

## 曝气充氧对城市污染河道内源铵态氮释放的控制\*

凌芬<sup>1</sup>, 刘波<sup>1,2</sup>, 王国祥<sup>1\*\*</sup>, 许宽<sup>1</sup>, 周锋<sup>1</sup>, 杜旭<sup>1</sup>

(1: 南京师范大学地理科学学院, 南京 210046)

(2: 南通大学地理科学学院, 南通 226000)

**摘要:**以城市污染河道沉积物和上覆水为研究对象,利用模拟实验方法,探讨不同曝气充氧方式(水曝气 EW、底泥曝气 ES)对污染河道内源铵态氮( $\text{NH}_4^+$ -N)释放的影响. 研究发现:从间隙水和沉积物中 $\text{NH}_4^+$ -N的削减效果来看,底泥曝气均要优于水曝气;实验结束后,底泥曝气组沉积物与间隙水中 $\text{NH}_4^+$ -N含量分别减少63.39%和43.33%,水曝气组分别减少了7.54%和13.98%;从沉积物-水界面 $\text{NH}_4^+$ -N的扩散通量变化来看,水曝气组界面通量高于对照组,其变化规律与对照组相似;底泥曝气组沉积物-水界面 $\text{NH}_4^+$ -N扩散通量变化过程完全不同于其它两组,在整个试验周期内(除第5 d以外),底泥曝气组的通量低于水曝气组,在第15 d最低,为 $13.73 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ,仅为水曝气组和对照组的14.68%和19.93%,表明底泥曝气组沉积物 $\text{NH}_4^+$ -N的释放潜力低于水曝气组沉积物.

**关键词:**城市河道;曝气方式;内源;铵态氮释放

## The role of aeration in reducing internal $\text{NH}_4^+$ -N release from polluted urban river channel

LING Fen<sup>1</sup>, LIU Bo<sup>1,2</sup>, WANG Guoxiang<sup>1</sup>, XU Kuan<sup>1</sup>, ZHOU Feng<sup>1</sup> & DU Xu<sup>1</sup>

(1: *School of Geographical Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, P. R. China*)

(2: *School of Geographical Science, Nantong University, Nantong 226000, P. R. China*)

**Abstract:** To determine the  $\text{NH}_4^+$ -N release from polluted river channel sediments, water and sediment samples were collected. We examined sedimentary  $\text{NH}_4^+$ -N release under two aeration conditions: aerating to water (EW) and aerating to sediments (ES). The experimental results showed that the effect of  $\text{NH}_4^+$ -N removal in ES was higher than that in EW, which removed the  $\text{NH}_4^+$ -N both from pore water and sediments. In the ES group, the concentrations of  $\text{NH}_4^+$ -N in sediment and pore water were decreased by 63.39% and 43.33%, respectively. However, the values of  $\text{NH}_4^+$ -N in sediments and pore water were merely decreased by 7.54% and 13.98%, respectively, in the EW group. The variation of the diffusion flux of  $\text{NH}_4^+$ -N was similar between the control group and the EW group across the sediment-water interface, with the value of the EW higher than that of the control group. The diffusion flux of  $\text{NH}_4^+$ -N in the ES group was completely different from the other two groups. Throughout the trial period (other than section 5 d), the value of flux in the ES group was lower than that in the EW group, and the lowest concentration was showed up in the first 15 d. The value was  $13.73 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , which just accounted for 14.68% in the EW group and 19.93% in the control group, respectively. Our results indicated that the  $\text{NH}_4^+$ -N in the cores of sediment aeration group had a lower release potential than that in the cores of water aeration group.

**Keywords:** Urban river channel; aeration methods; internal source;  $\text{NH}_4^+$ -N release

氮作为水生生态系统的主要营养元素,被认为是水生生态系统初级生产力的关键限制性因子<sup>[1]</sup>,氮不仅是水体的主要营养元素,而且往往是水质的最主要污染物质<sup>[2]</sup>,沉积物中的氮素是水生生态系统中氮的

\* 国家自然科学基金项目(41173078)、江苏省科技厅科技支撑计划项目(BE2008677)和江苏省太湖水环境治理专项基金项目(TH2010303)联合资助. 2012-02-21 收稿;2012-04-26 收修改稿. 凌芬,女,1986年生,硕士研究生; E-mail: nepia\_lf@163.com.

\*\* 通信作者; E-mail: wangguoxiang@nynu.edu.cn.

重要源和汇<sup>[3-4]</sup>. 我国城市河道的铵态氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )含量过高是导致水质恶化的主要原因<sup>[5]</sup>. 随着“雨污分流”等制度的实施,外源污染逐渐得到控制,富集于河道沉积物中的含氮物质释放成为城市河道氮素污染的主要来源. 城市河道内源铵态氮控制与削减日渐引起关注.

曝气充氧技术因其投入成本低、见效快,在国内外城市污染河道的治理中被广泛使用<sup>[6-7]</sup>. 目前还鲜见曝气充氧对污染河道内源铵态氮释放与控制的系统研究,多数实验研究集中在溶解氧(DO)对污染水体的铵态氮调控机制方面<sup>[8-11]</sup>. 研究发现提高污染水体的DO一方面可以促进水体硝化反应进程,进而降低水体铵态氮负荷<sup>[12]</sup>,另一方面可以改变水体、尤其是沉积物-水界面的氧化还原条件及相关物质组成,控制底泥含氮污染物质的释放<sup>[13-14]</sup>. 但是从曝气充氧技术在治理污染河道的实践运用来看,对于含氮物质,尤其是 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的控制并没有起到有效的作用<sup>[15]</sup>. 显然,曝气充氧条件下污染河道沉积物内源氮的释放与控制还有待深入研究.

为了解曝气充氧条件下城市污染河道内源铵态氮释放与控制的作用,本实验采用室内模拟方法,从城市污染河道采集原位沉积物和上覆水构建曝气模拟实验系统,研究曝气充氧对内源氮释放的影响,并探讨不同曝气方式(底泥曝气和水曝气)对污染河道内源氮释放控制的差异及原因,从而就曝气充氧对城市污染河道内源氮控制机制作初步探讨.

## 1 材料与方法

### 1.1 沉积物与水样

2011年6月,利用自制柱状底泥采样器采集南京某污染河道沉积物,同步采集上覆水,并迅速运回实验室. 底泥经均化处理分析理化性质,包括pH、含水率(W%)、烧失率(LOI)等. 水样经0.45  $\mu\text{m}$ 滤膜过滤作为实验用水,过滤后水样放入冰箱,4 $^{\circ}\text{C}$ 蔽光保存,备用.

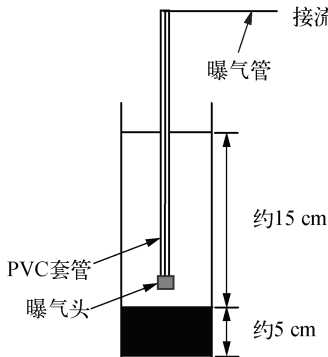


图1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the laboratory scale device

### 1.2 实验方法

整理箱(3只,20L)注入自来水,安置加热泵(设置温度为25 $^{\circ}\text{C}$ ),作为控温水浴装置. 将均化后的底泥迅速分装至实验容器内(90 mm  $\times$  500 mm),底泥厚度约5 cm(约500 g),用虹吸法注入实验用水1200 ml,避免底泥扰动,实验装置如图1所示. 实验分为3组,每组设3个重复,编号为EW、ES和EC. EW为水曝气组,将微孔曝气头(气泡尺寸为1~3 mm)安置距底泥顶部上方约2 cm处(以不扰动表层底泥的最低位置为准),表层底泥不悬浮;ES为底泥曝气组,将微孔曝气头(气泡尺寸为1~3 mm)安置在底泥顶部下方2 cm处,表层底泥悬浮;EC为对照,无曝气措施. 底泥部分用避光材料包裹,以模拟实验河道实际情况,后整体移入整理箱. 实验系统静置3 d后用曝气机进行曝气,曝气参数均为1 L/min,6 h/d. 15 d后停止曝气,实验在25 d结束.

### 1.3 样品采集与分析

上覆水通过预设于距底泥表面2 cm处的采样管,每天曝气前用注射器准确抽取20 ml水样,每次取样后,向实验装置中补入20 ml备用水样,曝气结束后隔天采样. 在第0、5、10、15、20、25 d分别在各组中取3根有机玻璃柱,排干上覆水后研究沉积物,用离心法(4000转/min,20 min)获得间隙水. 把取得的上覆水和间隙水用0.45  $\mu\text{m}$ 的滤膜过滤,过滤后的水样用连续流动水质分析仪(SKALAR-SAN<sup>++</sup>,荷兰)进行可溶性无机氮(DTN)、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、硝态氮( $\text{NO}_3^--\text{N}$ )和亚硝态氮( $\text{NO}_2^--\text{N}$ )分析. 每天分时段监测上覆水DO和pH.

### 1.4 沉积物指标分析

1.4.1 含水率、LOI和孔隙度测定 沉积物含水率(W%)为沉积物在105 $^{\circ}\text{C}$ 下烘6 h前后质量差值与原有湿沉积物质量的比值<sup>[16]</sup>. 用105 $^{\circ}\text{C}$ 烘干的沉积物放入马弗炉中在550 $^{\circ}\text{C}$ 下灼烧6 h测定烧失率(LOI)<sup>[2]</sup>. 在105 $^{\circ}\text{C}$ 下灼烧6 h后计算孔隙度<sup>[17]</sup>,公式为:

$$\text{POR}(\%) = \frac{100(W_w - W_d)}{(W_w - W_d) + W_d/2.5} \quad (1)$$

式中,  $W_w$  为沉积物鲜重(g),  $W_d$  为沉积物干重(g).

1.4.2 铵态氮测定 称取相当于 10 g 干样的新鲜沉积物,用 2 mol/L 的 KCl 溶液浸提(液:土 = 5:1),振荡 30 min,过滤后用纳氏比色法(波长为 420 nm)测定浸提液中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度<sup>[18]</sup>.

### 1.5 沉积物-水界面氮释放通量计算方法

沉积物-水界面营养盐的扩散转移通量主要取决于界面上下浓度梯度引起的浓度差扩散过程,如果界面附近的水相中某化学物质的浓度随沉积物深度的变化近似于直线,其净通量可以用 Fick 第一定理进行计算<sup>[19]</sup>:

$$F = \psi D_s \left. \frac{\partial c}{\partial x} \right|_{x=0} \quad (2)$$

Ullman 等<sup>[20]</sup>曾经给出真实扩散系数  $D_s$  与孔隙度  $\psi$  之间的经验关系式:当  $\psi < 0.7$ ,  $D_s = \psi \cdot D_0$ ; 当  $\psi \geq 0.7$ ,  $D_s = \psi^2 \cdot D_0$ , 式中,  $\psi$  为表层沉积物孔隙度(%) ( $0 < \psi < 1$ );  $F$  为分子扩散通量( $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ );  $D_s$  为沉积物有效扩散系数( $\text{cm}^2/\text{s}$ );  $D_0$  为无限稀溶液中溶质的扩散系数( $\text{cm}^2/\text{s}$ );  $\left. \frac{\partial c}{\partial x} \right|_{x=0}$  为表层沉积物间隙水(表层 0~2 cm)与上覆水间氮素的浓度梯度( $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{cm})$ ),根据相关文献可用  $\Delta x/\Delta c$  代替<sup>[21]</sup>. 其中,正值表明  $\text{NH}_4^+$ -N 扩散方向是从底泥表层间隙水向上覆水,负值则相反.

## 2 结果与分析

### 2.1 底泥基本理化性质

在整个实验过程中,EC、EW 组含水率和孔隙度变化不明显,两组之间无显著差异( $t$ -test,  $P > 0.05$ ). 由于底泥曝气中的扰动再悬浮作用,ES 组表层底泥的含水率和孔隙率在曝气过程中明显升高,与 EW 和 EC 组存在显著差异( $P < 0.05$ ). 与 EC 组相比,曝气工况下的 LOI 表现出先升高后降低的过程,其中 ES 组变化幅度最大(表 1).

表 1 表层沉积物基本理化性质(0~2 cm)

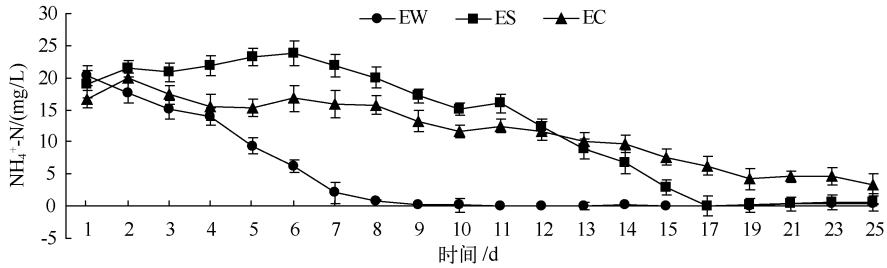
Tab. 1 Basic physicochemical properties of surface sediment (0~2 cm)

实验 天数	含水率/%			LOI/%			孔隙度/%		
	EW	ES	EC	EW	ES	EC	EW	ES	EC
0 d	52.02 ± 0.15	52.48 ± 0.06	51.96 ± 0.10	7.40 ± 0.17	7.55 ± 0.28	7.38 ± 0.14	73.62 ± 0.16	73.15 ± 0.25	72.56 ± 0.09
5 d	50.86 ± 0.15	67.76 ± 0.06	52.71 ± 0.11	7.43 ± 0.47	8.09 ± 0.49	7.43 ± 0.34	72.13 ± 0.48	84.03 ± 0.46	73.59 ± 0.30
10 d	51.39 ± 0.22	64.51 ± 0.02	50.63 ± 0.29	7.28 ± 0.04	8.49 ± 0.46	7.38 ± 0.63	72.55 ± 0.05	81.96 ± 0.48	71.94 ± 0.65
15 d	52.30 ± 0.84	67.00 ± 0.29	51.03 ± 0.28	7.76 ± 0.42	8.44 ± 0.03	7.40 ± 0.61	73.26 ± 0.48	83.54 ± 0.06	72.26 ± 0.62
20 d	52.01 ± 0.19	61.68 ± 0.18	53.49 ± 0.16	7.61 ± 0.42	7.97 ± 0.61	7.44 ± 0.42	73.04 ± 0.43	80.09 ± 0.67	74.20 ± 0.45
25 d	51.38 ± 0.47	57.94 ± 0.99	53.76 ± 0.37	7.57 ± 0.29	7.25 ± 1.46	7.48 ± 0.65	72.54 ± 0.21	77.49 ± 1.52	74.40 ± 0.67

### 2.2 对 $\text{NH}_4^+$ -N 的影响

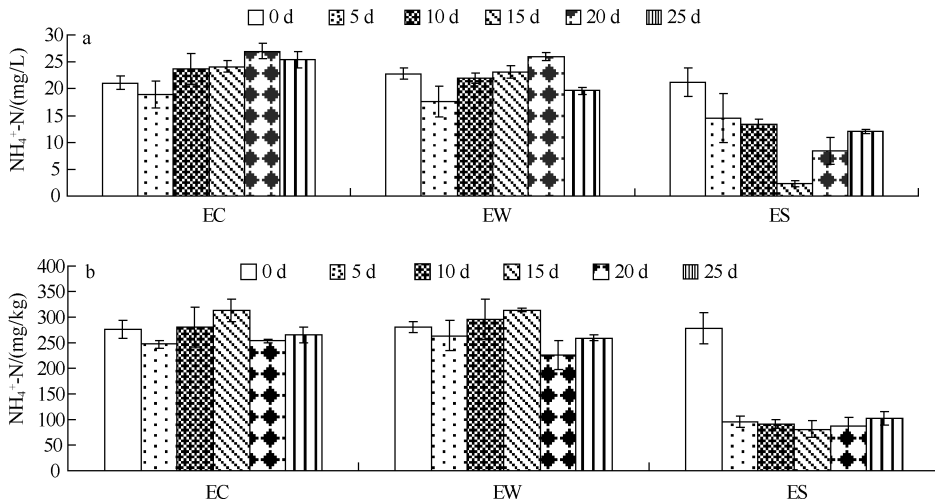
2.2.1 上覆水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度变化 各工况下  $\text{NH}_4^+$ -N 均有下降的趋势. EC 组上覆水  $\text{NH}_4^+$ -N 经历了缓慢下降至稳定过程,实验结束时  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度为 3.37 mg/L. 两组曝气工况反映了曝气充氧后的硝化作用过程,但在硝化进程上存在差异,主要表现在硝化启动时间上,ES 组明显滞后于 EW 组. ES 组与 EW 组  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度存在显著差异( $P < 0.05$ ),这与已有的研究一致<sup>[22]</sup>. 实验结束时,EW 组和 ES 组上覆水中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度分别为 0.37 和 0.57 mg/L,去除率均在 95% 以上(图 2).

2.2.2 间隙水和沉积物中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度变化 间隙水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度变化可反映曝气充氧后沉积物与上覆水之间的  $\text{NH}_4^+$ -N 平衡状况. 与 EC 组相比,向上覆水体中充氧(EW 组)并未对间隙水中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度产生明显影响,且表现出与 EC 组变化情况相似( $P > 0.05$ ),间隙水中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度从第 5 d 开始呈逐渐增加趋势,第 20 d 达到峰值后下降;ES 组间隙水  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度变化较大,在曝气第 5 d 间隙水  $\text{NH}_4^+$ -N 的削减作用就很有

图2 上覆水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量变化Fig. 2 Variation of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N concentration in overlying water

显,随后一直下降,第15 d 降到最低值后又有所增加. 两组曝气工况下的间隙水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度差异显著 ( $P < 0.05$ ). 实验结束时,EW、ES 组间隙水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度分别减少了 13.98%、43.33%,EC 组反而增加了 20.60% (图 3a).

EW 组和 EC 组底泥中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量变化特征相似,都在第 15 d 时 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量达到峰值,然后有所回落. 对于受到扰动的 ES 组来说,在曝气期间和停止曝气后,沉积物中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量与背景值相比有了大幅度的削减,减少了 63.39%,明显大于 EC 组、EW 组的 4.15%、7.54%. 从对间隙水和沉积物中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量的削减效果来看,说明相对于水曝气,底泥曝气对底泥氮素的削减有一定的优势 (图 3b).

图3 间隙水(a)和底泥(b)中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量变化Fig. 3 Variations of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N concentration in pore water (a) and sediment (b)

### 2.3 沉积物-水界面 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 扩散通量

EC 组与 EW 组沉积物-水界面 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的扩散通量均表现为正向,经历先上升后下降两个过程,两组之间的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 扩散通量差异不显著 ( $P > 0.05$ ). EW 组与 ES 组沉积物-水界面扩散通量差异显著 ( $P < 0.05$ ). ES 组在曝气初期扩散通量一度是负值,第 5 d 扩散通量为  $-33.13 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ,这主要由于沉积物的再悬浮促使间隙水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 进入上覆水体,上覆水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度显著高于间隙水,浓度差决定 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 由上覆水向沉积物扩散. 随着实验的进行,ES 组沉积物-水界面 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度差出现逆转,间隙水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度大于上覆水体,扩散通量表现为正值,在第 15 d 最低,为  $13.73 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ,仅为 EW 组和 EC 组的 14.68% 和 19.93%. 曝气停止后 ES 组扩散通量虽有一定的增加,但小于 EW 组和 EC 组 (图 4). 由此可见,底泥曝气在抑制沉积物 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 释放方面较水曝气有一定的优势.

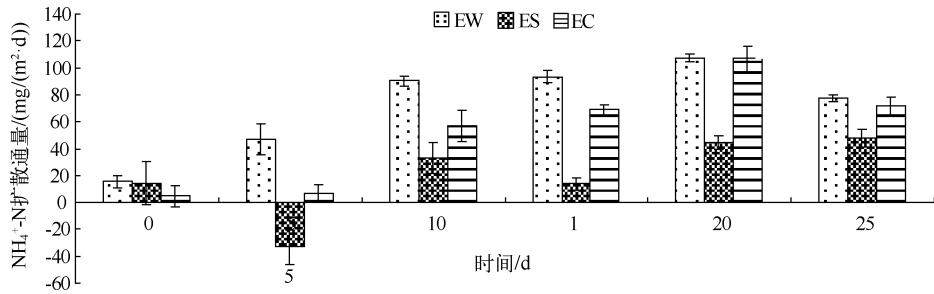


图4 沉积物-水界面 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 扩散通量

Fig. 4 Diffusive flux of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N across sediment-water interface

### 3 讨论

#### 3.1 曝气对沉积物-水界面扩散通量的影响

自然条件下间隙水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 主要来源于有机质矿化,在有机质含量高的情况下间隙水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 会增加<sup>[2]</sup>. EC 组的间隙水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度与有机质 (LOI 表征) 存在较高的线性相关关系 ( $r=0.81, P<0.05$ ), 说明在模拟条件下污染河道沉积物中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 有一定的释放潜力, 这与较高的有机质含量有关. 间隙水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的消减除通过分子扩散作用外, 还通过硝化或氨氧化过程进行<sup>[23-25]</sup>. 沉积物-水界面的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 扩散通量说明污染河道在模拟条件下有一定 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 释放潜力, 但上覆水的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 并没有出现累积现象, 这主要是由于上覆水中的硝化过程作用 (图 2、图 4). 在实验后期间隙水硝态氮略有增高 (数据未给出), 说明硝化作用使得 EC 组表层沉积物间隙水中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 有所降低, 上覆水 DO 升高 (图 5) 也证明了后期硝化过程的作用, 实验后期的沉积物-水界面的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 扩散通量有所下降.

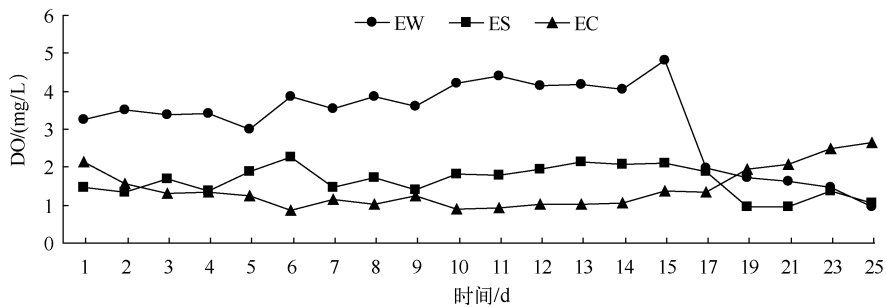
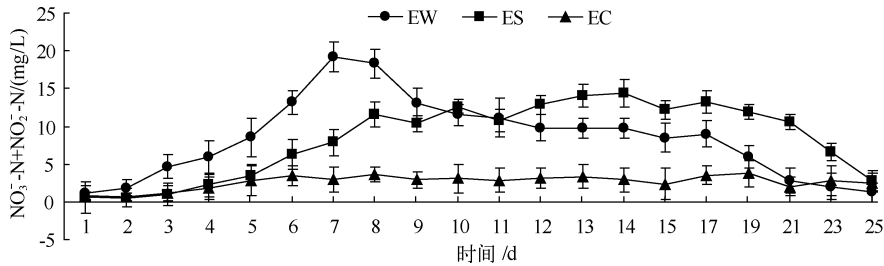


图5 上覆水 DO 浓度变化

Fig. 5 Variation of DO concentration in overlying water

本实验中, EW 组与 EC 组间隙水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 差异不显著 ( $P>0.05$ , 图 3a), 但两组上覆水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 差异显著 ( $P<0.05$ , 图 2). 从上覆水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度来看, 水曝气可以明显促进上覆水硝化过程 (图 2 和图 6), 较对照可以有效降低上覆水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度 (图 2), 但对表层沉积物中间隙水中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的削减作用不明显. 由于 EW 组上覆水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度下降较 EC 组迅速, 导致按照扩散模型计算的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 扩散通量出现了 EW 组大于 EC 组的情况 (图 4). 在实验后期 EW 组间隙水中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 虽低于 EC 组, 但是由于上覆水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度很低, 因而 EW 组沉积物-水界面 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 扩散通量与 EC 组相比还略高. 说明按照实验的水曝气模式 (1 L/min, 6 h/d), 对于有机质含量较高的污染河道沉积物来说并不能在短期内改善沉积物表层溶氧环境, 从而长期有效地控制沉积物中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的释放. 这也许是曝气充氧技术在整治污染河道的实践运用中出现的长期控氮效果不佳的主要原因<sup>[15]</sup>.

图6 上覆水 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N + NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 含量变化Fig. 6 Variation of NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N and NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N concentrations in overlying water

ES组在各组分(上覆水、间隙水和沉积物)NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的变化中表现出与EW和EC组完全不同的变化过程( $P < 0.05$ , 图2, 图3),同时沉积物-水界面NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N扩散通量的变化过程也不相同(图4).水动力作用对水体氮浓度有显著影响<sup>[26]</sup>.底泥曝气启动后,表层沉积物发生上升-沉降的往复运动,随着表层沉积物悬浮进入水体,悬浮颗粒物吸附的部分NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N进入了上覆水体,同时间隙水中的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N也随着悬浮过程进入了上覆水体<sup>[27]</sup>.实验过程中ES组间隙水NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和底泥吸附态NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的含量明显小于EW组,说明在底泥曝气的扰动条件下,更多的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N脱离了沉积物系统,进入了上覆水体(图3).实验结束后,ES组间隙水、底泥中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量比EW组小,说明在水动力再悬浮的作用下向水体释放了更多的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N(图3b).从各载体中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N变化过程来看,底泥曝气是将表层沉积物、间隙水中的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N释放到上覆水中,主要通过硝化反应削减系统NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量(图2和图6).随着间隙水和上覆水中的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度降低,沉积物-水界面NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N通量要明显小于EW和EC组,另外,表层沉积物发生上升-沉降的往复运动,在沉降过程中对NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的吸收、沉降后所产生的氧化屏蔽层给间隙水中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N离子的扩散形成阻碍,对NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N离子的吸收有利<sup>[28]</sup>,其扩散通量则较小.

### 3.2 曝气对氮形态的影响

实验初期上覆水DTN中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N所占比重较大,随着硝化过程的启动,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量降低,硝态氮含量逐渐增加,如何降低上覆水中硝态氮负荷成为削减总氮负荷的关键步骤.曝气停止后,EW、ES组中上覆水硝态氮浓度和间隙水中硝态氮浓度(数据未给出)均有下降趋势,反硝化过程在启动,而且监测沉积物-水界面DO浓度(数据未给出)反应界面处于缺氧环境,硝态氮可通过反硝化作用从系统中去除,但此过程可能时间较长,实际应用上硝态氮会积累,这是需要进一步研究的问题.从整个内源氮削减来看,底泥曝气中大部分NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N发生了转化,促进沉积物-水界面硝化过程的进行,在底泥的往复运动过程中,底泥-水界面相对松弛,从上覆水扩散进入底泥中的硝态氮相对较多,在2cm以下厌氧泥层中发生反硝化作用,间隙水硝态氮下降明显,这可能也存在时间效应问题.关于硝态氮负荷的削减在污水处理厂工艺应用较多,主要通过控制系统中DO含量,使硝化速率和反硝化速率相等,才能够使同步硝化反硝化脱氮效果最彻底<sup>[29-31]</sup>.

水体曝气对上覆水NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的去除效果很明显(图2),从硝化过程启动时间上较底泥曝气快,对短时间内改善水质状况有一定的优势,但孙从军等<sup>[32]</sup>在对上海地区中小污染河流重有机污染河流工程性研究中发现,采用曝气能有效消除河道黑臭,但停止曝气后,经过一个月水体又恶化至原有水质,可见水体曝气对于水质的长期控制效果不佳.底泥曝气过程中在曝气初期NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度虽有所升高,但升高幅度不大,经过一段时间的曝气作用,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度逐渐降低(图2),这也回答了有关学者对底泥曝气初期铵态氮污染负荷增加的担忧.底泥曝气作为底泥原位修复措施之一,有效地削减沉积物和间隙水中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量,降低了内源NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N释放的潜力.

虽然国内外有关沉积物的营养盐释放及其各种影响因子的试验研究报道很多<sup>[33-36]</sup>,但是大多数集中在上覆水溶解氧对内源氮调控机制方面,针对曝气充氧对内源氮的影响过程研究报道很少.李大鹏等<sup>[37]</sup>研究表明底泥曝气作用可以有效抑制沉积物中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N释放,刘波等<sup>[22]</sup>研究表明底泥曝气较水曝气可以有效削减城市河道沉积物中的氮源.但上述研究只有实验前后NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N在上覆水、间隙水和沉积物中的分布,并没

有揭示曝气充氧过程对内源  $\text{NH}_4^+$ -N 的影响作用. 本实验结果表明, 相对于对照, 曝气可以削减沉积物中的  $\text{NH}_4^+$ -N 的含量, 通过对沉积物-水界面  $\text{NH}_4^+$ -N 扩散通量的估算结果显示, 底泥曝气作用下界面  $\text{NH}_4^+$ -N 通量较小, 底泥曝气对内源铵态氮释放的控制效果得以呈现出来. 针对采取曝气充氧措施对城市河道内源氮释放控制的实践, 还需要进一步研究完善.

#### 4 结论

1) 曝气充氧能够有效的削减沉积物中与间隙水中  $\text{NH}_4^+$ -N 含量, 试验结束时, 底泥曝气组沉积物与间隙水中  $\text{NH}_4^+$ -N 含量分别减少 63.39% 和 43.33%, 水曝气组分别减少了 7.54% 和 13.98%, 底泥曝气对沉积物氮素的削减有一定的优势.

2) 水曝气组沉积物-水界面  $\text{NH}_4^+$ -N 扩散通量略高于对照组, 其变化规律与对照组相似, 原因可能是对于有机质含量较高的污染河道沉积物, 向上覆水充氧不能在短期内改变表层沉积物的溶氧条件.

3) 底泥曝气组界面  $\text{NH}_4^+$ -N 扩散通量表现与水曝气、对照组完全不同的变化过程, 而且其通量较小, 这主要是受到水动力再悬浮作用的影响, 表明本实验中底泥曝气可以削弱城市河道内源铵态氮潜在的扩散量.

#### 5 参考文献

- [ 1 ] Nowlin WH, Evarts JL, Vanni MJ. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biology*, 2005, **50**(2):301-322.
- [ 2 ] 钟继承, 刘国锋, 范成新等. 湖泊底泥疏浚环境效应: II. 内源氮释放控制作用. *湖泊科学*, 2009, **21**(3):335-344.
- [ 3 ] Gardne WS, Yang L, Cotner JB. Nitrogen dynamics in sandy freshwater sediments (Saginaw Bay, Lake Huron). *Journal of Great Lakes Research*, 2001, **27**(1):84-97.
- [ 4 ] Gross A, Boyd CE, Wood CW. Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds. *Aquacultural Engineering*, 2000, **24**(1):1-14.
- [ 5 ] 柴蓓蓓. 水体沉积物中污染物释放及其多相界面过程研究[学位论文]. 西安:西安建筑科技大学, 2008.
- [ 6 ] Alp E, Melching CS. Allocation of supplementary aeration stations in the Chicago waterway system for dissolved oxygen improvement. *Journal of Environmental Management*, 2011, **92**(6):1577-1583.
- [ 7 ] Lu XM, Huang MS. Nitrogen and phosphorus removal and physiological response in aquatic plants under aeration conditions. *International Journal of Environment Science and Technology*, 2010, **7**(4):665-674.
- [ 8 ] Baudo R, Giesy JP, Muntau H. Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants. Michigan: Lewis Publishers, 1990:130-144.
- [ 9 ] 蒋小欣, 阮晓红, 邢雅因等. 城市重污染河道上覆水氮营养盐浓度及 DO 水平对底质氮释放的影响. *环境科学*, 2007, **28**(1):89-91.
- [ 10 ] 林建伟, 朱志良, 赵建夫. 曝气复氧对富营养化水体底泥氮磷释放的影响. *生态环境*, 2005, (6):812-815.
- [ 11 ] 尹大强, 覃秋荣, 阎航. 环境因子对五里湖沉积物磷释放的影响. *湖泊科学*, 1994, (3):240-244.
- [ 12 ] Soltero RA, Sexton LM, Ashley KI *et al.* Partial and full lift hypolimnetic aeration of medical lake, WA to improve water quality. *Water Research*, 1994, **28**(11):2297-2308.
- [ 13 ] Frank LB. Case study: Automatic reservoir aeration to control manganese in raw water Maryborough town water supply Queensland, Australia. *Water Science and Technology*, 1998, **37**(2):301-308.
- [ 14 ] Prepas EE, Burke JM. Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality in Amisk Lake, Alberta, a deep, eutrophic lake with high internal phosphorus loading rates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1997, **54**(9):2111-2120.
- [ 15 ] 范成新, 张路, 王兆德等. 太湖——沉积物污染与修复原理. 北京:科学出版社, 2009:360-367.
- [ 16 ] Teaskale PR, Batley GE, Apte SC *et al.* Pore water sampling with sediment peepers. *Trends in Analytical Chemistry*, 1995, **14**(6):250-256.
- [ 17 ] Murray LG, Mudge SM, Newton A *et al.* The effect of benthic sediments on dissolved nutrient concentrations and fluxes. *Biogeochemistry*, 2006, **81**:159-178.

- [18] 古小治,王 强,张 雷等. 物理改良对湖泊沉积物和间隙水特征的影响. 中国环境科学, 2010, **30**(2):256-262.
- [19] Mozeto AA, Silverio PF, Soares A. Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment-water interface (Guarapiranga Reservoir, Sao Paulo, Brazil). Kidlington, ROYAUME-UNI;Elsevier, 2001:135-142.
- [20] Ullman WJ, Allerr C. Diffusion coefficients in nearshoremarine sediment. *Limnology and Oceanography*, 1982, **27**:552-553.
- [21] Borowski WS, Paull CK, Ussler W. Marine pore-water sulfate profiles indicate in situ methane flux from underlying gas hydrate. *Geology*, 1996, **24**(7):655-658.
- [22] 刘 波,王国祥,王风贺等. 不同曝气方式对城市重污染河道水体氮素迁移与转化的影响. 环境科学, 2011, **32**(10):2971-2978.
- [23] 白晓慧,钟卫国,陈群燕等. 城市内河水体污染修复中沉积物的影响与控制. 环境科学, 2002, **23**(S1):89-92.
- [24] 郭建宁,卢少勇,金相灿等. 低溶解氧状态下河网区不同类型沉积物的氮释放规律. 环境科学学报, 2010, **30**(3):614-620.
- [25] 王建军,沈 吉,张 路等. 云南滇池和抚仙湖沉积物-水界面营养盐通量及氧气对其的影响. 湖泊科学, 2010, **22**(5):640-648.
- [26] 孙小静,秦伯强,朱广伟等. 持续水动力作用下湖泊底泥胶体态氮、磷的释放. 环境科学, 2007, **28**(6):1223-1229.
- [27] Morin J, Morse JW. Ammonium release from resuspended sediments in the Laguna Madre estuary. *Marine Chemistry*, 1999, **65**(1/2):97-110.
- [28] 范成新,张 路,秦伯强等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及量化——1. 铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量. 湖泊科学, 2004, **16**(1):10-20.
- [29] Munch EV, Lant P, Keller J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research*, 1996, **30**(2):277-284.
- [30] Pochana K, Keller J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science and Technology*, 1999, **39**(6):61-68.
- [31] 周丹丹,马 放,董双石等. 溶解氧和有机碳源对同步硝化反硝化的影响. 环境工程学报, 2007, **1**(4):25-28.
- [32] 孙从军,张明旭. 河道曝气技术在河流污染治理中的应用. 环境保护, 2001, **4**:11-14.
- [33] Eddy KR, Fisher MM, Ivanoff D. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. *Journal of Environmental Quality*, 1996, **25**(2):363-371.
- [34] 龚春生,姚 琪,范成新等. 城市浅水型湖泊底泥释磷的通量估算——以南京玄武湖为例. 湖泊科学, 2006, **18**(2):179-183.
- [35] 袁文权,张锡辉,张丽萍. 不同供氧方式对水库底泥氮磷释放的影响. 湖泊科学, 2004, **16**(1):28-34.
- [36] 朱广伟,秦伯强,张 路等. 太湖底泥悬浮中营养盐释放的波浪水槽试验. 湖泊科学, 2005, **17**(1):61-68.
- [37] 李大鹏,黄 勇,李伟光. 底泥曝气改善城市河流水质的研究. 中国给水排水, 2007, **23**(5):22-25.