

ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

生态学报

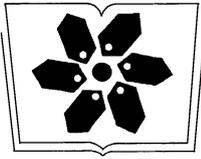
Acta Ecologica Sinica



第 32 卷 第 23 期 Vol.32 No.23 **2012**

中国生态学学会
中国科学院生态环境研究中心
科学出版社

主办
出版



中国科学院科学出版基金资助出版

生态学报

(SHENGTAI XUEBAO)

第 32 卷 第 23 期 2012 年 12 月 (半月刊)

目 次

中国石龙子母体孕期调温诱导幼体表型:母体操纵假说的实验检测	李 宏,周宗师,吴延庆,等	(7255)
同种或异种干扰对花鼠分散贮藏点选择的影响	申 圳,董 钟,曹令立,等	(7264)
曝气充氧条件下污染河道氨挥发特性模拟	刘 波,王文林,凌 芬,等	(7270)
贵州草海越冬斑头雁日间行为模式及环境因素对行为的影响	杨延峰,张国钢,陆 军,等	(7280)
青藏高原多年冻土区积雪对沼泽、草甸浅层土壤水热过程的影响	常 娟,王根绪,高永恒,等	(7289)
长沙城市斑块湿地资源的时空演变	恭映璧,靖 磊,彭 磊,等	(7302)
基于模型数据融合的千烟洲亚热带人工林碳水通量模拟	任小丽,何洪林,刘 敏,等	(7313)
农田氮素非点源污染控制的生态补偿标准——以江苏省宜兴市为例	张 印,周羽辰,孙 华	(7327)
用 PFU 微型生物群落监测技术评价化工废水的静态毒性	李朝霞,张玉国,梁慧星	(7336)
京郊农业生物循环系统生态经济能值评估——以密云尖岩村为例	周连第,胡艳霞,王亚芝,等	(7346)
基于遥感的夏季西安城市公园“冷效应”研究	冯晓刚,石 辉	(7355)
海南岛主要森林类型时空动态及关键驱动因子	王树东,欧阳志云,张翠萍,等	(7364)
不同播种时间对吉林省西部玉米绿水足迹的影响	秦丽杰,靳英华,段佩利	(7375)
黄土塬区不同品种玉米间作群体生长特征的动态变化	王小林,张岁岐,王淑庆,等	(7383)
密植条件下种植方式对夏玉米群体根冠特性及产量的影响	李宗新,陈源泉,王庆成,等	(7391)
沙地不同发育阶段的人工生物结皮对重金属的富集作用	徐 杰,敖艳青,张璟霞,等	(7402)
增强 UV-B 辐射和氮对谷子叶光合色素及非酶促保护物质的影响	方 兴,钟章成	(7411)
不同产地披针叶茴香光合特性对水分胁迫和复水的响应	曹永慧,周本智,陈双林,等	(7421)
芦芽山林线华北落叶松径向变化季节特征	董满宇,江 源,王明昌,等	(7430)
地形对植被生物量遥感反演的影响——以广州市为例	宋巍巍,管东生,王 刚	(7440)
指数施肥对楸树无性系生物量分配和根系形态的影响	王力朋,晏紫伊,李吉跃,等	(7452)
火烧伤害对兴安落叶松树干径向生长的影响	王晓春,鲁永现	(7463)
山地梨枣树耗水特征及模型	辛小桂,吴普特,汪有科,等	(7473)
两种常绿阔叶植物越冬光系统功能转变的特异性	钟传飞,张运涛,武晓颖,等	(7483)
干旱胁迫对银杏叶片光合系统 II 荧光特性的影响	魏晓东,陈国祥,施大伟,等	(7492)
神农架川金丝猴栖息地森林群落的数量分类与排序	李广良,丛 静,卢 慧,等	(7501)
碱性土壤盐化过程中阴离子对土壤中镉有效态和植物吸收镉的影响	王祖伟,弋良朋,高文燕,等	(7512)
两种绣线菊耐弱光能力的光合适应性	刘慧民,马艳丽,王柏臣,等	(7519)
闽楠人工林细根寿命及其影响因素	郑金兴,黄锦学,王珍珍,等	(7532)
旅游交通碳排放的空间结构与情景分析	肖 潇,张 捷,卢俊宇,等	(7540)
北京市妫水河流域人类活动的水文响应	刘玉明,张 静,武鹏飞,等	(7549)
膜下滴灌技术生态-经济与可持续性分析——以新疆玛纳斯河流域棉花为例	范文波,吴普特,马枫梅	(7559)
高温胁迫及其持续时间对棉蚜死亡和繁殖的影响	高桂珍,吕昭智,夏德萍,等	(7568)
桉树枝瘿姬小蜂虫瘿解剖特征与寄主叶片生理指标的变化	吴耀军,常明山,盛 双,等	(7576)
西南桦纯林与西南桦×红椎混交林碳贮量比较	何友均,覃 林,李智勇,等	(7586)
长沙城市森林土壤 7 种重金属含量特征及其潜在生态风险	方 晰,唐志娟,田大伦,等	(7595)
专论与综述		
城乡结合部人-环境系统关系研究综述	黄宝荣,张慧智	(7607)
陆地生态系统碳水通量贡献区评价综述	张 慧,申双和,温学发,等	(7622)



封面图说: 麋鹿群在过河——麋鹿属于鹿科,是中国的特有动物。历史上麋鹿曾经广布于东亚地区,到 19 世纪时,只剩下在北京南海子皇家猎苑内一群。1900 年,八国联军攻陷北京,麋鹿被抢劫一空。1901 年,英国的贝福特公爵用重金从法、德、荷、比四国收买了世界上仅有的 18 头麋鹿,以半野生的方式集中放养在乌邦寺庄园内,麋鹿这才免于绝灭。在世界动物保护组织的协调下,1985 年起麋鹿从英国分批回归家乡,放养到北京大兴南海子、江苏省大丰等地。这是在江苏省大丰麋鹿国家级自然保护区放养的麋鹿群正在过河。

彩图提供: 陈建伟教授 北京林业大学 E-mail: cites.chenjw@163.com

DOI: 10.5846/stxb201201160092

刘波, 王文林, 凌芬, 王国祥, 杜旭, 周锋, 许宽, 夏劲. 曝气充氧条件下污染河道氨挥发特性模拟. 生态学报, 2012, 32(23): 7270-7279.

Liu B, Wang W L, Ling F, Wang G X, Du X, Zhou F, Xu K, Xia J. Characterization of ammonia volatilization from polluted river under aeration conditions: a simulation study. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(23): 7270-7279.

曝气充氧条件下污染河道氨挥发特性模拟

刘 波^{1,2}, 王文林^{1,3}, 凌 芬¹, 王国祥^{1,*}, 杜 旭¹, 周 锋¹, 许 宽¹, 夏 劲¹

(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 226007;

3. 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要:以污染河道为研究对象, 模拟研究污染河道在曝气充氧(底泥曝气, ES 组; 水曝气, EW 组)条件下氨挥发的特性, 探讨主要影响因素及其作用过程。研究表明, 污染河道水体具有一定氨挥发潜力, 在实验室模拟条件下, 氨挥发速率平均为 $2.51 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 相当于 $0.50 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; 曝气污染河道水体的氨挥发有一定的促进作用, 与对照相比(EC 组)氨挥发速率和累积氨挥发量存在显著差异($P < 0.05$); 不同曝气方式对氨挥发过程影响不同, 氨挥发速率存在显著差异($P < 0.05$); 至实验结束, EW 组的累积挥发量为 2809.76 mg/m^2 , 分别是 ES 组和 EC 组的 1.17 和 2.25 倍; 各实验组的氨挥发累积量用一级动力学方程能很好地拟合, 根据模型可以预测氨挥发量; 同一温度条件下, pH 值、铵氮浓度和通气频率是影响氨挥发的主要因素; 曝气可以通过增加通气频率和提高水体 pH 值来促进氨挥发进行; 在曝气作用下随着硝化过程的进行对氨挥发有一定的限制作用; 曝气条件下, 氨挥发作用在硝化过程启动阶段最为明显。

关键词:氨挥发; 曝气方式; pH; 硝化作用; 污染河道

Characterization of ammonia volatilization from polluted river under aeration conditions: a simulation study

LIU Bo^{1,2}, WANG Wenlin^{1,3}, LING Fen¹, WANG Guoxiang^{1,*}, DU Xu¹, ZHOU Feng¹, XU Kuan¹, XIA Jin¹

1 College of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, China

2 School of Geography Science, Nantong University, Nantong 226007, China

3 Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing 210042, China

Abstract: Most surface waters in China are eutrophic because of anthropogenic activities. Eutrophication typically results in algal blooms and can lead to poor water quality. Nitrogen is generally recognized as one of the most influential nutrients limiting productivity within an aquatic ecosystem. Nitrogen is also one of the main factors affecting water quality. The main reason for this phenomenon is that various organic materials including nitrogen-rich materials that exist widely in the water column and sediments consume oxygen, resulting in a lack of dissolved oxygen. Artificial aeration is a technique used to improve water quality of polluted rivers and is widely used to control river pollution in China and abroad. A large number of studies on aeration have indicated that the nitrification/denitrification pathway is the major reduction mechanism of ammonium nitrogen load within polluted rivers. However, limited information is available on the effect of aeration on ammonia volatilization within urban polluted rivers. Ammonia volatilization is an important pathway facilitating nitrogen removal within aquatic systems. Previous research on characteristics of ammonia volatilization facilitating nitrogen removal from water focused on wastewater with relatively higher concentrations of ammonium. These wastewater types included those

基金项目:国家自然科学基金项目(41173078); 环境保护部南京环境科学研究所中央公益性科研院所基本科研业务专项(2012-11); 江苏省太湖水环境治理专项基金(TH2010303, TH2011207); 江苏省建设系统科技项目(JS2011JH25)

收稿日期: 2012-01-16; 修订日期: 2012-08-20

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangguoxiang@njnu.edu.cn

originating from dairies, wastewater containing slurry concentrations, and stabilization ponds treating domestic wastewater. Furthermore, studies evaluating of the role of ammonia volatilization in nitrogen removal from polluted rivers through aeration have yet to be conducted. It is important to conduct research that quantifies the extent of ammonia volatilization within polluted urban rivers under different aeration conditions. This knowledge can indicate the extent of nitrogen removal by different widely applied techniques for treating heavily polluted river water. Characteristics of ammonia volatilization within a polluted urban river under different conditions were examined; aerating to sediments (ES) and aerating to water (EW). This study was conducted using the indoor experimental method. Results showed that ammonia volatilization was potentially suitable for polluted municipal river, where the average rate of ammonia volatilization was $0.50 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ under simulated laboratory conditions. Compared to the control group (EC), aeration could facilitate and significantly accelerate the ammonia volatilization of polluted river water ($P < 0.05$). The ammonia volatilization rate showed significant differences under varying aeration conditions ($P < 0.05$). By the end of the experiment, cumulative ammonia volatilization in group EW was 2809.76 mg/m^2 , which was 1.17 times that in the ES group and 2.25 times what occurred within the EC group. With respect to the ammonia volatilization effect of the two aeration mechanisms, the EW technique is superior to the ES technique with a cumulative ammonia volatilization of 1.17 times that of the ES technique. Moreover, the first order kinetic equation is suitable for describing the cumulative amount of ammonia volatilization under different conditions, by which the ammonia volatilization could be predicted. The main factors affecting ammonia volatilization were analyzed. The key factors influencing ammonia volatilization under a constant temperature were pH, ventilation frequency and ammonium concentration. Aeration could facilitate and accelerate the ammonia volatilization through increasing ventilation frequency and elevating the value of pH in overlying water. Under aeration conditions, the nitrification process could be promoted. However, ammonia volatilization rate would decrease with nitrification. During the period of nitrification start-up, the values of cumulative ammonia volatilization were close to the maximum under aeration conditions.

Key Words: ammonia volatilization; aeration ways; pH; nitrification; polluted river

氮作为水生生态系统中一种重要的营养元素,不仅是重要的营养限制因子,且与水体生态环境质量具有密不可分的关系^[1]。氮已成为城市污染河道的主要污染物质,氮超标是目前许多城市水环境治理过程中亟待解决的突出问题。水体复氧和耗氧失衡被认为是引起氮污染的主要原因之一,曝气复氧是改善污染河道溶解氧状况的一种有效措施^[2-3]。研究表明,曝气充氧通过提高水体溶解氧含量,可以抑制底泥含氮物质的释放,降低污染河道水体氮污染负荷^[4-5];可以促进硝化过程启动和进行,降低水体铵氮含量,同时改变泥水界面氧化-还原环境促进反硝化作用进行,削减污染河道的氮素^[6]。不难看出,学者们更关注曝气充氧对污染河道氮的生物化学过程尤其是硝化-反硝化过程的研究,而对氮的另一个气态散逸环节——氨挥发过程还鲜见研究。

氨挥发是指氨从液态转化为气态氨进入大气的过程,因为大气中过多的氨可以造成土壤酸化、水体富营养化等一系列生态环境问题^[7-8],氨挥发过程一直受到关注,尤其是施肥土壤、牲畜排泄物的氨挥发过程已取得了很多成果^[9-11]。氨挥发也是水生生态系统氮循环的一个重要环节^[12],Murphy 等^[13]发现浮游植物繁盛的富营养化湖泊在午后的氨挥发速率要比浮游植物吸收氮的速率高一个数量级。研究还发现在氧化塘^[14-16],养殖塘^[17-19],重富营养化湖泊^[20]等铵氮浓度较高水体中,氨挥发对系统脱氮具有一定的作用;氨挥发过程受到温度、pH 值、铵氮浓度和风速等因素的影响^[15, 18]。同样具有较高浓度铵氮的城市污染河道在治理措施下的氨挥发过程目前尚不清楚。相关研究^[21-22]认为曝气充氧对污染河道水体氨挥发有一定的促进作用,尤其在硝化过程的启动阶段,不过上述结论只是根据相关实验数据作出的推论,对于曝气对污染河道氨挥发过程及影响因素还鲜见实证研究报道。

为了了解曝气充氧条件下城市污染河道氨挥发特性,从城市污染河道采集表层底泥和上覆水构建实验系

统,模拟研究曝气(底泥曝气和水曝气)条件下水体氨挥发的过程和特点,分析影响氨挥发的主要因素,探讨曝气充氧对污染河道氨挥发的影响机制,从而就工程措施对城市污染河道氮循环的影响机制作进一步探讨。

1 材料与方 法

1.1 沉积物和水样

沉积利用自制柱状采泥器于某污染河道采集表层 15 cm 底泥样品,为了保证底泥有较好的同质性,采样集中在较小区域内。取每个柱状样的表层 10 cm 底泥,去除植物残体等大颗粒碎屑物后,迅速保存在封口 PVC 瓶中,4 ℃ 保存。立即送实验室进行均化处理,并对底泥理化性质分析。经测定,底泥的 pH 值为 7.32,含水率(W%)为 56.37%,烧失率(LOI)为 6.16%,总氮 3826.20 mg/kg(测定方法见 1.4 节)。同步采集上覆水,水样经 0.45 μm 滤膜过滤作为实验用水,过滤水样放入冰箱,4 ℃ 蔽光保存、备用。

1.2 实验方法

实验装置由供气系统、反应系统和吸收系统 3 个部分组成(图 1)。供气系统由气泵(ALEAS AP-9804,上海)和流量计(Ruanming LZB-6,上海)构成。3 组 PVC 圆柱(70 mm 直径×300 mm 高度)作为反应系统,每组设 3 个重复。每个圆柱内分别加入经均化后的底泥 380 g,厚度约 5 cm;然后用虹吸法加入 650 mL(约 15 cm 高)过滤水样,尽量避免底泥扰动。圆柱顶部用橡胶塞密封,用开孔器于橡胶塞上钻制 3 个孔,分别安置进气管(I 管和 II 管)和出气管,水样采样管贴于 I 管一同安置。每天曝气过程中,供气系统接 I 管,密封 II 管;曝气停止后,反之。吸收系统由 1000 mL 锥形瓶构成,内装入 800 mL 稀 H₂SO₄(0.1 mol/L)为氨吸收液;用橡胶塞密封口部,钻制 2 个孔,分别安置进气管与出气管,进气管在瓶内底端接乳胶管,乳胶管上开尽量多的小孔,最大程度吸收氨,乳胶管平铺于锥形瓶底部。根据曝气头安置位置实验分为 3 组,每组设 3 个重复,编号为 EW、ES、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 2 cm 处(前期预实验确定),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 为对照组,无曝气措施。另将氨吸收装置直接经流量计接气泵,作为背景氨浓度测定装置,同样设 3 个重复。底泥部分用避光材料包裹,以模拟实验河道实际情况。实验温度通过水浴来控制,温度控制在(21±0.6)℃。静置数天后用曝气机进行曝气,曝气参数均为 1 L/min,12 h/d,第 13 天停止曝气,后静置观测,实验在第 21 天结束。

1.3 样品采集与分析

在曝气阶段(1—13 d),EW 和 ES 组每天更换两次吸收液,分别在曝气前后(21:00 时和 9:00 时);在静置阶段(14—21 d),每天于 21:00 时更换 1 次氨吸收液;实验期间 EC 组每天只在 21:00 时更换 1 次吸收液;背景值测定组吸收液更换频率与曝气组一致。将采集的氨吸收液 pH 值调至 5—6^[23],与上覆水一同测定 NH₄⁺-N,测定值减去背景值即得到氨吸收液中氨挥发作用产生的 NH₄⁺-N 浓度。

每天曝气前通过预设距底泥表面 2 cm 处的采样管,用注射器准确抽取 15 mL 水样,每次取样后,立即向实验装置中补入 15 mL 备用水样。把取得的上覆水用 0.45 μm 的滤膜过滤,过滤后的水样用 SKALAR 流动分析仪(SKALAR-SAN⁺⁺,荷兰)进行 DTN(可溶性总氮)、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 分析。每天监测上覆水 DO(YSI 550)和 pH(METTLER TOLEDOEL 20)。

1.4 沉积物指标分析

沉积物含水率(W%)在 105 ℃ 条件下烘 6 h,含水率为沉积物烘干前后质量差值与原有湿沉积物质量的比值^[24]。烧失率(LOI)用 105 ℃ 烘干的沉积物放入马弗炉中在 550 ℃ 条件下灼烧 6 h^[25]。TN 的测定为碱性过硫酸钾消解后在波长 210 nm 比色测定^[26-27]。

1.5 数据处理

由公式 $V_{\text{NH}_3} = C / (A \times S)$ 计算氨挥发速率,式中 V_{NH_3} 为单位时间内单位面积上氨挥发量(以铵氮计) $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$;C 为每次吸收液中铵氮的量;S 为圆柱体底面积;A 每次吸收时间。在曝气阶段,每天的分两个时段,计算氨挥发速率,曝气时段(A 时段)和静置时段(B 时段),全天的氨挥发速率等于为两个时段的平均值。

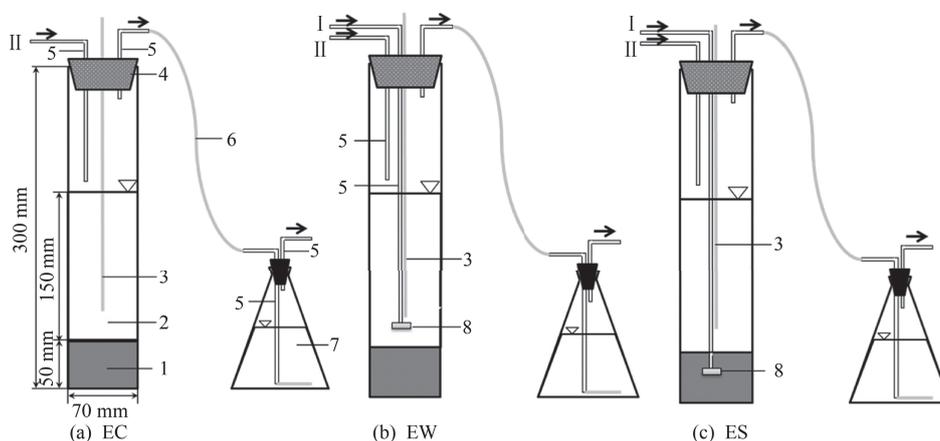


图1 实验装置示意图

Fig.1 Sketch map of the equipment for experiment

1 底泥; 2. 上覆水; 3. 采样管; 4. 橡胶塞; 6. 连接管; 7. H_2SO_4 (0.1 mol/L); 8. 曝气头

在曝气实验组结束后,只计算全天氨挥发速率。氨累积挥发量,指单位面积上氨挥发的累积量, mg/m^2 。采用 OriginPro8.0 软件进行数据分析与统计。

2 结果与分析

2.1 上覆水 pH 变化

曝气实验组的 pH 值表现出先上升后减小的趋势,如图 2 所示。在曝气阶段(1—13 d)2 组曝气实验组 pH 值还存在明显的日变化,即 pH 值随曝气的启动而升高,随曝气停止而降低(图 3)。2 组曝气实验组的 pH 值差异显著($P < 0.05$),每天 A 时段与 B 时段均表现为 $\text{EW} > \text{ES}$ 。EC 组 pH 值在 7.55—7.81 之间,与曝气实验组的 pH 值存在显著性差异($P < 0.05$)。各实验组的氨挥发速率与 pH 值均存在正相关关系,其中 EW 组相关性较低,如图 4 所示。

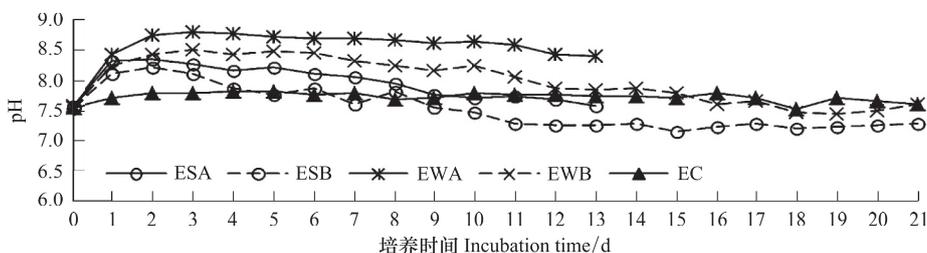


图2 上覆水曝气前(虚线)和曝气后(实线)pH 变化

Fig.2 Variation of pH at the time of before aeration (solid line) and end aeration (dotted line)

2.2 上覆水无机氮变化

各实验实验组的上覆水铵氮表现为上升-下降至稳定的过程,见图 5。EC 组铵氮浓度与 2 组曝气实验组差异显著($P < 0.05$),而 EW 组与 ES 铵氮浓度差异不显著($P > 0.05$)。通过统计分析,发现上覆水铵氮浓度与氨挥发速率呈正相关,均达到了极显著水平($P < 0.001$),如图 4 所示。

从上覆水硝态氮($\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$)的变化(图 5)可以看出,硝化过程经历了 6—7 d 的启动阶段,第 8 天后开始显著上升,2 组曝气实验组在曝气结束后(13d)开始缓慢下降。EC 组硝态氮浓度与 2 组曝气实验组差异显著($P < 0.05$)。与铵氮不同,EW 组与 ES 组硝态氮浓度之间存在显著差异($P < 0.05$),表现为 $\text{ES} > \text{EW}$ 。

2.3 氨挥发特性

2.3.1 氨挥发速率

实验结果表明,污染河道水体具有一定的氨挥发潜力。由图 6(a)所示,EC 组氨挥发速率为 0.26—4.67

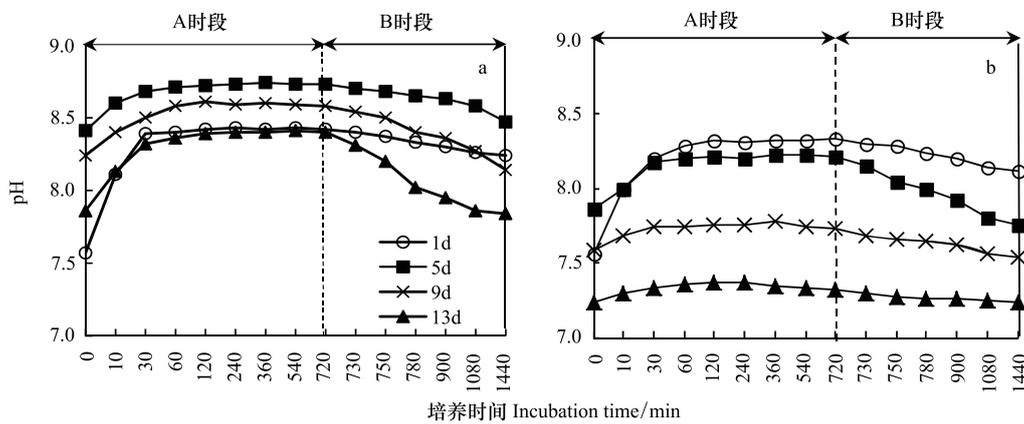


图3 曝气阶段上覆水 pH 日变化

Fig. 3 Diurnal variation in pH values during aeration period of EW and ES

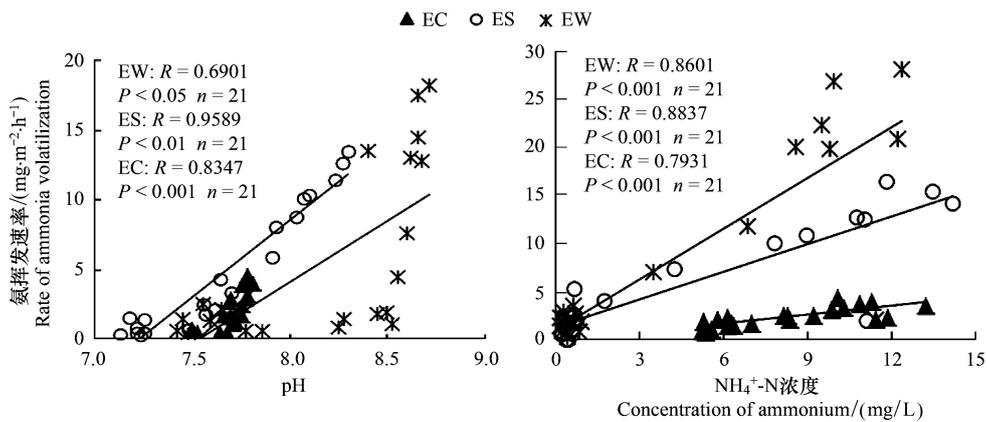


图4 氨挥发速率与 pH 和铵氮浓度关系

Fig. 4 Variation of ammonia volatilization rate with pH and ammonium concentration

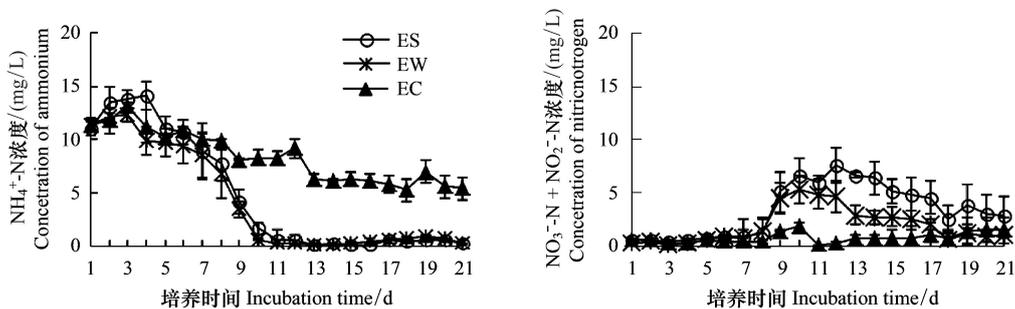


图5 上覆水无机氮变化

Fig. 5 Variation of inorganic nitrogen in overlying water

$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 平均为 $2.51 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 相当于 $0.50 \text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。有研究显示^[28], 太湖地区水稻施用穗肥后的氨挥发峰值为 $2.00 \text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, 4 d 后降到了 $0.50 \text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 以下, 可见与施肥稻田的氨挥发相比, 在一定的风速条件下, 污染河道水体的氨挥发潜力不容忽视。

与 EC 组相比, 2 组曝气实验组中的氨挥发速率在曝气前期阶段有了大幅提升, 与对照组存在显著差异 ($P < 0.05$)。EW 与 ES 组的全天最大氨挥发速率分别达到 $18.23 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 $13.49 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 分别是 EC 组的 3.90 倍和 2.89 倍; 若按每天曝气时段 (A 时段) 的氨最大挥发速率计算, EW 与 ES 组则分别是 EC 组的 5.46 倍和 3.34 倍 (图 6b, c)。曝气实验组的氨挥发速率表现为达到峰值后逐渐降低的变化特征, ES 组和

EW 组分别在第 2 天和第 3 天达到峰值,实验结束出现最低值,分别为 $0.11 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $0.14 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。EC 组一直在低值波动,16d 下降趋势明显,实验结束时为 $0.26 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。

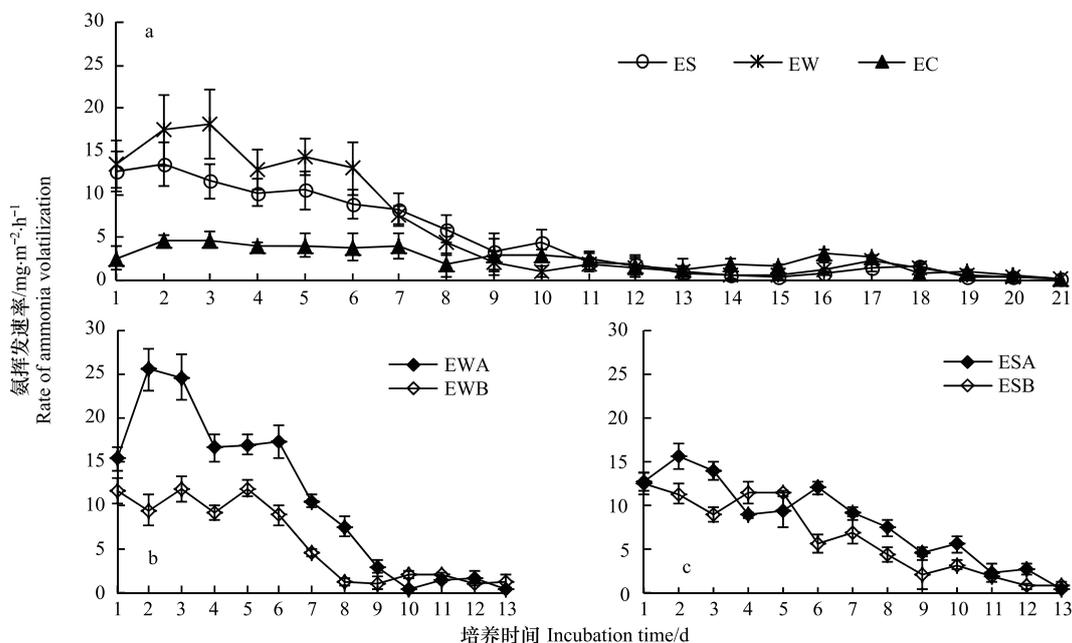


图 6 氨挥发速率

Fig. 6 Variation of $\text{NH}_3\text{-N}$ volatilization rate

a: 每天平均氨挥发速率; b: EW 组曝气阶段每天 2 个时段氨挥发速率; c: ES 组曝气阶段每天 2 个时段氨挥发速率

由图 6(b) 和 6(c) 可知,不同曝气方式下氨的挥发速率差异明显 ($P < 0.05$)。EW 组的平均氨挥发速率是 ES 组的 1.35 倍,在 A 时段(EWA)的最大挥发速率为是 ESA 的 1.63 倍,可见 EW 组的氨挥发速率要高于 ES 组。2 组曝气实验组在 A 时段的氨挥发速率趋势基本相同,即第 2 天达到峰值后下降,EWA 下降阶段的线性表达式是: $y = -2.50x + 25.72$ ($R^2 = 0.9189, P < 0.01$),ESA 此阶段线性表达式是: $y = -1.24x + 15.86$ ($R^2 = 0.9036, P < 0.01$),从斜率和截距上可以看出,EW 组氨挥发速率上升快,下降也较 ES 组迅速。另外,与 ES 组相比,EW 组每天 2 个时段的氨挥发速率差异显著 ($P < 0.05$),2 个时段氨挥发速率的差值 ΔEW (EWA-EWB) 在 -1.71 — $15.99 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 之间;ES 组每天 2 个时段的氨挥发速率无显著性差异 ($P > 0.05$), ΔES 在 -2.45 — $6.31 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 之间。

2.3.2 氨累积挥发量

由图 7 可知,在室内模拟条件下,各实验组的氨的累积挥发量不同。由图 7(a) 所示,与对照相比,曝气促进了氨的挥发,氨累积挥发量均表现为 $\text{EW} > \text{ES} > \text{EC}$ 。实验结束时,EW 与 ES 组氨的累积挥发量分别为 $2809.76 \text{ mg}/\text{m}^2$ 和 $2395.03 \text{ mg}/\text{m}^2$,分别是 EC 组的 2.25 倍和 1.92 倍。由图 7(a) 所示,与对照组相比,曝气加速了氨的挥发进程。在曝气阶段(1—13 d),EW 与 ES 组氨的累积挥发量占实验中氨累积挥发总量的比重已分别达到 93.97% 和 93.18%;EC 组在此阶段对应的比例为 72.55%。

从 2 组曝气实验组对氨的去除效果来看,水曝气要优于底泥曝气。表现在两个方面,一是在实验结束时,EW 组氨的累积挥发量是 ES 组的 1.17 倍。另外,从每天曝气时段(A 时段)氨累积挥发量来看(图 7(a)、7(b)),EW 组在每天的 A 时段累积氨挥发量占当天氨累积挥发总量的比例在 71.04%—83.06% 之间,平均为 81.19%,最大氨累积挥发量为 $1700.43 \text{ mg}/\text{m}^2$;ES 组则在 50.23%—56.62% 之间,平均为 54.72%,最大氨累积挥发量为 $1268.06 \text{ mg}/\text{m}^2$,仅为 EW 组的 59.49%。

2.3.3 氨挥发动力学特性分析

氨累积挥发量分别用一级动力学方程 [$N_t = N_0(1 - e^{-kt})$]、Elovich 方程 ($q_t = a + b \ln t$) 和抛物线扩散方程

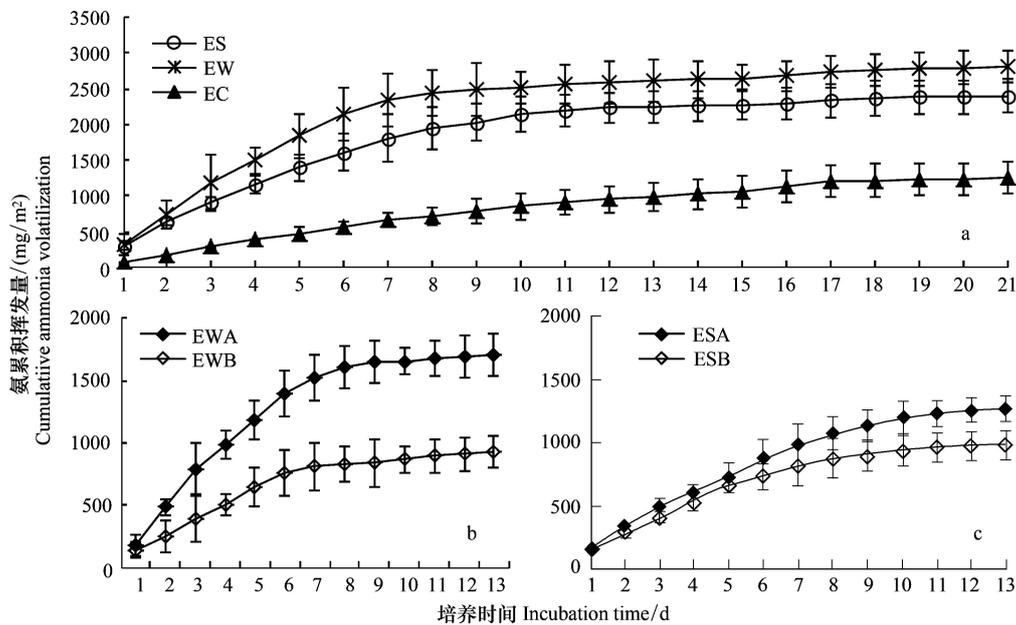


图7 累积氨挥发量

Fig. 7 Variation of cumulative $\text{NH}_3\text{-N}$ volatilization

a: 每天平均氨累积挥发量; b: EW 组曝气阶段每天 2 个时段氨累积挥发量; c: ES 组曝气阶段每天 2 个时段氨累积挥发量

($q_t = a + bt^{0.5}$) 进行的拟合, 各式中 t 代表培养时间, N_t 和 q_t 代表氨挥发量, N_0 代表最大氨挥发量, a 代表第 1 天氨挥发量, k 和 b 为氨挥发速率即单位时间内的氨挥发量, 拟合结果见表 1。

表 1 累积氨挥发量动力学方程

Table 1 Kinetic parameters of ammonia volatilization under different conditions

实验处理 Treatment	一级动力学方程 $N_t = N_0(1 - e^{-kt})$ First-order kinetics equation			Elovich 方程 $q_t = a + blnt$ Elovich equation			抛物线扩散方程 $q_t = a + bt^{0.5}$ Parabolic diffusion equation		
	N_0	k	r^2	a	b	r^2	a	b	r^2
ES	2501.99	0.1706	0.9899	223.49	762.21	0.9711	64.26	572.59	0.8969
EW	2852.90	0.2031	0.9793	394.79	856.06	0.9522	256.09	630.37	0.8420
EC	1702.57	0.0671	0.9953	149.82	446.86	0.9612	301.49	354.17	0.9936
ESA	1645.40	0.1241	0.9932	35.748	483.39	0.9759	278.90	456.31	0.9841
EWA	1969.55	0.1828	0.9726	129.47	658.12	0.9752	254.98	603.87	0.9241
ESB	1157.71	0.1791	0.9888	76.043	365.03	0.9776	151.49	340.60	0.9612
EWB	1054.74	0.1620	0.9767	81.091	343.12	0.9703	125.62	317.32	0.9350

从拟合度上看得较好的拟合效果, 但从具体参数的实际意义来看, 一级动力学方程更符合实际情况。一级动力学方程拟合的最大氨累积挥发量大小关系, 与各自的实际累积挥发量大小关系一致, 即 $\text{EW} > \text{ES} > \text{EC}$ 。2 组曝气实验组在曝气阶段 (1—13 d), 每天两个时段的氨最大释放量 N_0 和释放速率常数 k 大小关系并不一致, A 时段均表现为 $\text{EW} > \text{ES}$, B 时段则表现为 $\text{ES} > \text{EW}$, 且在 A 时段差值较大, 说明水曝气在曝气运行过程中更能促进水体氨挥发。Elovich 方程和抛物线扩散方程的 b 值也反映了不同实验组条件下的氨挥发速率, 比较 b 值发现与一级动力学反应的结论一致。

3 讨论

在同一温度下, pH 值、铵氮浓度和换气频率是决定氨挥发的主要因素^[29-31]。曝气启动后, 气泡上升作用增大了水体与空气的接触面积以及换气频率, 会使氨挥发速率有所增加^[32]。由于 CO_2 吹脱作用, 在曝气过程中实验水体 OH^- 比例增大进而水体的 pH 值升高^[30, 33], 这可能是曝气促进氨挥发速率升高的一个重要原因。

在这两个因素的作用下,在实验前期阶段曝气实验组的氨挥发速率显著高于对照组。

2 组曝气实验组的铵氮变化趋势大致一致,通气频率也相同,那么 ES 组 pH 值在各时段均小于 EW 组可能是 ES 组的氨挥发速率显著小于 EW 组的主要原因。ES 组 pH 值较小是由于底泥再悬浮物质进入上覆水中造成的。相关研究认为表层沉积物有机质含量高,分解所产生的有机酸等使表层沉积物的 pH 值低于上覆水^[34-35],实验初始测定的底泥 pH 值在 7.21—7.45 之间,均低于上覆水。曝气启动后,ES 组中表层底泥在充入空气作用下悬浮于上覆水体中,使得有机酸等酸性物质也进入上覆水体,进而中和了一部分由于 CO₂ 吹脱作用产生的 OH⁻,故 pH 值小于 EW 组。

随着曝气进行,硝化过程启动会进一步降低上覆水铵氮浓度,同时硝化过程中产生 H⁺,消耗 HCO₃⁻ 和 CO₂,造成 pH 值随着曝气开展而降低(图 2),尤其是每天静置时段(B 时段)pH 值降低的更为迅速。在充氧条件下底泥表层进一步分解^[36],酸性物质增多,造成了 ES 组 pH 值随着曝气实验进行下降的更为明显(图 2 和图 3)。于是在曝气后期,2 组曝气实验组随着 NH₄⁺-N 下降和 pH 值的降低,使得氨挥发速率明显下降并低于 EC 组水平(图 6),累积氨挥发量也接近于最大值(图 7)。

在曝气实验组,每天曝气启动后上覆水 pH 值上升反映了 CO₂ 吹脱作用;曝气停止后,空气中的 CO₂ 溶于水产生 H⁺ 导致 pH 值有所回落。于是在吹脱作用下,pH 值出现了周期性日变化,如图 3 所示。2 组曝气实验组 A 时段的 pH 值的升高,加之曝气中水体通气频率大的因素,是 A 时段累积氨挥发量大于 B 时段的主要原因(图 7)。从 EW 组和 ES 组在每天 A 时段累积氨挥发量和其占当天氨累积挥发总量的比例来看(见 2.3.2),相对于通气频率,似乎 pH 值升高是促进氨挥发的首要因素(图 7),或者说在较高 pH 值的条件下,通过曝气扰动水体可以更有效的促进氨挥发进行。此外,铵氮浓度与氨挥发的正相关说明当铵氮浓度过低时,曝气对氨挥发促进作用不明显。因此,在曝气后期,A 时段与 B 时段氨挥发速率区别不大,挥发量很小(图 6)。

由此可见,从氨挥发的驱动因素来讲,曝气可以通过增加通气频率和提高水体 pH 值来促进氨挥发进行。但是,随着曝气促进硝化作用的进行,又将削弱氨挥发作用。因为硝化过程一方面会降低水体 pH 值,另一方面铵氮因转化为硝态氮而迅速降低,pH 值和铵氮浓度的降低都将削弱氨挥发的作用。本实验也发现累积氨挥发量曲线的拐点出现在 7—8 d(图 7),这与上覆水中的硝态氮浓度出现明显上升的时间基本一致(见图 5(b))。相关研究发现^[22],在曝气充氧条件下,污染河道的硝化过程启动需要一定的时间。从本研究来看,可以通过改进曝气方式,利用这段时间强化曝气充氧对氨挥发的促进作用,从而提高曝气充氧对污染河道氮素污染控制与削减的效率。但是,具体曝气方式的选择和优化组合还有待进一步研究。

4 结论

4.1 污染河道水体具有一定氨挥发潜力,在实验室模拟条件下,氨挥发速率平均为 2.51 mg·m⁻²·h⁻¹,相当于 0.50 kgN·hm⁻²·d⁻¹。

4.2 曝气可以促进和加速污染河道水体的氨挥发,在曝气期间氨挥发速率有了显著提升,累积氨挥发量也随之提高。不同曝气方式对氨挥发影响不同,EW 组的平均氨挥发速率是 ES 组的 1.35 倍,在每天 A 时段(EWA)的最大挥发速率为是 ESA 的 1.63 倍;从氨的去除效果来看,也是 EW 组要优于 ES 组,累积挥发量是 ES 组的 1.17 倍。

4.3 各实验组的氨挥发累积量用一级动力学方程能很好地拟合,根据模型可以预测氨挥发量。

4.4 同一温度条件下,pH、铵氮浓度和通气频率是影响氨挥发的主要因素,曝气可以通过增加通气频率和提高水体 pH 值来促进氨挥发进行。

4.5 曝气在促进硝化作用进行的同时又将削弱氨挥发作用,即在曝气条件下,氨挥发作用在硝化过程启动阶段最为明显。

References:

- [1] Rabalais N N. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, 2002, 31(2): 102-112.

- [2] Alp E, Melching C S. Allocation of supplementary aeration stations in the Chicago waterway system for dissolved oxygen improvement. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(6) : 1577-1583.
- [3] Tyler R G. Polluted streams cleared up by aeration. *Civil Engineering*, 1946, 16 : 348-348.
- [4] Lin J W, Zhu Z L, Zhao J F. Effect of aeration on release of nitrogen and phosphorus from sediments in eutrophic waterbody. *Ecology and Environment*, 2005, 14(6) : 812-815.
- [5] Jiang X X, Ruan X X, Xing Y N, Zhao Z H. Effects of nutrient concentration and DO status of heavily polluted urban stream water on nitrogen release from sediment. *Environmental Science*, 2007, 28(1) : 87-91.
- [6] Liu X W, Xie D P, Li K M, Jin Z, Jiang D, Li M Y. Research on the impact mechanism of different aeration level on biogeochemical cycling of nitrogen in sediments. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(11) : 1713-1719.
- [7] Erisman J W, Bleeker A, Galloway J, Sutton M S. Reduced nitrogen in ecology and the environment. *Environmental Pollution*, 2007, 150(1) : 140-149.
- [8] Sutton M A, Erisman J W, Dentener F, Möller, D. Ammonia in the environment: from ancient times to the present. *Environmental Pollution*, 2008, 156(3) : 583-604.
- [9] Fan X H, Song Y S, Lin D X, Yang L Z, Zhou J M. Ammonia volatilization losses from urea applied to wheat on a paddy soil in Taihu region, China. *Pedosphere*, 2005, 15(1) : 59-65.
- [10] Hayashi K, Nishimura S, Yagi K. Ammonia volatilization from the surface of a Japanese paddy field during rice cultivation. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2006, 52(4) : 545-555.
- [11] Martines A M, Nogueira M A, Santos C A, Nakatani A S, Andrade C A, Coscione A R, Cantarella H, Sousa J P, Cardoso E J B N. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge. *Bioresource Technology*, 2010, 101(12) : 4690-4696.
- [12] Stratton F E. Ammonia nitrogen losses from streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE*, 1968, 94(SA6) : 1085-1092.
- [13] Murphy T P, Brownlee B G. Ammonia volatilization in a hypertrophic prairie lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1981, 38(9) : 1035-1039.
- [14] Ferrara R A, Aveci C B. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. *Journal Water Pollution Control Federation*, 1982, 54(4) : 361-369.
- [15] Zimmo O R, van der Steen N P, Gijzen H J. Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treating domestic wastewater. *Water Research*, 2003, 37(19) : 4587-4594.
- [16] Huang X F, Wen Y, He S L, Chen G, Li X D, Yang D H, Zhou Q. Migration and transformation of nitrogen in a HRAP treating domestic wastewater in rural area. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2008, 29(8) : 2219-2226.
- [17] Shilton A. Ammonia volatilization from a piggery pond. *Water Science and Technology*, 1996, 33(7) : 183-189.
- [18] Hargreaves J A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*, 1998, 166(3/4) : 181-212.
- [19] Lorenzen K, Struve J, Cowan V J. Impact of farming intensity and water management on nitrogen dynamics in intensive pond culture: a mathematical model applied to Thai commercial shrimp farms. *Aquaculture Research*, 1997, 28(7) : 493-507.
- [20] Dai S G, Zhuang Y Y, Jin Z H, Zhang M S. Estimate of ammonia transfer from Lake Dianchi water to the air. *Journal of Environmental Science*, 1995, 7(4) : 478-483.
- [21] Lu X M, Huang M S. Nitrogen and phosphorus removal and physiological response in aquatic plants under aeration conditions. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2010, 7(4) : 665-674.
- [22] Liu B, Wang G X, Wang F H, Du X, Ling F, Xia J. Effect of different aeration ways on migration and transformation of nitrogen in heavily polluted urban river. *Environmental Science*, 2011, 32(10) : 2971-2978.
- [23] Jin X C, Tu Q Y, Zhang Z S. *Rules for Investigation of Lake Eutrophication*. Beijing: China Environmental Science Press, 1990: 230-233.
- [24] Teasdale P R, Batley G E, Apte S C, Webster I T. Pore water sampling with sediment peepers. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 1995, 14(6) : 250-256.
- [25] Zhong J C, Liu G F, Fan C X, Li B, Zhang L, Ding S M. Environmental effect of sediment dredging in lake: II. The role of sediment dredging in reducing internal nitrogen release. *Journal of Lake Sciences*, 2009, 21(3) : 335-344.
- [26] Gu X Z, Wang Q, Zhang L, Shen Q S, Wang Z D, Fan C X. Influence of physical amelioration on the characteristic of sediments and pore waters in Lake Nansi Wetland. *China Environmental Science*, 2010, 30(2) : 256-262.
- [27] Qian J L, Zhang L D, Le M L. Test method for total nitrogen and total phosphorus in soils by persulfate. *Soils*, 1990, 22(5) : 258-262.
- [28] Zhou W, Tian Y H, Yin B. Ammonia volatilization and nitrogen balance after topdressing fertilization in paddy fields of Taihu Lake region. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(1) : 32-36.
- [29] Bonmatí A, Flotats X. Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management*, 2003, 23(3) : 261-272.

- [30] Cohen Y, Kirchmann H. Increasing the pH of wastewater to high levels with different gases-CO₂ stripping. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2004, 159(1): 265-275.
- [31] Zhou M L. Blow-off & Catalytic Oxidizing Method Treating High Concentrated Ammonia-nitrogen Wastewater. Kunming: Kunming Science and Technology University, 2005.
- [32] Weiler R R. Rate of loss of ammonia from water to the atmosphere. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 1979, 36(6): 685-689.
- [33] Li X P, Wei Q Y, Jin M J, Hu J, Xu P, Dong R J. Increasing the fermentation slurry pH inside digester by CO₂ stripping. *China Biogas*, 2010, 28(3): 3-7.
- [34] Qi H Y, Fan D J, Xu L, Yang Z S. The states of pH, Eh in surface sediments of the Yangtze River estuary and its adjacent areas and their controlling factors. *Acta Sedimentologica Sinica*, 2008, 26(5): 820-827.
- [35] Zhao X Q, Yang L Y, Yu Z Y, Fan Q H, Zhan Z, Xiao Y G, Yin D Q, Qin B Q. Temporal and spatial distribution of physicochemical characteristics and nutrients in sediments of Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 2007, 19(6): 698-704.
- [36] Kristensen E, Ahmed S I, Devol A H. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: which is fastest? *Limnology and Oceanography*, 1995, 40(8): 1430-1437.

参考文献:

- [4] 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, 14(6): 812-815.
- [5] 蒋小欣, 阮晓红, 邢雅囡, 赵振华. 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): 87-91.
- [6] 刘晓伟, 谢丹平, 李开明, 金中, 江栋, 李明玉. 曝气复氧对底泥氮素生物地球化学循环影响的作用机制研究. *生态环境学报*, 2011, 20(11): 1713-1719.
- [16] 黄翔峰, 闻岳, 何少林, 陈广, 李旭东, 杨殿海, 周琪. 高效藻类塘对农村生活污水的处理及氮的迁移转化. *环境科学*, 2008, 29(8): 2219-2226.
- [22] 刘波, 王国祥, 王风贺, 杜旭, 凌芬, 夏劲. 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] 金相灿, 屠清瑛, 章宗涉. 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: 230-233.
- [25] 钟继承, 刘国锋, 范成新, 李宝, 张路, 丁士明. 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.
- [26] 古小治, 王强, 张雷, 申秋实, 王兆德, 范成新. 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.
- [27] 钱君龙, 张连弟, 乐美麟. 过硫酸盐消化法测定土壤全氮全磷. *土壤*, 1990, 22(5): 258-262.
- [28] 周伟, 田玉华, 尹斌. 太湖地区水稻追肥的氨挥发损失和氮素平衡. *中国生态农业学报*, 2011, 19(1): 32-36.
- [31] 周明罗. 高浓度氨氮废水的吹脱及气相氨的催化氧化研究. 昆明: 昆明理工大学, 2005.
- [33] 李小平, 魏泉源, 金明军, 胡静, 徐攀, 董仁杰. CO₂ 吹脱提升厌氧发酵液 pH 值研究. *中国沼气*, 2010, 28(3): 3-7.
- [34] 齐红艳, 范德江, 徐琳, 杨作升. 长江口及邻近海域表层沉积物 pH、Eh 分布及制约因素. *沉积学报*, 2008, 26(5): 820-827.
- [35] 赵兴青, 杨柳燕, 于振洋, 樊启慧, 詹忠, 肖元庚, 尹大强, 秦伯强. 太湖沉积物理化性质及营养盐的时空变化. *湖泊科学*, 2007, 19(6): 698-704.

ACTA ECOLOGICA SINICA Vol. 32, No. 23 December, 2012 (Semimonthly)

CONTENTS

Maternal thermoregulation during gestation affects the phenotype of hatchling Chinese skinks (*Eumeces chinensis*): testing the maternal manipulation hypothesis LI Hong, ZHOU Zongshi, WU Yanqing, et al (7255)

Effects of conspecific and interspecific interference competitions on cache site selection of Siberian chipmunks (*Tamias sibiricus*) SHEN Zhen, DONG Zhong, CAO Lingli, et al (7264)

Characterization of ammonia volatilization from polluted river under aeration conditions: a simulation study LIU Bo, WANG Wenlin, LING Fen, et al (7270)

Diurnal activity patterns and environmental factors on behaviors of Bar-headed Geese *Anser indicus* wintering at Caohai Lake of Guizhou, China YANG Yanfeng, ZHANG Guogang, LU Jun, et al (7280)

Impacts of snow cover change on soil water-heat processes of swamp and meadow in Permafrost Region, Qinghai-Tibetan Plateau CHANG Juan, WANG Gengxu, GAO Yongheng, et al (7289)

Spatial-temporal changes of urban patch wetlands in Changsha, China GONG Yingbi, JING Lei, PENG Lei, et al (7302)

Modeling of carbon and water fluxes of Qianyanzhou subtropical coniferous plantation using model-data fusion approach REN Xiaoli, HE Honglin, LIU Min, et al (7313)

Ecological compensation standard for controlling nitrogen non-point pollution from farmland: a case study of Yixing City in Jiang Su Province ZHANG Yin, ZHOU Yuchen, SUN Hua (7327)

Static toxicity evaluation of chemical wastewater by PFU microbial communities method LI Zhaoxia, ZHANG Yuguo, LIANG Huixing (7336)

Emergy evaluation of an agro-circulation system in Beijing suburb: take Jianyan village as a case study ZHOU Liandi, HU Yanxia, WANG Yazhi, et al (7346)

Research on the cooling effect of Xi'an parks in summer based on remote sensing FENG Xiaogang, SHI Hui (7355)

The dynamics of spatial and temporal changes to forested land and key factors driving change on Hainan Island WANG Shudong, OUYANG Zhiyun, ZHANG Cuiping, et al (7364)

Impact of different sowing dates on green water footprint of maize in western Jilin Province QIN Lijie, JIN Yinghua, DUAN Peili (7375)

The dynamic variation of maize (*Setaria mays* L.) population growth characteristics under cultivars-intercropped on the Loess Plateau WANG Xiaolin, ZHANG Suiqi, WANG Shuqing, et al (7383)

Effect of different planting methods on root-shoot characteristics and grain yield of summer maize under high densities LI Zongxin, CHEN Yuanquan, WANG Qingcheng, et al (7391)

Heavy metal contaminant in development process of artificial biological Soil Crusts in sand-land XU Jie, AO Yanqing, ZHANG Jingxia, et al (7402)

Effects of enhanced UV-B radiation and nitrogen on photosynthetic pigments and non-enzymatic protection system in leaves of foxtail millet (*Setaria italica* (L.) Beauv.) FANG Xing, ZHONG Zhangcheng (7411)

Photosynthetic response of different ecotype of *Illicium lanceolatum* seedlings to drought stress and rewatering CAO Yonghui, ZHOU Benzhi, CHEN Shuanglin, et al (7421)

Seasonal variations in the stems of *Larix principis-rupprechtii* at the treeline of the Luya Mountains DONG Manyu, JIANG Yuan, WANG Mingchang, et al (7430)

Influence of terrain on plant biomass estimates by remote sensing: a case study of Guangzhou City, China SONG Weiwei, GUAN Dongsheng, WANG Gang (7440)

Effects of exponential fertilization on biomass allocation and root morphology of *Catalpa bungei* clones WANG Lipeng, YAN Ziyi, LI Jiyue, et al (7452)

Effects of fire damages on *Larix gmelinii* radial growth at Tahe in Daxing'an Mountains, China WANG Xiaochun, LU Yongxian (7463)

A model for water consumption by mountain jujube pear-like XIN Xiaogui, WU Pute, WANG Youke, et al (7473)

Specificity of photosystems function change of two kinds of overwintering broadleaf evergreen plants ZHONG Chuanfei, ZHANG Yuntao, WU Xiaoying, et al (7483)

- Effects of drought on fluorescence characteristics of photosystem II in leaves of *Ginkgo biloba* WEI Xiaodong, CHEN Guoxiang, SHI Dawei, et al (7492)
- Numerical classification and ordination of forest communities in habitat of Sichuan Snub-nosed Monkey in Hubei Shennongjia National Nature Reserve LI Guangliang, CONG Jing, LU Hui, et al (7501)
- Impact of inorganic anions on the cadmium effective fraction in soil and its phytoavailability during salinization in alkaline soils WANG Zuwei, YI Liangpeng, GAO Wenyan, et al (7512)
- Photosynthetic adaptability of the resistance ability to weak light of 2 species *Spiraea* L. LIU Huimin, MA Yanli, WANG Baichen, et al (7519)
- Fine root longevity and controlling factors in a *Phoebe Bournei* plantation ZHENG Jinxing, HUANG Jinxue, WANG Zhenzhen, et al (7532)
- Analysis on spatial structure and scenarios of carbon dioxide emissions from tourism transportation XIAO Xiao, ZHANG Jie, LU Junyu, et al (7540)
- The hydrological response to human activities in Guishui River Basin, Beijing LIU Yuming, ZHANG Jing, WU Pengfei, et al (7549)
- Socio-economic impacts of under-film drip irrigation technology and sustainable assessment: a case in the Manas River Basin, Xinjiang, China FAN Wenbo, WU Pute, MA Fengmei (7559)
- Effects of pattern and timing of high temperature exposure on the mortality and fecundity of *Aphis gossypii* Glover on cotton GAO Guizhen, LÜ Zhaozhi, XIA Deping, et al (7568)
- Physiological responses of *Eucalyptus* trees to infestation of *Leptocybe invasa* Fisher & La Salle WU Yaojun, CHANG Mingshan, SHENG Shuang, et al (7576)
- Carbon storage capacity of a *Betula alnoides* stand and a mixed *Betula alnoides* × *Castanopsis hystrix* stand in Southern Subtropical China: a comparison study HE Youjun, QIN Lin, LI Zhiyong, et al (7586)
- Distribution and ecological risk assessment of 7 heavy metals in urban forest soils in Changsha City FANG Xi, TANG Zhijuan, TIAN Dalun, et al (7595)
- Review and Monograph**
- The relationship between humans and the environment at the urban-rural interface: research progress and prospects HUANG Baorong, ZHANG Huizhi (7607)
- Flux footprint of carbon dioxide and vapor exchange over the terrestrial ecosystem: a review ZHANG Hui, SHEN Shuanghe, WEN Xuefa, et al (7622)

《生态学报》2013 年征订启事

《生态学报》是中国生态学学会主办的生态学专业性高级学术期刊,创刊于 1981 年。主要报道生态学研究原始创新性科研成果,特别欢迎能反映现代生态学发展方向的优秀综述性文章;研究简报;生态学新理论、新方法、新技术介绍;新书评介和学术、科研动态及开放实验室介绍等。

《生态学报》为半月刊,大 16 开本,300 页,国内定价 90 元/册,全年定价 2160 元。

国内邮发代号:82-7,国外邮发代号:M670

标准刊号:ISSN 1000-0933 CN 11-2031/Q

全国各地邮局均可订阅,也可直接与编辑部联系购买。欢迎广大科技工作者、科研单位、高等院校、图书馆等订阅。

通讯地址:100085 北京海淀区双清路 18 号 电 话:(010)62941099; 62843362

E-mail: shengtaixuebao@rcees.ac.cn 网 址: www.ecologica.cn

编辑部主任 孔红梅 执行编辑 刘天星 段 靖

生 态 学 报

(SHENGTAI XUEBAO)

(半月刊 1981 年 3 月创刊)

第 32 卷 第 23 期 (2012 年 12 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA

(Semimonthly, Started in 1981)

Vol. 32 No. 23 (December, 2012)

编 辑	《生态学报》编辑部 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085 电话:(010)62941099 www.ecologica.cn shengtaixuebao@rcees.ac.cn	Edited by	Editorial board of ACTA ECOLOGICA SINICA Add: 18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China Tel: (010)62941099 www.ecologica.cn Shengtaixuebao@rcees.ac.cn
主 编	冯宗炜	Editor-in-chief	FENG Zong-Wei
主 管	中国科学技术协会	Supervised by	China Association for Science and Technology
主 办	中国生态学学会 中国科学院生态环境研究中心 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085	Sponsored by	Ecological Society of China Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS Add: 18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
出 版	科 学 出 版 社 地址:北京东黄城根北街 16 号 邮政编码:100071	Published by	Science Press Add: 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷	北京北林印刷厂	Printed by	Beijing Bei Lin Printing House, Beijing 100083, China
发 行	科 学 出 版 社 地址:东黄城根北街 16 号 邮政编码:100071 电话:(010)64034563 E-mail: journal@espg.net	Distributed by	Science Press Add: 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China Tel: (010)64034563 E-mail: journal@espg.net
订 购	全国各地邮局	Domestic	All Local Post Offices in China
国外发行	中国国际图书贸易总公司 地址:北京 399 信箱 邮政编码:100044	Foreign	China International Book Trading Corporation Add: P. O. Box 399 Beijing 100044, China
广告经营 许 可 证	京海工商广字第 8013 号		



ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 70.00 元