

对虾养殖中后期虾塘沉积物的硝化与反硝化作用

张立通^{1,2} 孙 耀^{2*} 陈爱玲^{1,2} 赵从明³ 王彦怀³

(¹中国海洋大学化学化工学院, 青岛 266100)

(²农业部海洋渔业资源可持续利用重点开放实验室 中国水产科学研究院黄海水产研究所, 青岛 266071)

(³天津立达海水资源开发有限公司, 300280)

摘 要 2009 年 7~8 月, 通过使用乙炔抑制技术对对虾养殖池塘的投饵区和非投饵区沉积物硝化与反硝化速率进行了测定, 并同时用气相色谱法测定了虾塘表层 N₂O 浓度。结果表明, 虾塘沉积物硝化、反硝化和硝酸盐还原速率分别为 10.70~337.47 μmol/m²·h、1.10~17.92 μmol/m²·h、0.090~7.48 mmol/m²·h, 虾塘表层 N₂O 浓度为 5.98~10.90 nmol/L, 海-气交换通量为 1.76~3.89 μmol/m²·d。虾塘硝化与反硝化作用较为复杂, 不仅存在着显著的区域性差异, 而且呈现出明显的养殖季节变化特征, 其中 8 月中旬硝化与反硝化速率达到最高值, 而在整个养殖季节, 投饵区硝化速率约为非投饵区的 2~10 倍, 反硝化速率约为非投饵区的 1~4 倍。反硝化作用在虾塘生态系统的氮循环中扮演着重要角色, 其日无机氮去除量为 2.80 g/d, 占虾塘无机氮总输入的 2.34%, 占总输出的 2.56%。

关键词 虾塘 沉积物 硝化 反硝化 N₂O

中图分类号 5968.22 **文献识别码** A **文章编号** 1000-7075(2011)01-0067-08

Nitrification and denitrification in sediment of shrimp ponds in the late culture period

ZHANG Li-tong^{1,2} SUN Yao^{2*} CHEN Ai-ling^{1,2}
ZHAO Cong-ming³ WANG Yan-huai³

(¹College of Chemistry and Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100)

(²Key Laboratory for Sustainable Utilization of Marine Fisheries Resources, Ministry of Agriculture, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071)

(³Lida Seawater Resource Development Ltd., Tianjin 300280)

ABSTRACT The nitrification and denitrification rates in the sediments of the feeding and non-feeding areas of the shrimp culture pond were measured by applying acetylene inhibition technique, and the N₂O concentration in the surface water was determined by GC-ECD during July~August, 2009. The results showed that the rates of nitrification, denitrification, and nitrate reduction ranged between 10.70~337.47 μmol/m²·h, 1.10~17.92 μmol/m²·h, 0.09~7.48 mmol/m²·h respectively. Concentrations of N₂O in the surface water was 5.98~10.9

国家高技术研究发展计划(2006AA10Z415)项目资助

* 通讯作者。E-mail: sunyao@ysfri.ac.cn

收稿日期: 2010-03-13; 接受日期: 2010-04-22

作者简介: 张立通(1983-), 男, 硕士研究生, 主要从事海洋环境化学方面的研究。E-mail: friendly33@126.com

nmol/L and the air-water flux of N_2O ranged between $1.76 \sim 3.89 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. Nitrification and denitrification process in the sediments of the shrimp pond showed both significant regional differences and significant seasonal variations. In mid-August, nitrification and denitrification rates reached the highest values, and in the whole culture period, nitrification rates in the feeding area were 2~10 folds of the non-feeding area, and denitrification rates in the feeding area were 1~4 folds of the non-feeding area. Denitrification played an important role in the nitrogen cycle of the shrimp pond ecosystem, removing inorganic nitrogen at $2.80 \text{ g}/\text{d}$, accounting for 2.34% of the total input of inorganic nitrogen and 2.56% of the total output in the shrimp pond.

KEY WORDS Shrimp pond Sediment Nitrification Denitrification
Nitrous oxide

我国对虾养殖业从20世纪80年代兴起至今,已形成相当规模,2009年我国对虾养殖面积高达220 000 hm^2 。虾塘生态系统是一个半人工控制的重要的生态系统,其主要能量来源为人工投饵。人工投饵的特点是饵料只有部分被对虾摄食,未被摄食的那部分饵料和对虾及其他生物体的排泄物一起进入水体。这些排泄物和大量残饵,除一部分在沉降过程中进入水体或被生物利用外,大部分进入沉积物中。而从沉积物-海水界面溶出的营养盐和有机质又直接影响着虾塘水环境的营养水平,甚至造成虾池自身污染,是虾塘使用有效期缩短和虾病频繁发生的重要原因。

氮是虾塘生态系统新陈代谢作用中的关键元素之一,是虾塘生态系统营养状况的评估指标。发生在沉积物-水界面的硝化与反硝化作用过程,是沉积物氮素的迁移、转化和循环的主要过程,在生态系统的物质传递和能量循环中扮演着重要角色。在过去,硝化与反硝化作用很少被考虑在养殖生态系统氮收支和环境评估模型之中,但据 Tanaka 等(2004)和 Middelburg 等(1996)对海洋的研究结果,反硝化作用可去除海洋中 67%~80%的含氮化合物,而对河口海湾区的研究结果认为硝化与反硝化作用可清除 20%~60%的陆源氮负荷(Ogilvie *et al.* 1997; Trimmer *et al.* 1998; Nixon *et al.* 1995; Stockenberg *et al.* 1997; Barnes *et al.* 1998; Berelson *et al.* 1998; Beusekom *et al.* 1998)。由此可见,硝化与反硝化作用在虾塘生态系统氮收支和环境评估模型中同样可能成为不可忽视的部分。

为深入探究硝化与反硝化的作用机理、影响因素和作用,我国学者先后在我国的近海、河口和海湾进行了研究(徐继荣等 2005、2007;王东启等 2006、2007;白洁等 2007;李佳霖等 2009)。而硝化与反硝化过程在对虾养殖中后期的虾塘生态系统中的系统研究尚鲜有报道。对虾养殖中后期,对虾个体较大,投饵量加大,残饵量和排泄物也加大,由于残饵和虾体排泄物的大量积累和分解使得虾塘水环境严重富营养化。为此,本文选择了对虾养殖中后期为研究时间,投饵区和非投饵区为研究站位,采用乙炔抑制法对虾塘沉积物的硝化与反硝化作用进行系统研究,估算了沉积物-水界面硝化与反硝化作用对虾塘水体氮的清除作用、 N_2O 海-气交换通量,以期对养殖池塘富营养化和温室气体排放评估提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验虾塘概况

本实验在天津立达海水资源开发有限公司“对虾池塘精养环境综合生物修复技术体系的研究”(863计划)实验虾塘进行。该虾塘面积 667 m^2 ,水深约 2.0 m,内设增氧机和泡沫分离-充氧一体化设备,与贝类净化池、藻类净化池、生物滤池等串接,采用内循环的生态养殖模式。养殖对象为南美白对虾,放苗时间为5月上旬,放养密度为 75~90 万尾/ hm^2 。采用定点定时投喂,早期日投喂 6 次,按其体重的 1%~3%投喂鲜活卤虫;中后期日投喂 4 次,按其体重的 3%~5%投喂配合饲料,具体根据实际摄食情况适当调整。本研究设定虾塘

东西两对角为投饵区。其面积约为虾池面积的八分之一(图1)。

1.2 站位布设和样品采集

2009年7月中旬~8月底设定的研究站位均为虾塘投饵区和虾塘南北对角的非投饵区。

先使用自制采水器采集表层水于55 ml小口玻璃瓶中,加1 ml HgCl_2 饱和溶液固定,密封瓶口,用于测定表层 N_2O 浓度。再采集底层水经 $0.22\ \mu\text{m}$ 微孔滤膜(Whatman)过滤,去除原养殖水体中的微生物,用于培养实验用水。取该过滤水样200 ml, $-20\ ^\circ\text{C}$ 冷冻保存,用于测定 NO_3^- 、 NO_2^- 和 NH_4^+ 的含量。再取500 ml水制作乙炔饱和溶液。同时使用预先校正过的YSI®6600水质分析仪测定各站位的盐度、温度和溶解氧。

为了用于研究的沉积物样品的表面和层次结构尽可能不受扰动,本实验采用了自行研制的无扰动沉积物采样器分别在投饵区和非投饵区等站位采集沉积物样品。采样管内径 ϕ 为80 mm,长为1 m,材质为有机玻璃。每个站点采集两个平行样。

1.3 测定沉积物硝化与反硝化速率的实验设计

一定浓度的乙炔不仅能抑制氧化亚氮还原酶的活性使反硝化过程停留在 N_2O 阶段,而且能抑制 NH_4^+ 被氧化为 N_2O ,从而根据产生的 N_2O 的量来计算出反硝化速率。而参照样和乙炔抑制样中 NH_4^+ 积累量的差异就是沉积物的硝化速率。进而根据乙炔抑制样中 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 的总消耗量和反硝化消耗的差值计算出 $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 还原为氨的速率。

为了同时测定沉积物中的硝化、反硝化速率和硝酸盐还原速率,本研究采用改进的Kim等(1997)的乙炔抑制法。采集表层无扰动10 cm沉积物样品置于内径 ϕ 为50 mm、长为50 cm的有机玻璃培养管中,缓缓注入250 ml过滤后的底层水。培养实验设乙炔抑制组和对照组。为了使乙炔抑制组的水相乙炔体积分数达到10%,用20 ml乙炔饱和的底层水取代培养的底层水(乙炔采用乙炔钢瓶气,经 $\text{CuSO}_4 \rightarrow \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{NaOH} \rightarrow \text{CuSO}_4$ 四级过滤)。然后用250 μl 微量注射器沿沉积物的垂直方向每隔1 cm,透过培养管(预先打孔填充硅胶)从4个方向注入200 μl 乙炔饱和底层水。为了使管内溶解氧和营养盐均匀分布,在每个培养管距离沉积物7 cm处,悬置1个磁力搅拌子。将培养管置于水浴恒温同步培养箱中,培养箱的中央有电动磁力器每1 s转1圈。将水浴温度调整到与沉积物的现场温度相同,启动电磁搅拌器,开始实验,培养4 h。

在实验开始和结束时,按照取溶解氧的方法采集培养管内水样于55 ml小口玻璃瓶中,加1 ml HgCl_2 饱和溶液固定,密封瓶口,用于测定 N_2O 。剩余的水样过 $0.45\ \mu\text{m}$ 滤膜, $-20\ ^\circ\text{C}$ 冷冻保存,用于测定 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 的含量。

1.4 分析与测定方法

采样后尽快运回到实验室,按照海洋调查规范(GB 12763-91)测定养殖水样品的DIN。

氧化亚氮的测定采用顶空进样法,所用气相色谱仪为GC-14B(日本岛津,配ECD检测器),数据处理器采用N22010双通道色谱工作站(浙江大学智能信息工程研究所生产)。色谱柱为 $3\ \text{m} \times 3\ \text{mm}$ 的不锈钢填充柱(内填80/100目PorapakQ),色谱柱温为 $60\ ^\circ\text{C}$,进样口温度为 $100\ ^\circ\text{C}$,检测器温度为 $300\ ^\circ\text{C}$ 。所用载气为高纯 N_2 ,流量为 $40\ \text{ml}/\text{min}$,检测器基电流为 $1.0\ \text{nA}$ 。

2 结果与讨论

2.1 虾塘沉积物硝化与反硝化速率及其区域分布、时间变化

虾塘的部分水质参数见表1。从7月中旬至8月底,温度变化范围为 $23.12 \sim 29.80\ ^\circ\text{C}$,盐度为 $32.25 \sim$

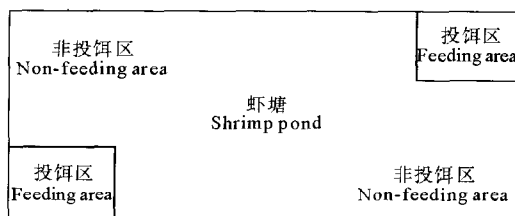


图1 虾塘采样站位

Fig. 1 Sampling stations in the shrimp pond

32.80,溶解氧 DO 为 6.22~6.98 mg/L,亚硝酸盐浓度为 0.68~14.97 $\mu\text{mol/L}$,铵盐为 4.93~52.03 $\mu\text{mol/L}$,硝酸盐为 1.16~11.87 $\mu\text{mol/L}$ 。随着养殖时间的推移,虾塘水质参数也发生相关变化。从 7 月中旬至 8 月底,温度、亚硝酸盐、铵盐、硝酸盐等参数基本上呈 8 月中旬前先增大、8 月中旬后减小的趋势,而盐度和 DO 变化不明显。

表 1 虾塘的部分水质参数

Table 1 Some environmental parameters in water of the shrimp pond

时间 Time	温度(°C) Temperature	盐度 Salinity	溶解氧(mg/L) Dissolved oxygen	亚硝酸盐 Nitrite ($\mu\text{mol/L}$)	铵盐 Ammonium ($\mu\text{mol/L}$)	硝酸盐 Nitrate ($\mu\text{mol/L}$)
2009-07-15	23.12	32.65	6.22	3.66	18.40	1.16
2009-07-30	25.00	32.56	6.98	0.68	18.40	4.43
2009-08-15	29.80	35.25	6.76	14.97	52.03	11.87
2009-08-30	23.50	32.80	6.45	1.25	4.93	2.27

从 7 月中旬至 8 月底虾塘沉积物的硝化速率为 10.70~337.47 $\mu\text{mol/m}^2 \cdot \text{h}$,反硝化速率为 1.10~17.92 $\mu\text{mol/m}^2 \cdot \text{h}$,硝酸盐还原速率为 0.090~7.48 $\text{mmol/m}^2 \cdot \text{h}$,结果见表 2。其中,投饵区沉积物的硝化、反硝化和硝酸盐还原速率分别为 96.34~337.47 $\mu\text{mol/m}^2 \cdot \text{h}$ 、5.19~17.92 $\mu\text{mol/m}^2 \cdot \text{h}$ 、0.38~7.48 $\text{mmol/m}^2 \cdot \text{h}$;非投饵区沉积物的硝化、反硝化和硝酸盐还原速率分别为 10.70~141.84 $\mu\text{mol/m}^2 \cdot \text{h}$ 、1.10~15.49 $\mu\text{mol/m}^2 \cdot \text{h}$ 、0.090~6.13 $\text{mmol/m}^2 \cdot \text{h}$ 。投饵区沉积物的硝化、反硝化、硝酸盐还原速率总体上比非投饵区大,但是相差的程度各异。投饵区和非投饵区的硝化、反硝化、硝酸盐还原速率呈现出相同的变化趋势,即先变大、到 8 月中旬最高点后变小的趋势。

表 2 虾塘沉积物硝化、反硝化与硝酸盐还原速率

Table 2 Nitrification, denitrification, and nitrate reduction rates of the sediment in the shrimp pond

研究项目 Item	研究区域 Sampling area	日期 Date			
		2009-08-30	2009-07-15	2009-07-30	2009-08-15
硝化速率 Nitrification rate ($\mu\text{mol/m}^2 \cdot \text{h}$)	投饵区 Feeding area	107.0	227.5	337.5	96.34
	非投饵区 Non-feeding area	10.70	107.0	141.8	51.65
反硝化速率 Denitrification rate ($\mu\text{mol/m}^2 \cdot \text{h}$)	投饵区 Feeding area	5.19	7.65	17.92	12.33
	非投饵区 Non-feeding area	1.10	2.23	15.49	8.93
硝酸盐还原速率 Nitrate reduction rate ($\text{mmol/m}^2 \cdot \text{h}$)	投饵区 Feeding area	1.68	2.02	7.48	0.38
	非投饵区 Non-feeding area	1.59	0.70	6.13	0.09

本研究虾塘采用东西对角为投饵区,南北对角为非投饵区,由于人工投饵和对虾的活动导致投饵区和非投饵区沉积物构成有所差异。投饵区表层沉积物主要由残饵、粪便和生物残骸等构成,由于这些物质的腐解,使投饵区的总氮和有机质含量升高(孙耀等 1997),为硝化与反硝化作用提供物质来源。另外,沉降于虾塘底部的残饵不断腐解,消耗了沉积物间隙水的 DO,可能提供了比非投饵区更适合于进行反硝化作用的缺氧条件

(Hamersley *et al.* 2002)。因此,在各采样时间点,温度、盐度、pH、DO、水体物质浓度等相同的情况下,投饵区沉积物硝化速率约为非投饵区的 2~10 倍,投饵区沉积物反硝化速率约为非投饵区的 1~4 倍(表 1 和表 2)。

虾塘沉积物硝化与反硝化速率呈现出明显的养殖季节变化特征,变化范围较大。硝化速率最高值约为最低值的 3.5~13 倍;反硝化速率最高值约为最低值的 3.5~14 倍。8 月中旬硝化与反硝化作用最强,7 月中旬硝化与反硝化作用最弱(表 2)。这可能与控制硝化与反硝化作用进行的主导因素——温度有关。7 月中旬,对虾处于幼虾时期,体长和体重较小,摄食旺盛,排粪和残饵相对较少,水质和底质污染较轻。而到 8 月中旬,随着对虾体长增长、体重增加,所需要的饵料量也增加,而此时白天光照较强、温度较高(29.80 °C)(表 1),影响了对虾的正常摄食。由于对虾不能正常摄食而造成的大量残饵积累,使投饵区沉积物的有机质含量升高,为硝化与反硝化作用提供物质来源。温度是影响硝化与反硝化作用的重要因素之一,而温度对反硝化速率的重要作用,不仅体现在通过影响微生物活性和反应速度决定反硝化速率,而且控制沉积物中耗氧速率(Trimmer *et al.* 1998)。高温条件下,沉积物微生物活性增强,地球化学反应速度加快,反硝化潜力变大(Barnes *et al.* 1998),同时矿化和硝化反应在沉积物表层较快发生。硝化作用在 DO 和有机质等满足条件下,硝化速率随着温度的升高显著增加;在反硝化反应所需 NO_3^- 满足的条件下,反硝化速率随温度升高也显著增加(Pattinson *et al.* 1998)。而正是随着养殖时间的增加,虾塘物理、化学、生物等环境条件的相互作用,才使得硝化与反硝化速率呈现出明显的时间性变化特征。

2.2 虾塘沉积物硝化、反硝化、还原速率与其他研究水域的比较

沉积物硝化、反硝化、硝酸盐还原速率与河口海湾区相近(表 3),主要是由于本实验虾塘为人工受控并经综合治理的新虾塘,水环境和底质条件较好。其中沉积物的硝化作用较强烈,硝化速率与珠江口和 Tama 河口等相近,而快于大亚湾、Hiroshima 湾、Chesapeake 湾和 Kysing 湾等;虾塘沉积物反硝化作用较弱,反硝化速率明显慢于珠江口、Tama 河口、Chesapeake 湾、Kysing 湾和以色列滩涂施肥鱼塘等;虾塘沉积物硝酸盐还原速率较大,与 Hiroshima 湾、珠江口和 Tama 河口等相近(徐继荣等 2005、2007;Usui *et al.* 2001;Kim *et al.* 1997;

表 3 不同研究水域沉积物硝化、反硝化、硝酸盐还原速率的结果比较

Table 3 Nitrification, denitrification, and nitrate reduction rates in part of the global waters

地点 Sampling area	硝化速率 Nitrification rate ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)	反硝化速率 Denitrification rate ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)	硝酸盐还原速率 Nitrate reduction rate ($\text{mmol}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)	文献 Reference
大亚湾 Daya Bay	0~4.68	0~2.88	—	徐继荣等(2007)
广岛湾(日本) Hiroshima Bay	0~21.36	0~4.93	0~56.71	Kim 等(1997)
珠江口 Zhujiang Estuary	320~2 430	30.00~840	4.17~13.06	徐继荣等(2005)
多摩川河口(日本) Tama River Estuary	246~716	214~1 260	0.337~1.74	Usui 等(2001)
切萨皮克湾(美国) Chesapeake Bay	41.67~68.45	59.52~2 199.40	—	Henriksen 等(1998)
凯兴峡湾(丹麦) Kysing Fjord	68.45~80.36	8.93~3 300.60	—	Hansen 等(1981)
以色列滩涂施肥鱼塘 Fertilized inter-tidal fish pond in Israel	—	<7 140	—	Schroeder(1987)
虾塘 Shrimp pond	10.70~337.47	1.10~17.92	0.38~7.48	本研究 This study

注:—表示缺少数据

Note:—, No data

Henriksen *et al.*, 1998; Hansen *et al.*, 1981; Schroeder 1996)。沉积物硝化与反硝化作用受沉积物环境的深刻影响,是物理、化学、生物等多种环境因子相互作用的结果。Usui 等(2001)在 Tama 河口沉积物硝化与反硝化作用的研究结果显示,上覆水 NO_3^- 浓度和 DO 含量可能影响硝化与反硝化作用的发生,而温度升高,硝化作用加强,加速了 N_2O 的产生。Kim 等(1997)认为硝化与反硝化速率的快慢主要取决于沉积物的温度和上覆水的 DO 浓度。而在珠江口、大亚湾的研究结果与此相似,还认为硝化和反硝化速率与沉积物中 NO_3^- 、 NH_4^+ 的含量、电势(Eh)值和有机质含量有关(徐继荣等 2005、2007)。

2.3 反硝化作用对虾塘无机氮收支的贡献

笔者参考相关文献,对该生态系统各主要生物体无机氮输入与输出量进行了估算,结果见表 4。反硝化作用日去除无机氮量为 2.80 g/d,占虾塘无机氮总输入的 2.34%,占总输出的 2.56%。Acosta 等(1994)发现罗非鱼养殖池塘底泥反硝化作用氮损失只占其输入的 1%左右;Briggs 等(1994)估计泰国养虾池底泥反硝化作用加上氨挥发占氮输入的 13%左右;Seitainger 等(1993、1996)对 6 个湖泊与海岸沉积物的研究结果显示,反硝化作用占氮输入的 7%~35%和 1%~36%。本研究硝化与反硝化作用占氮输入的比例与罗非鱼养殖池塘和泰国养虾池的结果相近,而小于 6 个湖泊和海岸的研究结果。这主要是因为本虾塘虾排泄氮占氮总输入的绝大部分,而在氮输出环节,浮游植物的消耗起主要作用,因此反硝化作用小于湖泊和海岸带的反硝化作用。

表 4 虾塘无机氮收支情况
Table 4 Inorganic nitrogen budget in the shrimp pond

	变量 Variable	总无机氮 DIN(g/d) Total inorganic nitrogen	比例(%) Percentage
	虾排泄 Nitrogen excretion of shrimp	103.04	94.50
	500kg 牡蛎 Nitrogen excretion of 500 kg oyster	4.31	3.95
输入 Import	饵料溶出 Nitrogen dissolved from the feed	1.01	0.93
	沉积物溶出 Nitrogen released from sediment	0.27	0.25
	微型浮游动物排泄 Nitrogen excretion of microzooplankton	0.71	0.65
	50kg 龙须菜固氮 Nitrogen removed by 50kg <i>Gracilaria sjoestedtii</i> Kylin	15.08	13.80
输出 Export	初级生产力固氮 Nitrogen removed by primary production	91.38	83.64
	硝化反硝化作用 Nitrogen removed by nitrification and denitrification	2.80	2.56

2.4 我国对虾养殖水域对我国海域 N_2O 释放量的估算

根据每次实验时测定的平均风速、表层海水中溶解 N_2O 的浓度、现场水温和盐度以及测得的大气中的 N_2O ,根据 Liss 等(1986)和 Wannikhof(1992)中的公式分别计算了不同时间的 N_2O 海-气交换通量及其平均值,结果见表 5(正值表示虾塘释放 N_2O ,负值表示虾塘吸收 N_2O)。

虾塘 N_2O 海-气交换通量存在明显的时间变化,其中 8 月中旬达到最高值(表 4)。利用通量公式计算的

虾塘 N_2O 海-气交换通量平均值分别为 1.76、3.89 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, 明显低于胶州湾年平均 N_2O 海-气交换通量 (9.29、19.20 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)、Colne 河口 (266 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)、东京湾 (23 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) 等, 而与长江口 (4.10、8.60 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) 相近 (Zhang *et al.* 2006; Dong *et al.* 2004; Hashimoto *et al.* 1999; 张峰 2004)。

表 5 虾塘 N_2O 水-气交换通量Table 5 Water-air fluxes of N_2O in the shrimp pond

日期 Date	表层 N_2O 浓度 (nmol/L) Concentration of N_2O in the surface seawater	表层 N_2O 饱和度 (%) Saturation of N_2O in the surface seawater	F(LM86) ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)	F(W92) ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)s
2009-07-15	7.25	105.26	0.15	0.57
2009-07-30	5.98	91.78	-0.23	-0.87
2009-08-15	10.9	194.62	6.90	15.33
2009-08-30	7.01	103.02	0.23	0.51
平均值 Average	7.79	123.67	1.76	3.89

3 结语

以上研究结果表明, 虾塘沉积物中的硝化与反硝化作用较为复杂, 不仅存在着显著的时间差异, 而且同一时间的不同区域沉积物中的硝化与反硝化速率也不同, 速率范围分别为 10.70~337.47 和 1.10~17.92 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ 。该速率值与河口海湾区相近, 主要是由于本实验虾塘为人工受控并经综合治理的新虾塘, 水环境和底质条件较好。

本研究估算了反硝化作用在虾塘氮循环中的作用, 经估算, 反硝化作用日去除无机氮量为 2.80 g/d, 占虾塘无机氮总输入的 2.34%, 占总输出的 2.56%, 小于湖泊和海岸。主要是因为本虾塘虾排泄氮占氮总输入的绝大部分, 而在氮输出环节, 浮游植物的初级生产力起到了主要作用。

虾塘 N_2O 海-气交换通量存在明显的季节变化, 表层 N_2O 年平均海-气交换通量为 1.76~3.89 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 。

参 考 文 献

- 王少彬, 苏维瀚. 1993. 中国地区氧化亚氮排放量及其变化的估算. 环境科学, 14(3): 42~46
- 王东启, 陈振楼, 许世远, 达良俊, 毕春娟, 王军. 2007. 长江口潮滩沉积物反硝化作用及其时空变化特征. 中国科学, B辑: 化学, 37(6): 604~611
- 王东启, 陈振楼, 王军, 许世远, 杨红霞, 陈华, 杨龙元, 胡玲珍. 2006. 夏季长江河口潮间带反硝化作用和 N_2O 的排放与吸收. 地球化学, 35(3): 221~226
- 白洁, 王晓东, 李佳霖, 宋亮, 于江华, 魏皓, 张桂玲. 2007. 北黄海沉积物-水界面反硝化速率及影响因素研究. 中国海洋大学学报, 37(4): 653~656
- 孙耀, 殷丽, 宋云利. 1997. 虾塘养殖中有机质自身污染速率及程度的研究. 海洋科学, 4: 44~49
- 李佳霖, 白洁, 高会旺, 王晓东, 于江华, 张桂玲. 2009. 长江口海域夏季沉积物反硝化细菌数量及反硝化作用. 中国环境科学, 29(7): 756~761
- 张峰. 2004. 黄海及长江口海域溶解氧化亚氮和甲烷的分布及海-气交换通量研究. 青岛: 中国海洋大学, 3: 22~48
- 徐继荣, 王友绍, 殷建平, 王清吉, 张凤琴, 何磊, 孙翠慈. 2005. 珠江口入海河段 DIN 形态转化与硝化和反硝化作用. 环境科学学报, 25(5): 686~692
- 徐继荣, 王友绍, 殷建平, 孙翠慈, 张凤琴, 王清吉, 何磊, 董俊德. 2007. 大亚湾海域沉积物中的硝化与反硝化作用. 海洋与湖沼, 38(3): 206~211
- Acosta-Nassar, M. V., Morell, J. M., and Corredor, J. E. 1994. Nitrogen budgets of a tropical semi-intensive freshwater fish culture pond. World Aquaculture Society, 25, 261~227
- Barnes, J., and Owens, N. J. P. 1998. Denitrification and nitrous oxide concentrations in the Humber estuary, UK, and adjacent coastal zones. Marine Pollution Bulletin, 37: 247~260

- Berelson, W. M., Heggie, D., Longmore, A., Kilgore, T., Nicholson, G., and Skyring, G. 1998. Benthic nutrient recycling in Port Phillip Bay, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46: 917~934
- Beusekom, J. E. E. V., and Jonge, V. N. D. 1998. Retention of phosphorous and nitrogen in the Ems estuary. *Estuaries*, 21: 527~539
- Briggs, M. R. P., and Fvng-Smith, S. J. 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp culture ponds in Thailand. *Aquaculture Research*, 25: 789~811
- Ciceron, R. J. 1987. Changes in stratospheric ozone. *Science*, 237: 35~42
- Dong, L. F., Nedwell, D. B., Underwood, G. J. C., Thornton, D. C. O., and Rusmana, I. 2002. Nitrous oxide formation in the Colne Estuary, England; the central role of nitrite. *Appl. Environ. Microbiol.* 68(3): 1 240~1 249
- Hamersley, M. R., and Howes, B. L. 2002. Control of denitrification in a septage-treating artificial wetland; the dual role of particulate organic carbon. *Water Res.* 36: 4 415~4 427
- Hansen, J. I., Henriksen, K., and Blackburn, T. H. 1981. Seasonal distribution of nitrifying bacteria and rates of nitrification in coastal marine sediments. *Microb. Ecol.* 7: 297~300
- Hashimoto, S., Gojo, K., Hikota, S., Sendai, N., and Otsuki, A. 1999. Nitrous oxide emissions from coastal waters in Tokyo Bay. *Mar. Environ. Res.* 47(3): 213~223
- Henriksen, K., and Kemp, W. M. 1988. Nitrification in estuarine and coastal marine sediments. New York: John Wiley and Sons, 207
- Kim, D. H., Matsuda, O., and Yamamoto, T. 1997. Nitrification, denitrification and nitrate reduction rates in the sediment of Hiroshima Bay, Japan. *J. Oceanogr.* 53: 317~324
- Liss, P. S., and Merlivat, L. G. 1986. Air-sea gas exchange rates; Introduction and synthesis. In: *The role of air-sea exchange in geochemical cyclings*. New York: D. Reidel Publishing Company, NATO ASI Series, 113~127
- Middelburg, J. J., Soetaert, K., Herman, P. M. J., and Heip, C. H. R. 1996. Denitrification in marine sediments; A model study. *Global Biogeochemical Cycles*, 10: 661~673
- Nixon, S. W., Granger, S. L., and Nowicki, B. L. 1995. An assessment of the annual mass balance of carbon, nitrogen and phosphorous in Narragansett Bay. *Biogeochemistry*, 31: 15~61
- Ogilvie, B., Nedwell, D. B., Harrison, R. M., Robinson, A., and Sage, A. 1997. High nitrate, muddy estuaries as nitrogen sinks; the nitrogen budget of the River Colne estuary (United Kingdom). *Marine Ecology Progress Series*, 150: 217~228
- Pattinson, S. N., Garcia, R. R., and Whitton, B. A. 1998. Spatial and seasonal variation in denitrification in the Swale-Ouse system, a river continuum. *Sci. Total Environ.* 210: 289~305
- Schroeder, G. L. S. 1987. Carbon and nitrogen budgets in manured fish ponds on Israel's coastal plain. *Aquaculture*, 62(3-4): 259~279
- Seitzinger, S. P., and Giblin, A. E. 1996. Estimating denitrification in North Atlantic continental shelf sediments. *Biogeochemistry*, 35(1): 235~260
- Seitzinger, S. P., Nielsen, L. P., Caffrey, J., and Christensen, P. B. 1993. Denitrification measurements in aquatic sediments; A comparison of three methods. *Biogeochemistry*, 23(3): 147~167
- Stockenberg, A., and Johnstone, R. W. 1997. Benthic denitrification in the Gulf of Bothnia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45(6): 835~843
- Tanaka, T., Guo, L. D., Deal, C., Tanaka, N., Whitley, T., and Murata, A. 2004. N deficiency in a well-oxygenated cold bottom water over the Bering Sea shelf; Influence of sedimentary denitrification. *Continental Shelf Research*, 24: 1 271~1 283
- Trimmer, M., Nedwell, D. B., Sivyer, D. B., and Malcolm, S. J. 1998. Nitrogen fluxes through the lower estuary of the Great Ouse, England; the role of the bottom sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 163: 109~124
- Usui, T., Koike, I., and Ogura, N. 2001. N₂O production, nitrification and denitrification in an estuarine sediment. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* 52(6), 769~781
- Wanninkhof, R. 1992. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *J. Geophys. Res.* 97(C5): 7 373~7 382
- Zhang, G. L., Zhang, J., Xu, J., and Zhang, F. 2006. Distributions, sources and atmospheric fluxes of nitrous oxide in Jiaozhou Bay. *Estuarine, Coast and Shelf Sci.* 68(3-4): 557~566