鱼}}=0.34$)。同时, 上覆水体中TP含量与 PO_4^{3-} -P变化趋势相似, 也随着养殖时间的推移有逐渐增大的趋势, 但是2种养殖模式上覆水中 PO_4^{3-} -P和TP含量无显著差异 ($P>0.05$)。

2.3 两种养殖模式池塘沉积物—水界面间各种形态氮的通量

从整个养殖过程 NO_3^- -N和 NO_2^- -N的通量变化情况分析, 养殖初期(4、5、6月)表现为沉积物对 NO_3^- -N和 NO_2^- -N的吸收, 而到了养殖中期(7、8月)多数转变为沉积物中 NO_3^- -N和 NO_2^- -N的释放; 而到养殖后期(10月), 则表现为 NO_3^- -N的吸收和 NO_2^- -N的释放(图4)。主养黄颡鱼池塘沉积物—水界面 NO_3^- -N通量变化范围为-21.4~66.2 mg/($\text{m}^2\cdot\text{d}$), 均值为1.1 mg/($\text{m}^2\cdot\text{d}$), NO_2^- -N通量变化范围为-3.7~3.9 mg/($\text{m}^2\cdot\text{d}$), 均值为-0.32 mg/($\text{m}^2\cdot\text{d}$); 主养草鱼池塘 NO_3^- -N通量变化范围为-4.9~22.7 mg/

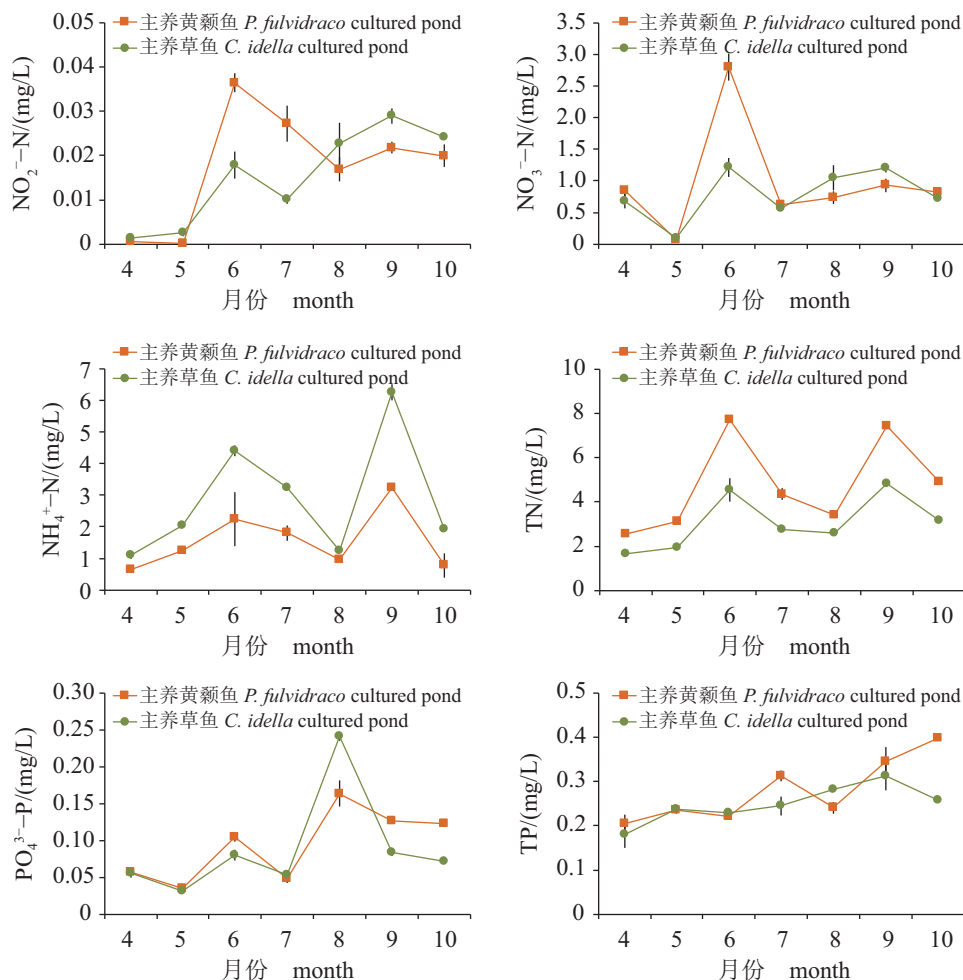


图3 两种养殖模式池塘上覆水中各种形态氮磷的变化特征

Fig. 3 Temporal variation of nitrogen and phosphorus in overlying water in two aquaculture model ponds

($\text{m}^2 \cdot \text{d}$), 均值为 $11.9 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 通量变化范围为 $-3.8 \sim 3.1 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 均值为 $-0.13 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。养殖初期(4、5月), 2种不同养殖模式间 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 通量和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 通量没有显著差异($P > 0.05$); 而在养殖中后期, 主要表现为主养草鱼池塘 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 通量显著高于主养黄颡鱼池塘($P < 0.05$)。

2种养殖模式池塘 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 养殖初期(4、5月)表现为沉积物对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的吸收, 6月和7月转变成沉积物中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的释放, 8、9、10月以沉积物对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 吸收为主。养殖各月份之间 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 通量变化规律较明显, 主养黄颡鱼池塘 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 通量变化范围为 $-259.9 \sim 322.5 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 均值为 $31.9 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; 主养草鱼池塘 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 通量变化范围为 $-455.5 \sim 157.5 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 均值为 $-101.1 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。整体而言, 黄颡鱼养殖模式中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 释放量显著高于主养草鱼池塘($P < 0.05$)。

此外, 主养黄颡鱼池塘TN通量变化范围为 $-290.8 \sim 140.1 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 均值为 $-89.1 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 主养草鱼TN通量变化范围为 $-723.1 \sim 246.4 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 均值为 $-35.7 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。养殖初期(4、5、6月)表现为沉积物对TN的吸收, 养殖中后期转变成沉积物中TN的释放, 但是2种养殖模式池塘中TN通量变化没有显著差异($P > 0.05$)。

2.4 两种养殖模式池塘中沉积物—水界面磷的通量

2种养殖模式池塘中养殖前期(4、5、6月) $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 通量变化主要表现为以沉积物吸收为主, 而在养殖中后期则逐渐转变为沉积物中 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 的释放。主养黄颡鱼 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 通量变化范围为 $-6.6 \sim 12.9 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 均值为 $2.8 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; 主养草鱼 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 通量变化范围为 $-4.9 \sim 22.7 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 均值为 $3.1 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。主养黄颡鱼池塘TP通常在养

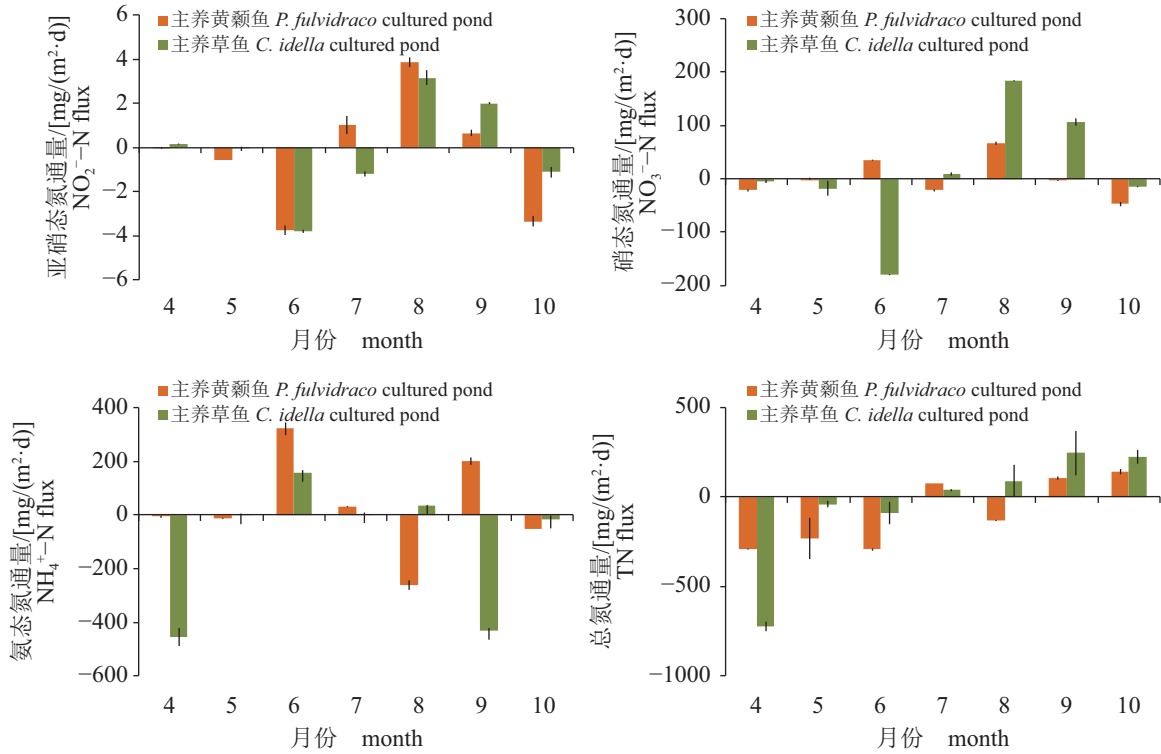


图 4 两种养殖模式池塘沉积物—水界面各种形态氮的通量变化

Fig. 4 Temporal variation of different form nitrogen fluxes at sediment-water interface in two aquaculture model ponds

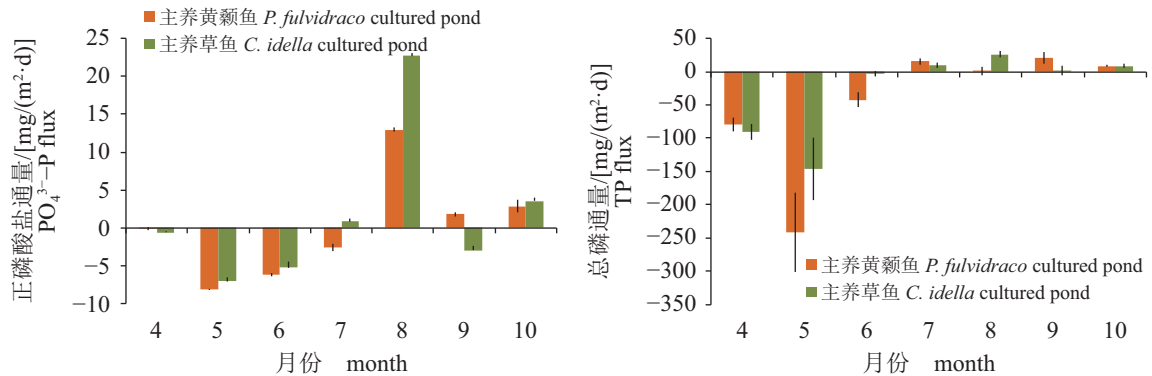


图 5 两种养殖模式池塘沉积物-水界面正磷酸盐和总磷的通量变化

Fig. 5 Temporal variation of $PO_4^{3-}-P$ and TP fluxes at sediment-water interface in two aquaculture model ponds

殖初期(4、5、6月)表现为沉积物TP的吸收, 养殖中后期转变成沉积物对TP的释放, 通量变化范围为-241.1~21.1 $mg/(m^2 \cdot d)$, 均值为-45.2 $mg/(m^2 \cdot d)$; 主养草鱼池塘TP通量变化范围为-146.2~64.9 $mg/(m^2 \cdot d)$, 均值为-27.7 $mg/(m^2 \cdot d)$ 。这与TN通量变化规律相似。此外, 统计结果表明, 2种养殖模式池塘 $PO_4^{3-}-P$ 和TP通量变化没有显著差异($P>0.05$)。

2.5 沉积物—水界面各种形态氮磷通量与环境因子的相互关系

将各种形态氮磷营养盐通量与养殖池塘上覆水体中DO, pH和温度进行相关分析, 结果表明: 2种养殖模式中沉积物—水界面 $NO_2^- -N$ 和 $NO_3^- -N$ 通量与上覆水中DO浓度成显著正相关关系; 而 $NH_4^+ -N$ 和 $PO_4^{3-} -P$ 的通量与DO浓度成显著负相关关系(表2); 此外, 2种养殖模式池塘中沉

表2 氮磷通量与环境因子的相互关系

Tab. 2 Relationship between the fluxes of nitrogen and phosphorus and environmental factors

模式 model		NO ₂ ⁻ -N		NO ₃ ⁻ -N		NH ₄ ⁺ -N		PO ₄ ³⁻ -P		TN		TP	
		r	P	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P
主养黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i> cultured ponds	DO	0.66	<0.01	0.46	<0.05	-0.37	<0.05	-0.29	<0.05	0.21	>0.05	0.01	>0.05
	pH	0.67	>0.05	0.56	>0.05	0.37	>0.05	0.86	<0.05	0.19	>0.05	0.46	>0.05
	T	0.34	<0.05	0.26	<0.05	0.17	<0.05	0.56	<0.01	0.11	>0.05	0.08	>0.05
主养草鱼 <i>C. idella</i> cultured ponds	DO	0.34	<0.05	0.57	<0.05	-0.51	<0.05	-0.28	<0.05	0.51	>0.05	0.24	>0.05
	pH	0.83	<0.05	0.82	<0.05	0.28	>0.05	0.72	<0.05	0.28	>0.05	0.47	>0.05
	T	0.45	<0.05	0.77	<0.05	0.41	<0.05	0.64	<0.01	0.35	>0.05	0.29	>0.05

积物—水界面无机形态氮磷通量与温度均成显著正相关关系。在主养黄颡鱼池塘上覆水中pH值的大小主要影响界面间PO₄³⁻-P的通量大小,与其呈显著的正相关关系($r=0.86$, $P<0.05$);而在主养草鱼池塘中pH值与NO₂⁻-N, NO₃⁻-N和PO₄³⁻-P呈显著正相关关系(表2)。

3 讨论

3.1 两种养殖模式沉积物—水界面不同形态氮的通量变化特征

沉积物—水界面的氮磷营养盐交换对水体中营养盐的收支和营养盐的循环动力学以及水体富营养化具有极其重要的作用^[10-12],并且鱼类养殖可以明显提高界面营养盐交换通量^[11]。养殖水体中无机态氮主要有溶解的N₂、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和NO₂⁻-N。本研究中主养黄颡鱼池塘沉积物—水界面NO₃⁻-N、NO₂⁻-N和NH₄⁺-N通量变化范围为-21.4~66.2 mg/(m²·d)、-3.7~3.9 mg/(m²·d)和-259.9~322.5 mg/(m²·d);主养草鱼池塘沉积物—水界面NO₃⁻-N、NO₂⁻-N和NH₄⁺-N通量变化范围为-4.9~22.7 mg/(m²·d)、-3.8~3.1 mg/(m²·d)和-455.5~157.5 mg/(m²·d)。本研究过程中养殖池塘沉积物—水界面间无机氮的通量相较张斌亮等^[13]研究的上海滨岸沉积物—上覆水中无机N释放通量要高,同时亦高于李聪等^[2]研究的象山港鱼类养殖区沉积物—水界面N营养盐的扩散通量。

本研究期间,NO₃⁻-N和NO₂⁻-N通量随时间变化情况较一致,说明二者具有较好的同源性^[3, 14]。在养殖初始阶段NO₃⁻-N通量表现为由水体向沉积物沉积,随着鱼类快速生长的养殖高峰期的

到来,无机氮通量转变为由沉积物向上覆水的释放。本研究过程中氮的通量与郭永坚等^[15]围隔内研究的草鱼营养盐通量的结果存在差异,其可能原因是本实验池塘为开挖的新塘,池塘底泥中尚未累积大量的营养,在养殖初期人为添加了的饵料和肥料在未被完全利用时会向池塘沉积物中汇集,而到了养殖后期,沉积物中已经累积了较多的残饵、鱼类粪便等营养物质。较高的硝化速率已能提供充足的NO₂⁻-N,不仅能满足迅速增加的反硝化速率的消耗,还能维持原有水平的氨化速率,造成NO₂⁻-N不断积累并向上覆水释放,引起上覆水中NO₂⁻-N的浓度升高,同时沉积物中NO₃⁻-N含量的上升使NO₃⁻-N的通量也转变为从沉积物向上覆水的释放为主^[16]。

养殖期间,2种主养模式NH₄⁺-N通量变化有显著的差异($P<0.05$)。已有研究表明草鱼排泄物主要是氨,随着温度的升高,排氨率也随之升高^[17],养殖中期,浮游植物优先吸收NH₄⁺-N,排泄的NH₄⁺-N刺激水体浮游植物的快速增殖,迅速消耗水体中的NH₄⁺-N,从而促进NH₄⁺-N转向从沉积物向水体释放。在养殖后期,反硝化速率超过氨化过程,使沉积物中产生的NH₄⁺-N减少,加之温度下降对NH₄⁺-N释放速率的影响^[18],导致NH₄⁺-N转为由上覆水向沉积物沉积。

养殖期间,2种养殖模式NO₂⁻-N浓度较低,NO₃⁻-N浓度先增大再减小,原因可能是养殖后期溶解氧降低,硝化作用减弱或是硝化作用致使NO₃⁻-N在缺氧条件下还原为气态N,从而造成再生N的流失^[11]。总体而言,上覆水体中NH₄⁺-N浓度显著高于NO₃⁻-N、NO₂⁻-N浓度,原因可能是沉积物—水界面水体DO浓度均较低,形成缺

氧环境,促使有机质被还原细菌大量降解,促进 NH_4^+ -N生成,同时抑制了硝化反应,导致 NO_3^- -N、 NO_2^- -N的浓度较低^[19]。上覆水氮磷营养盐的含量随着养殖的开展,均有不同程度的增加,主要是由于养殖中期为鱼类生长旺季,天气炎热,加之饵料、代谢物在底部腐烂,势必增高上覆水中N、P含量^[17]。由此可见,池塘养殖大大提高了养殖水体氮磷营养盐含量,使池塘沉积物成为具有较高释放潜力的污染内源^[20]。

3.2 两种养殖模式沉积物—水界面不同形态磷的流量变化特征

PO_4^{3-} -P流量主要受沉积物—水界面的氧化还原状态影响,在氧化环境中, Fe^{3+} 的氢氧化物对 PO_4^{3-} -P有很强的吸附能力;在还原环境中, Fe^{3+} 变成 Fe^{2+} ,使得磷易于释放^[21]。本研究中养殖初期底层水溶解氧较高, PO_4^{3-} -P主要以沉积为主,而养殖中后期底层水溶解氧下降, PO_4^{3-} -P则转变了沉积物向上覆水的释放。可能的原因是养殖初期人为投放的一些饵料及肥料增加了水体中 PO_4^{3-} -P的含量,养殖中后期随着饵料和粪便等有机碎屑在表层沉积物中的累积,在微生物作用下矿化产生较高的 PO_4^{3-} -P^[21]。此外,沉积物—水界面 PO_4^{3-} -P的释放和吸收是一种极为复杂的过程,如Song等^[22]发现酶促水解促进沉积物中磷的释放;Hernández等^[23]认为碱性磷酸酶能催化有机磷分解释放正磷酸盐;此外,水温升高促使微生物繁殖加快,促进沉积物中磷释放^[24]。

2种主养模式池塘养殖初期均表现为TN与TP向沉积物的沉积,养殖中后期转变成沉积物中TN和TP的释放。原因可能是前期水体中人为添加的有机质增加了水体中氮磷的含量,大量的未被利用的氮磷在沉积物中累积,到了养殖中后期,沉积物中累积的大量的氮磷等营养物质在环境条件发生改变时转向水体中释放,此时沉积物是养殖水体氮磷营养盐,尤其是溶解无机氮磷的重要输入源^[6]。2种养殖模式之间沉积物—水界面氮磷营养盐的扩散流量的差异并不显著,原因可能是养殖水域面积相对较小,长期的养殖活动向水体中输入了大量的营养物质,加之频繁水动力交换作用,使养殖池塘沉积物成为一个潜在的污染内源^[25-26]。

3.3 不同环境因子以及养殖模式对沉积物—水界面氮磷流量的影响

沉积物—水界面水体中无机态氮磷的交换流量是多个因素共同耦合作用的结果。水体温度、pH、DO、盐度、微生物作用、物质来源与输送速度、生物扰动以及动力因素等都会影响沉积物氮的形成、分解和释放,而且这些因素具有较强的相互作用和彼此影响的关联性,在很大程度上控制了沉积物中氮的赋存和分布^[27]。一般认为,在较为稳定的水域中,微生物作用是影响沉积物氮释放的主要因素,而温度和DO与微生物生命活动密切相关。此外,沉积物中磷的释放同样受到一系列环境条件的制约,其中氧化还原电位、pH、温度及有机质含量是最重要的影响因素。在相同的外部条件下,不同性状底泥的释磷机制存在着显著的差别,这种差异性归因于底泥不同的磷饱和度和磷组分的构成^[28]。根据沉积物—水界面间影响氮磷释放的主要环境因素,选择温度、pH和DO 3个因子进行监测,同时分析养殖池塘这3种因素与沉积物—水界面氮磷动态迁移特征的相互关系。

在诸多环境因子中,水温是影响水环境中各种理化反应和微生物活动的重要因素。温度越高,沉积物与水体之间的各种化学反应就越剧烈,同时微生物活动加强,促进生物扰动、厌氧转化和矿化作用,间接导致沉积物中耗氧增多,DO降低,氧化还原电位下降,促进磷的释放^[29]。同时温度越高, NO_2^- -N和 NH_4^+ -N的释放流量越大,因此各种形态氮磷流量与温度均成显著的正相关关系。

此外,DO决定了水体和沉积物的氧化还原状态。有研究表明,在好氧条件下,磷的释放被抑制,反之在厌氧状态下,沉积物中结合态磷被释放^[30];同时较高的氧化还原电位有利于沉积物中 NH_4^+ -N的硝化作用,使沉积物中 NO_3^- -N浓度增加,加快 NO_3^- -N向水体扩散。本研究中2种养殖模式中沉积物—水界面 NO_3^- -N和 NO_2^- -N流量与DO浓度成显著正相关关系。这与张洁帆等^[31]发现在富氧条件下 NO_3^- -N和 NO_2^- -N有较大的交换量的结果相一致。而 NH_4^+ -N和 PO_4^{3-} -P的流量与DO含量呈现负相关。

pH对沉积物与水体之间营养盐交换行为的影响通过离子交换作用和改变沉积物对磷酸盐

的吸附解析等方式来实现。本研究的统计结果表明各种形态氮磷通量与pH呈显著的正相关关系,尤其是在主养草鱼池塘中。水体的氧化还原电位随着pH值的增大而呈线性减小,在pH为碱性时,磷的主要形态为 H_2PO_4^- ,促进磷的释放^[32]。此外在不同pH环境条件下,氨态氮释放规律为碱性>酸性>中性^[33-35],本研究池塘水质为偏中性或碱性,故在碱性条件下氨态氮通量与pH成正相关。

4 结论

2种养殖模式池塘沉积物—水界面间氮磷营养盐交换方向在养殖初期主要表现为从上覆水向沉积物汇积,养殖中后期主要表现为从沉积物向上覆水扩散,表明池塘沉积物是氮磷营养盐的汇和源。

统计结果表明,2种养殖模式沉积物—水界面 NO_2^- -N、 NO_3^- -N和 PO_4^{3-} -P通量变化没有显著差异($P>0.05$), NH_4^+ -N、TN和TP通量变化有较显著差异($P<0.05$)。

氮磷营养物质通量与环境因子的相关分析表明, NO_2^- -N和 NO_3^- -N通量与上覆水DO浓度呈显著正相关关系, NH_4^+ -N和 PO_4^{3-} -P释放通量与上覆水DO浓度呈显著负相关关系;各种形态氮磷通量与pH均呈显著正相关关系;各种形态氮磷通量与温度均呈显著正相关。

参考文献:

- [1] 李宁波,李源.洱海表层沉积物营养盐的含量分布和环境意义[J].云南环境科学,2001,20(1):26-27.
Li N B, Li Y. Content, distribution and environmental significance of nutrient salts in surface sediments in Erhai Lake[J]. Yunnan Environmental Science, 2001, 20(1): 26-27(in Chinese).
- [2] 李聪,沈新强,晁敏,等.象山港河鲢养殖区沉积物—海水界面N、P营养盐的扩散通量[J].海洋环境科学,2010,29(6):848-852.
Li C, Shen X Q, Chao M, *et al.* Nitrogen and phosphorus fluxes in seawater-sediment in Xiangshan Bay[J]. Marine Environmental Science, 2010, 29(6): 848-852(in Chinese).
- [3] 朱爱美,叶思源,卢文喜.鳌山湾沉积物间隙水营养盐的含量及其分布[J].江苏环境科技,2006,19(S2):20-22.
Zhu A M, Ye S Y, Lu W X. The concentrations and distributions of nutrients in pore water of the Aoshan Bay[J]. Jiangsu Environmental Science and Technology, 2006, 19(S2): 20-22(in Chinese).
- [4] 叶曦雯,刘素美,张经.生物硅的测定及其生物地球化学意义[J].地球科学进展,2003,18(3):420-426.
Ye X W, Liu S M, Zhang J. The determination of biogenic silica and its biogeochemistry significance[J]. Advance in Earth Sciences, 2003, 18(3): 420-426(in Chinese).
- [5] 李宝,丁士明,范成新,等.滇池福保湾底泥内源氮磷营养盐释放通量估算[J].环境科学,2008,29(1):114-120.
Li B, Ding S M, Fan C X, *et al.* Estimation of releasing fluxes of sediment nitrogen and phosphorus in Fubao Bay in Dianchi Lake[J]. Environmental Science, 2008, 29(1): 114-120(in Chinese).
- [6] 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[J].水产学报,1998,22(2):124-128.
Qi Z X, Li D S, Zhang M P, *et al.* Experimental studies on nitrogen and phosphorus budget of shrimp culture pond[J]. Journal of Fisheries of China, 1998, 22(2): 124-128(in Chinese).
- [7] 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[J].环境科学,2007,28(5):1001-1005.
Jiang Z J, Cui Y, Chen B J. Diffusive fluxes of dissolved inorganic nitrogen across sediment-water interface in net-cage culture area of Tangdao Bay[J]. Environmental Science, 2007, 28(5): 1001-1005(in Chinese).
- [8] 中华人民共和国环境保护部.水质采样—样品的保存和管理技术规定(HJ 493-2009),2009.
Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. Water quality sampling-technical regulation of the preservation and handling of samples (HJ 493-2009), 2009(in Chinese).
- [9] 中华人民共和国环境保护部,中华人民共和国质量技术监督局.地表水质标准(GB 3838-2002).北京:中国标准出版社,2002.
Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China. Environmental Quality Standard for

- Surface Water (GB 3838-2002). Beijing: China Standards Press, 2002(in Chinese).
- [10] 宋金明, 李鹏程. 南沙群岛海域沉积物—海水界面间营养物质的扩散通量[J]. 海洋科学, 1996, 20(5): 43-50.
Song J M, Li P C. Studies on characteristics of nutrient diffusion fluxes across sediment-water interface in the district of Nansha Islands, South China Sea[J]. Marine Science, 1996, 20(5): 43-50.
- [11] 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[J]. 海洋水产研究, 2004, 25(4): 57-64.
Cai L S, Fang J G, Dong S L. Preliminary studies on nitrogen and phosphorus fluxes between seawater and sediment in Sungou Bay[J]. Marine Fisheries Research, 2004, 25(4): 57-64(in Chinese).
- [12] 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[J]. 海洋环境科学, 2008, 27(S2): 6-12.
Huang X P, Guo F, Huang D J. Nutrients diffusion fluxes in sediment-water interface in marine culture area of Daya Bay and its environmental significance[J]. Marine Environmental Science, 2008, 27(S2): 6-12(in Chinese).
- [13] 张斌亮, 刘敏, 侯立军, 等. 上海滨岸沉积物、上覆水中N含量及时空变化[J]. 长江流域资源与环境, 2002, 11(3): 250-254.
Zhang B L, Liu M, Hou L J, *et al.* Spatial and temporal variation in concentration of nitrogen in sediments and overlying water columns from Shanghai Coastal area[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2002, 11(3): 250-254(in Chinese).
- [14] Frankowski L, Bolalek J, Szostek A. Phosphorus in bottom sediments of Pomeranian Bay (Southern Baltic-Poland)[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2002, 54(6): 1027-1038.
- [15] 郭永坚, 沈勇平, 王芳, 等. 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[J]. 水生生物学报, 2013, 37(4): 595-605.
Guo Y J, Shen Y P, Wang F, *et al.* Nutrient fluxes across sediment-water interface in different Grass carp polyculture enclosures[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2013, 37(4): 595-605(in Chinese).
- [16] 郭永坚, 王芳, 董双林, 等. 草鱼不同混养模式下围隔底泥反硝化、硝化和氨化速率[J]. 中国水产科学, 2011, 18(4): 857-866.
Guo Y J, Wang F, Dong S L, *et al.* Benthic denitrification, nitrification, and nitrate reduction rates in a range of grass carp polyculture enclosures[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2011, 18(4): 857-866(in Chinese).
- [17] 郭永坚. 草鱼与凡纳滨对虾复合养殖池塘沉积物—水界面营养盐动态研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2011.
Guo Y J. Study on dynamics of nutrients across sediment-water interface in composite culture pond of grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) and shrimp (*Litopenaeus vannamei*)[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2011(in Chinese).
- [18] 周洪琪, 潘兆龙, 李世钦, 等. 摄食和温度对草鱼氮排泄影响的初步研究[J]. 上海水产大学学报, 1999, 8(4): 293-297.
Zhou H Q, Pan Z L, Li S Q, *et al.* Effect of feeding and temperature on nitrogenous excretion of grass carp, *Ctenopharyngodon idellus*[J]. Journal of Shanghai Fisheries University, 1999, 8(4): 293-297(in Chinese).
- [19] 王文强, 韦献革, 温琰茂. 哑铃湾网箱养殖海域沉积物中氮的地球化学形态分配特征[J]. 环境科学研究, 2004, 17(5): 15-18.
Wang W Q, Wei X G, Wen Y M. Distribution characteristics of the environmental geochemical forms for nitrogen in the sediment in cage farming sea area at Yaling Bay[J]. Research of Environmental Sciences, 2004, 17(5): 15-18(in Chinese).
- [20] 何玉新, 黄小平, 黄良民, 等. 大亚湾养殖海域营养盐的周年变化及其来源分析[J]. 海洋环境科学, 2005, 24(4): 20-23.
He Y X, Huang X P, Huang L M, *et al.* Annual variation and analysis of nutrients in aquaculture area of Daya Bay[J]. Marine Environmental Science, 2005, 24(4): 20-23(in Chinese).
- [21] 卢光明, 乐观宗, 钟明杰, 等. 锯缘青蟹养殖池塘中沉积物磷释放的初步研究[J]. 中国水产科学, 2010, 17(5): 1115-1120.
Lu G M, Le G Z, Zhong M J, *et al.* Phosphorus release in *Scylla serrata* (Forsk.) ponds' sediment[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2010, 17(5): 1115-1120(in Chinese).
- [22] Song C L, Cao X Y, Li J Q, *et al.* Contributions of phosphatase and microbial activity to internal phosphorus loading and their relation to lake eutrophication[J]. Sci-

- ence in China: SeriesD Earth Sciences, 2006, 49(S1): 102-113.
- [23] Hernández I, Pérez-Pastor A, Pérez Lloréns J L. Ecological significance of phosphomonoesters and phosphomonoesterase activity in a small Mediterranean river and its estuary[J]. *Aquatic Ecology*, 2000, 34(2): 107-117.
- [24] 高攀, 蒋明, 赵宇江, 等. 主养草鱼池塘水质指标的变化规律和氮磷收支[J]. *云南农业大学学报*, 2009, 24(1): 71-77.
- Gao P, Jiang M, Zhao Y J, *et al.* Variation rules of water quality and budget of nitrogen and phosphorus in ponds with grass carp as the dominant cultured species[J]. *Journal of Yunnan Agricultural University*, 2009, 24(1): 71-77(in Chinese).
- [25] 韦献革, 温琰茂, 王文强, 等. 哑铃湾网箱养殖对底层水环境的影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(2): 274-278.
- Wei X G, Wen Y M, Wang W Q, *et al.* Environmental impact of cage culture on bottom water in Yaling Bay[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(2): 274-278(in Chinese).
- [26] 王肇鼎, 彭云辉, 孙丽华, 等. 大鹏澳网箱养鱼水体自身污染及富营养化研究[J]. *海洋科学*, 2003, 27(2): 77-81.
- Wang Z D, Peng Y H, Sun L H, *et al.* Self-pollution and eutrophication in area of fish cage-farming in Dapengao cove[J]. *Marine Science*, 2003, 27(2): 77-81(in Chinese).
- [27] 吕晓霞, 宋金明, 袁华茂, 等. 南黄海表层沉积物中氮的潜在生态学功能[J]. *生态学报*, 2004, 24(8): 1635-1642.
- Lü X X, Song J M, Yuan H M, *et al.* The potential ecological roles of nitrogen in the surface sediments of the South Yellow Sea[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(8): 1635-1642(in Chinese).
- [28] Boström B, Pettersson K. Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments[J]. *Hydrobiologia*, 1982, 91: 415-429.
- [29] 林艳, 刘亚丽, 段秀举. 双龙湖底泥磷释放强度影响因素正交试验研究[J]. *资源环境与工程*, 2006, 20(1): 78-81.
- Lin Y, Liu Y L, Duan X J. The affection factors of phosphate release from the sediments in the Twin-Dragon Lake[J]. *Resources Environment & Engineering*, 2006, 20(1): 78-81(in Chinese).
- [30] 刘玉生, 邹兰, 郑丙辉. 光照、温度和藻类对底泥释放磷的影响[J]. *环境科学研究*, 1992, 5(2): 41-44.
- Liu Y L, Zou L, Zheng B H. The effects of illumination, temperature and algae on the release of phosphorus from suspended sediment in Lake Dianchi[J]. *Research of Environmental Sciences*, 1992, 5(2): 41-44(in Chinese).
- [31] 张洁帆, 李清雪, 陶建华. 渤海湾沉积物和水界面间营养盐交换通量及影响因素[J]. *海洋环境科学*, 2009, 28(5): 492-496.
- Zhang J F, Li Q X, Tao J H. Exchange flux and effect factors of nutrients between bottom sediment and water in Bohai Bay[J]. *Marine Environmental Science*, 2009, 28(5): 492-496(in Chinese).
- [32] 袁和忠, 沈吉, 刘恩峰, 等. 模拟水体pH控制条件下太湖梅梁湾沉积物中磷的释放特征[J]. *湖泊科学*, 2009, 21(5): 663-668.
- Yuan H Z, Shen J, Liu E F, *et al.* Characteristic of phosphorus release with the control of pH of sediments from Meiliang Bay, Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2009, 21(5): 663-668(in Chinese).
- [33] Boatman C D, Murray J W. Modeling exchangeable NH_4^+ adsorption in marine sediments: process and controls of adsorption[J]. *Limnology and Oceanography*, 1982, 27(1): 99-110.
- [34] 熊汉锋, 王运华, 谭启玲, 等. 梁子湖表层水氮的季节变化与沉积物氮释放初步研究[J]. *华中农业大学学报*, 2005, 24(5): 500-503.
- Xiong H F, Wang Y H, Tan Q L, *et al.* Seasonal dynamics of nitrogen in water and release of nitrogen from sediment in Liangzi Lake[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2005, 24(5): 500-503(in Chinese).
- [35] Trimmer M, Nedwell D B, Sivyer D B, *et al.* Nitrogen fluxes through the lower estuary of the river Great Ouse, England: the role of the bottom sediments[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1998, 163: 109-124.

Diffusion fluxes of nitrogen and phosphorus across sediment-water interface in different aquaculture model ponds

PI Kun, ZHANG Min*, LI Baomin, LI Gengchen

(College of Fisheries, Huazhong Agricultural University, Freshwater Aquaculture Collaborative Innovation Center of Hubei Province, Hubei Provincial Engineering Laboratory for Pond Aquaculture, Wuhan 430070, China)

Abstract: *Ctenopharyngodon idella* and *Pelteobagrus fulvidraco* are considered as two economically important aquaculture species in China with the largest production. The sediment-water interface in aquatic systems is a bridge connecting bottom sediments with the overlying water column. The transition zone between oxygenated overlying water and anoxic, or anaerobic, sediments forms over a gradient of just a few millimeter sand and can easily be disturbed by mechanical mixing (bioturbation). To determine the seasonal variance of nitrogen and phosphorus exchange in different aquaculture model ponds and explore the relationship between nitrogen and phosphorus fluxes and environment factors of overlying water in two polyculture systems, *C. idella* and *P. fulvidraco* aquaculture models ponds, we studied by in situ Observation device of nutrient flux in sediment-water interface from April to October of 2013. In situ experiments, benthic fluxes of nutrients at the sediment-water interface were measured, and its related factors were analyzed. During our experiment, nitrate, nitrite and TN were taken up by sediment in the beginning of the culture period (from Apr. to Jun.), while it changed to release from sediments to water in the middle and later stages of the culture period. Meanwhile, fluxes of PO_4^{3-} and TP presented the similar trends. Results also showed that the differences of concentration variation range of NO_2^- -N, NO_3^- -N and PO_4^{3-} -P were not significant between the two aquaculture models, however there were significant differences of NH_4^+ -N, TN and TP fluxes at sediment-water interface. Otherwise, there was significantly positive relationship between nitrite and nitrate fluxes and DO concentration, while there was negative relationship between NH_4^+ -N and PO_4^{3-} -P fluxes and DO concentration. Elevated temperature can promote different forms of nitrogen and phosphorus fluxes in aquacultural ponds.

Key words: *Ctenopharyngodon idella*; *Pelteobagrus fulvidraco*; sediment-water interface; nitrogen; phosphorus; diffusion fluxes

Corresponding author: ZHANG Min. E-mail: zhm7875@mail.hzau.edu.cn

Funding projects: The Earmarked Fund for China Agriculture Research System (CARS-45); Special Fund for Agro-scientific Research in the Public Interest Project (201203083)