

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第35卷 第9期

Vol.35 No.9

2014

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

长江三角洲地区霾判别方法的对比分析	刘晓慧,朱彬,高晋徽,张恩红,王红磊,陈焯鑫,王姝 (3239)
1980~2012年江苏省城市霾日的时空分布及成因分析	刘端阳,魏建苏,严文莲,吕军,孙燕 (3247)
瓦里关大气二氧化碳和甲烷时间变化特征	刘鹏,张国庆,王剑琼,吴昊,李宝鑫,王宁章 (3256)
上海城区PM _{2.5} 中有机碳和元素碳变化特征及来源分析	张懿华,王东方,赵倩彪,崔虎雄,李娟,段玉森,伏晴艳 (3263)
亚青会期间南京市气溶胶中OC和EC的粒径分布	王红磊,朱彬,安俊琳,段卿,邹嘉南,沈利娟 (3271)
无锡市冬季典型天气PM _{2.5} 中碳组分的污染特征	云龙龙,陆钊,张天舒,伍德侠,盛世杰,陆亦怀,刘建国 (3280)
高炉炼铁工艺细颗粒物PM _{2.5} 排放特性分析	范真真,赵亚丽,赵浩宁,梁兴印,孙静雯,王保贵,王亚军 (3287)
重庆市北碚城区大气中VOCs组成特征研究	祁心,郝庆菊,吉东生,张军科,刘子锐,胡波,王跃思,江长胜 (3293)
双组分VOCs的催化氧化及动力学分析	卜龙利,杨力,孙剑宇,梁欣欣,虎雪姣,孟海龙 (3302)
汽车排放超细微粒数浓度及粒径谱特征的实验研究	陆叶强,陈秋方,孙在,蔡志良,杨文俊 (3309)
疏勒河上游地表水化学离子特征及其控制因素	周嘉欣,丁永建,曾国雄,吴锦奎,秦甲 (3315)
河流库区沉积物-水界面营养盐及气态氮的释放过程和通量	陈朱虹,陈能汪,吴殷琪,莫琼利,周兴鹏,鲁婷,田蕴 (3325)
大辽河感潮段及其近海河口重金属空间分布及污染评价	张雷,秦延文,马迎群,赵艳民,时瑶 (3336)
雅鲁藏布江中段表层沉积物重金属形态分布及风险评价	柏建坤,李潮流,康世昌,陈鹏飞,王建力 (3346)
北京奥林匹克公园地表颗粒物粒度特征分析	李海燕,石安邦,瞿杨晨,岳靖冰 (3352)
黄河表层沉积物中类二噁英多氯联苯水平分布	李光耀,金军,何畅,王英,马召辉,李明园 (3358)
合肥城郊典型源头溪流不同渠道形态的氮磷滞留特征	李如忠,杨继伟,钱靖,董玉红,唐文坤 (3365)
基于水资源调度的平原河网区城市河道氮迁移转化研究	刘波,盛明,朱强,杨霜,檀炳超,范冉,南旭军,何茂阳,王国祥 (3373)
杭州湾潮滩湿地植物不同分解过程及其磷素动态	邵学新,梁新强,吴明,叶小齐,蒋科毅 (3381)
基于数据同化的太湖叶绿素多模型协同反演	李渊,李云梅,吕恒,朱利,吴传庆,杜成功,王帅 (3389)
天然日光辐照下两江交汇处溶解性有机质(DOM)光漂白过程:以涪江-嘉陵江为例	高洁,江韬,闫金龙,魏世强,王定勇,卢松,李璐璐 (3397)
利用紫外-可见吸收光谱估算三峡库区消落带水体、土壤和沉积物溶解性有机质(DOM)浓度	李璐璐,江韬,卢松,闫金龙,高洁,魏世强,王定勇,郭念,赵铮 (3408)
Cu ₂ O-Ag-AgBr/MA可见光催化剂的制备及其降解2-氯苯酚的研究	王冉,周雪峰,胡学香,胡春 (3417)
不同粒径零价铁活化过硫酸钠氧化降解酸性橙7的影响及动力学研究	李欢旋,王金泉,马邕文,黄明智,王艳,陈杨梅 (3422)
还原脱氯-生物联合降解2,4-二氯苯氧乙酸	周红艺,曾思思,梁思,韩鉴 (3430)
多介质土壤滤层系统(MSL)与潜流式人工湿地技术处理海水养殖废水的效能比较	宋颖,黄玉婷,葛川,张浩,陈昕,张志剑,罗安程 (3436)
不同碳源在污水处理过程中的变化规律研究	金鹏康,常晋,王先宝,刘柯君,王晓昌 (3443)
气升装置对厌氧氨氧化反应器脱氮效能的影响	李祥,张大林,黄勇,陈宗烜,袁怡 (3449)
微波及其组合工艺强化污泥厌氧消化研究	刘吉宝,倪晓棠,魏源送,佟娟,王亚伟 (3455)
“热水解-高温厌氧消化”工艺处理高含固率剩余污泥的中试研究	吴静,王广启,曹知平,李中华,胡玉瑛,王凯军,左剑恶 (3461)
温度对ABR-MBR复合工艺处理生活污水的影响及其微生物群落分析	吴鹏,陆爽君,徐乐中,刘捷,沈耀良 (3466)
污水处理厂尾水细菌群落结构分析	徐爱玲,任杰,宋志文,吴等等,夏岩 (3473)
沼液养殖钝顶螺旋藻的中试研究	国青青,刘锐,罗金飞,王根荣,陈吕军,刘笑 (3480)
内源呼吸过程溶解性代谢产物的光谱特性分析	李志华,张芹,白旭丽,刘毅 (3487)
基于呼吸图谱的自养菌与异养菌内源呼吸过程分析	李志华,白旭丽,张芹,刘毅,贺春博 (3492)
S-异丙甲草胺与镉对斜生栅藻光合作用的影响	陈彩东,胡晓娜,章小强,刘惠君 (3498)
影响浑太河流域鱼类群落结构的不同尺度环境因子分析	李艳利,李艳粉,徐宗学 (3504)
河口区新建河道轮虫群落演替及与水环境的关系	马文华,张玮,顾琬雯,张瑞雷,王丽卿 (3513)
Fontibacter sp. SgZ-2厌氧腐殖质/Fe(III)还原特性及电子传递机制研究	马晨,杨贵芹,陆琴,周顺桂 (3522)
基于UNMIX模型的夹皮沟金矿区土壤重金属源解析	艾建超,王宁,杨净 (3530)
石河子市土壤环境磁学特征及空间分布研究	杨涵,熊黑钢,陈学刚 (3537)
不同施磷量(KH ₂ PO ₄)作用对Cu、Zn在红壤中的迁移转化	郭亮,李忠武,黄斌,王艳,张艳 (3546)
硫素对水稻吸收砷的生物有效性及其在土壤中形态影响	杨世杰,唐冰培,王代长,饶伟,张亚楠,王丹,朱云集 (3553)
硫对土壤中硒形态变化及油菜硒吸收的影响	刘新伟,段碧辉,夏全杰,矫威,郭再华,胡承孝,赵竹青 (3564)
再生水灌溉对土壤化学性质及可培养微生物的影响	龚雪,王继华,关键飞,杨雪辰,陈黛慈 (3572)
西南喀斯特山区寿竹林地土壤微生物量与酶活性在不同坡位和剖面层次的分布特征	秦华军,何丙辉,赵旋池,李源,毛文韬,曾清平 (3580)
黔中喀斯特石漠化区不同土壤类型对常见植物叶片δ ¹³ C值的影响	杜雪莲,王世杰,罗绪强 (3587)
碳底物含量对厌氧条件下水稻土N ₂ 、N ₂ O、NO、CO ₂ 和CH ₄ 排放的影响	陈诺,廖婷婷,王睿,郑循华,胡荣桂,Klaus Butterbach-Bahl (3595)
北京市典型绿化灌木阻滞吸附PM _{2.5} 能力研究	梁丹,王彬,王云琦,张会兰,杨松楠,李昂 (3605)
污泥焚烧过程中氯化物对Cd迁移行为的影响	刘敬勇,卓钟旭,孙水裕,罗光前,李晓明,谢武明,王玉洁,杨佐毅,赵素莹 (3612)
京津冀区域生产和消费CO ₂ 排放的时空特点分析	汪浩,陈操操,潘涛,刘春兰,陈龙,孙莉 (3619)
水泥工业大气污染物排放控制水平确立研究	任春,江梅,邹兰,李晓倩,魏玉霞,赵国华,张国宁 (3632)
《环境科学》征稿简则(3279) 《环境科学》征订启事(3545) 信息(3364,3486,3552,3563)	

河流库区沉积物-水界面营养盐及气态氮的释放过程和通量

陈朱虹¹, 陈能汪^{1*}, 吴殷琪¹, 莫琼利¹, 周兴鹏¹, 鲁婷¹, 田蕴²

(1. 厦门大学环境与生态学院, 福建省海陆界面生态环境重点实验室, 厦门 361102; 2. 厦门大学生命科学学院, 厦门 361102)

摘要: 以九龙江北溪西陂电站库区为例, 于2013年不同季节开展原状泥柱静态培养、气态氮水柱剖面观测和通量模拟实验, 结合水和沉积物理化参数和微生物参数, 研究河流库区沉积物-水界面营养盐及气态氮的释放过程和通量。结果表明, 库区沉积物 NH_4^+ 和 PO_4^{3-} 总体表现为释放行为 [平均 NH_4^+ 通量 $(480 \pm 675) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 平均 PO_4^{3-} 通量 $(4.56 \pm 0.54) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$], 而 NO_3^- 和 NO_2^- 表现为吸附行为。洪水季节带来大量的有机质沉积在库区, 造成枯水期沉积物无机氮磷向上覆水体释放。湖泊区气态氮释放以 N_2 为主 ($>98\%$), 沉积物-水界面 N_2 释放通量平均为 $(15.8 \pm 12.5) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 。水柱 N_2 净增量有明显的空间差异和垂向分布规律, 受沉积物-水界面生化过程 (反硝化和厌氧氨氧化作用) 和流动水团的综合影响。下游站位存在较强的硝化作用, N_2O 相对富集, 主要受水中氨氮占无机氮的比例控制。

关键词: 水库; 沉积物; 氮磷; N_2 ; N_2O ; 九龙江

中图分类号: X144 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2014)09-3325-11 DOI: 10.13227/j.hj.kx.2014.09.012

Sediment-water Flux and Processes of Nutrients and Gaseous Nitrogen Release in a China River Reservoir

CHEN Zhu-hong¹, CHEN Neng-wang¹, WU Yin-qi¹, MO Qiong-li¹, ZHOU Xing-peng¹, LU Ting¹, TIAN Yun²

(1. Fujian Provincial Key Laboratory for Coastal Ecology and Environmental Studies, College of the Environment and Ecology, Xiamen University, Xiamen 361102, China; 2. School of Life Science, Xiamen University, Xiamen 361102, China)

Abstract: The key processes and fluxes of nutrients (N and P) and gaseous N (N_2 and N_2O) across the sediment-water interface in a river reservoir (Xipi) of the Jiulong River watershed in southeast China were studied. Intact core sediment incubation of nutrients exchange, in-situ observation and lab incubation of excess dissolved N_2 and N_2O (products of nitrification, denitrification and Anammox), and determination of physiochemical and microbe parameters were carried out in 2013 for three representative sites along the lacustrine zone of the reservoir. Results showed that ammonium and phosphate were generally released from sediment to overlying water [with averaged fluxes of N $(479.8 \pm 675.4) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ and P $(4.56 \pm 0.54) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$], while nitrate and nitrite diffused into the sediment. Flood events in the wet season could introduce a large amount of particulate organic matter that would be trapped by the dam reservoir, resulting in the high release fluxes of ammonium and phosphate observed in the following low-flow season. No clear spatial variation of sediment nutrient release was found in the lacustrine zone of the reservoir. Gaseous N release was dominated by excess dissolved N_2 (98% of total), and the N_2 flux from sediment was $(15.8 \pm 12.5) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. There was a longitudinal and vertical variation of excess dissolved N_2 , reflecting the combined results of denitrification and Anammox occurring in anoxic sediment and fluvial transport. Nitrification mainly occurred in the lower lacustrine zone, and the enrichment of N_2O was likely regulated by the ratio of ammonium to DIN in water.

Key words: reservoir; sediment; nitrogen and phosphorus; N_2 ; N_2O ; Jiulong River

沉积物-水界面被认为是湖泊、水库氮磷循环的重要界面, 扮演着“源”与“汇”的作用^[1,2]。在吸附解吸、分子扩散、对流等作用机制下, 沉积物中的营养盐氮磷通过间隙水与上覆水进行交换, 或通过再悬浮和底栖生物扰动作用, 颗粒态氮磷直接进入上覆水。来自外源 (如河流输入) 或者自生的颗粒有机物质沉降后, 在微生物作用下发生各种生物地球化学过程转化 (如矿化、硝化、反硝化、厌氧氨氧化等)。这些生物地球化学过程及其速率在不同沉积物环境表现不同, 造成沉积物营养盐及气态物质 (如 N_2 和 N_2O) 的释放过程

和通量呈现高度的时空差异, 反映了全球水生态系统的复杂性。研究发现影响沉积物-水界面氮磷交换形态和通量的影响因素主要包括温度、DO、pH、有机碳、微生物及水动力条件等^[3~9]。

收稿日期: 2014-01-27; 修订日期: 2014-03-24

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41076042, 41376082); 中央高校基本科研业务费专项 (2012121053); 中国科学院城市环境与健康重点实验室 (城市环境研究所) 开放基金项目 (KLUEH201008)

作者简介: 陈朱虹 (1989~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为流域水环境管理, E-mail: 597721118@qq.com

* 通讯联系人, E-mail: nwchen@xmu.edu.cn

沉积物氮磷在一定条件下可向上覆水释放并被生物利用,是水质恶化和水体富营养化的重要机制之一^[10,11]. 国内外开展了大量的沉积物-水界面过程与通量的实验和模拟研究,但主要集中在湖泊系统^[12~17]. 在水资源开发利用的市场驱动下,我国的电站大坝数量居世界之首,河流湖库化和富营养化问题突出^[18],然而对于河流库区沉积物营养盐释放通量的研究仅限于三峡水库^[19]和其他一些水库^[20~22]. 河流库区与湖泊的水文水动力特征有很大不同,属于相对开放的流水系统. 河流沉积物的形成与流域降水、流域土壤、植被、土地利用和人为污染排放有密切关系,还与河道地形和大坝流量调节有关. 目前我国对河流库区沉积物的氮磷释放过程与影响机制认识十分有限,亟需加强观测和实验研究. 沉积物-水界面氮磷的通量研究有不同方法,包括静态或动态扩散培养法^[23~25]、间隙水浓度梯度估算法^[26]等. 大部分研究采用原状沉积物培养,以获取沉积物-水界面的营养盐释放通量,培养时间从若干小时到几天,培养装置和估算方法不尽相同. 纵观国内外研究报道,发现针对某些营养盐形态(氨氮、磷酸盐)的实验研究较多,而针对全营养盐形态(三氮和磷酸盐)和气态氮(硝化、反硝化、厌氧氨氧化过程产生的溶解 N_2 和 N_2O)的实验研究鲜见报道^[3],造成无法全面评估沉积物-水界面氮磷交换通量,也限制了对营养盐循环过程和机制的认识.

受人类活动和气候变化的叠加影响,流域污染物排放和非点源污染增加,湖泊、河流和水库普遍存在氮磷富集和富营养化问题,直接影响水资源的可持续利用和水生态系统健康^[27,28]. 九龙江是福建省第二大江,近 30 年来,流域内化肥施用量和畜禽养殖量增加了 3~7 倍,梯级水电站大量修建,流域营养盐污染负荷持续增加,河流湖库化与富营养化问题日益加剧^[29]. 2009 年初,九龙江北溪上游发生了大规模的拟多甲藻水华,并向下游库区蔓延式暴发直至漳州、厦门的饮用水源地——江东库区^[30]. 为深入研究九龙江水华过程及其调控机制,在分析北溪河流、库区 16 个站位的沉积物磷含量的空间分布、形态特征^[31]的基础上,本文进一步选择北溪中游的西陂电站库区(湖泊区)为研究对象,采用原状泥柱静态培养法,测定沉积物-水界面营养盐氮磷形态的释放速率,结合溶解 N_2 和 N_2O 的水柱剖面观测和室内模拟实验结果,综合评估库区沉积物氮磷和气态氮的释放通量的时空变化规律及其影

响因素. 结合水和沉积物理化参数和生物参数,初步讨论沉积物-水界面主要氮循环过程,以期为富营养化防控提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

九龙江流域地处亚热带季风区(图 1),年均降水量 1 400~1 800 mm,4~9 月的降雨量占全年的 75%. 土壤类型分布有红壤(62%)、赤红壤(16%)、黄壤(8%)和水稻土(9%),具有“粘、酸、瘦”的特点. 流域内有北溪、西溪和南溪三条主要干流,其中北溪流域面积 9 640 km²,河长 274 km,多年平均流量 281 m³·s⁻¹(约占九龙江总流量的 2/3),河道平均坡降 2.4‰. 全流域电站大坝超过 120 座,其中,仅北溪干流上就建有 11 级梯级水电站,河流湖库化现象严重. 本文选取北溪中游华安县境内的西陂电站库区(湖泊区)为重点研究对象. 西陂库区集水面积 6 706 km²,总库容 1 640 万 m³,湖泊区长约 2.5 km,水深 6~20 m.

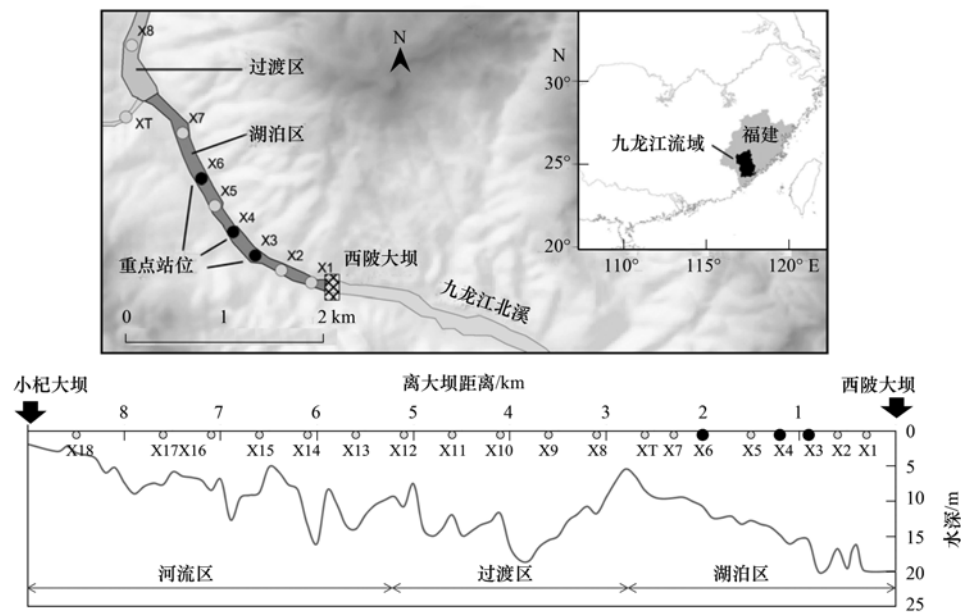
1.2 样品采集与现场观测

沿湖泊区设置 3 个站位(X6、X4、X3),见图 1. 考虑季节和水文条件变化,共设计 4 次采样和实验,分别为 2013 年 4 月(春)、6 月(夏)、9 月(秋)和 12 月(冬). 采样当日大坝出库平均逐时流量分别为:(125.6 ± 37.7)、(270.5 ± 23.7)、(166.2 ± 62.5)、(52.1 ± 22.5)m³·s⁻¹.

(1)柱状沉积物采集 利用奥地利进口不锈钢柱状采泥器(采泥器改造后配备 $\Phi 60$ mm × 300 mm 有机玻璃管,可直接用于培养),在湖泊区 3 个重点站位采集未扰动柱状沉积物芯样(预实验表明平行性良好,每站位采集 1 根,以增加空间上的样点分布),控制沉积物高约 10~12 cm. 两端用橡胶塞塞紧,加铝箔纸避光,放入保温箱中当天运回实验室并马上进行恒温培养(见 1.3 节).

(2)表层沉积物采集 用不锈钢抓斗采泥器采集各站点沉积物样品约 500 g,小心抓取表层泥样混匀后分别装入洁净的自封袋中,置于保温箱带回. 沉积物用于测定基本理化参数(4 月由于采泥器损坏,仅测定 X3 站位),9 月和 12 月加测沉积物粒径组成,12 月(枯水期)分析了微生物氮功能菌群及其丰度.

(3)水样采集 采集各站点的上覆水装满水袋(5 L),用于柱状沉积物培养. 另外采集表层水(0.5 m)和上覆水各 300 mL 用于水化学参数分析.



图中采样站位系整个研究项目所设计,本研究主要涉及 3 个重点站位(实心点)

图 1 研究区和采样点位置及库区水深示意

Fig. 1 Map of study reservoir showing sampling sites and water depth

(4)现场观测 利用 WTW 多参数水质仪现场测定 pH、DO、水温。

1.3 沉积物营养盐释放实验和通量计算

为模拟沉积物-水界面的营养盐及气态氮的释放过程与通量,参照美国马里兰大学建立的 SONE (sediment oxygen and nutrient exchanges) 方法^[32],设计实验装置(图 2)并进行静态模拟实验。主要实验步骤:将培养管置于恒温水槽(设定温度为现场水温),通过重力溢流方式,用水袋中的上覆水更新柱状沉积物上覆水,塞紧顶部盖子,连接进入和出水管

路。由于培养管径小(60 mm),未设混匀装置,引流硅胶管的入水口置于中部(靠近沉积物)以获取代表性的水样。避光培养 5 h,期间每间隔 1 h 取样,包括培养开始时采集的初始样,共采集 6 次样,每次取 2 个平行样(共 10 mL,小于上覆水体积的 2%)。每次取完水样后,在重力和负压作用下,上覆水会自动补充至培养管中。水样经针式过滤器(配 0.45 μm 滤膜)过滤后测定营养盐浓度。基于氮、磷浓度(2 个平行样的平均值)变随时间的变化关系,计算沉积物各形态氮、磷的释放通量,计算见式(1)。释放通量正值表明沉积物氮磷向上覆水释放,负值表明上覆水氮磷被沉积物吸附。

$$F = k \cdot 60 \cdot h \cdot 1\,000 \cdot 24 \tag{1}$$

式中, F 为释放通量 $[\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}]$; k 为随时间上覆水氮、磷浓度变化的斜率 $[\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}]$; h 为上覆水的高度(m)。

为保证实验结果的有效性,参考 Cowan 等^[32]提出的原则处理:① 如果营养盐浓度对时间作图得到的斜率具有显著的统计学意义,直接采用此斜率计算通量。② 如果营养盐浓度随时间呈现明显的升高或降低趋势,但有一个数据变化较大(较低或较高),那么这个数据被视为样品可能受到污染而弃用,从而得到新的斜率(通过显著性检查)并用于计算通量。③ 如果营养盐浓度随时间变化较混乱(如没有显著的升高或降低趋势),且浓度变化超过 2

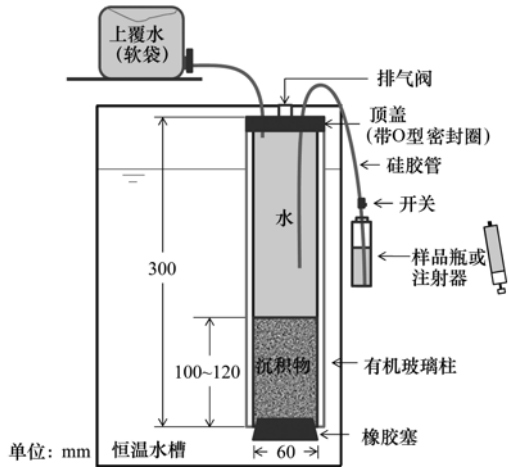


图 2 原状沉积物培养装置示意

Fig. 2 Schematic diagram of the intact core sediment incubation device

倍的检测限(本方法检测限分别为 NH_4^+-N : $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_3^--N : $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_2^--N : $0.001 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, DRP : $0.001 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 则数据视为无法解释(NI). ④如果营养盐浓度随时间变化较混乱(如没有显著的升高或降低趋势), 且浓度变化不超过2倍的检测限, 那么斜率视为0, 其沉积物-水界面通量也为0.

1.4 溶解 N_2 和 N_2O 剖面观测及沉积物-水界面 N_2 通量实验

于2013年12月(枯水期), 对湖泊区其中两个站位(X6和X3)的溶解 N_2 和 N_2O 浓度进行剖面观测, 由表至底间隔2 m 采集样品. 每个水层采集2个平行样品. 样品瓶选用气密性好的20 mL 带橡胶垫片的细长型螺口瓶. 利用手持蠕动泵采水器, 通过硅胶管引流至样品瓶底部, 控制引流速度, 避免产生气泡和漩涡. 当水样装满整个样品瓶后应继续引流, 让其溢流样品瓶1/2 体积以上, 缓慢抽出硅胶管. 每瓶滴加饱和氯化汞溶液(0.1% 体积分数)灭活. 小心旋紧瓶盖, 检查样品瓶内是否有气泡, 如有则丢弃重新采集. 样品瓶置于恒温箱水封保存, 一周内测定. 同时, 加采一瓶300 mL 水样用于测定营养盐(NO_3^--N 、 NO_2^--N 、 NH_4^+-N 、 DRP).

溶解 N_2 浓度的测定采用 $\text{N}_2:\text{Ar}$ 比值法^[33], 所用仪器是溶解气体质谱分析仪(HPR-40, 英国Hiden公司). 溶解 N_2O 浓度的测定采用吹扫捕集-气相色谱法^[34], 所用仪器为配有微池电子捕获检测器(μECD)和吹扫捕集装置(Encon, 美国EST公司)的6890 气相色谱仪(美国Agilent公司). 溶解 N_2 净增量的计算见式(2). 溶解 N_2 净增量实际上是 N_2 的表观产量(即反硝化等过程产生的 N_2 量减去生物固氮量), 当其为正值时表示反硝化作用的净氮增量, 其为负值时可理解为固氮作用大于反硝化作用. 溶解 N_2O 净增量的计算见式(3).

$$\Delta[\text{N}_2] = \text{N}_{2(\text{water})} - \text{N}_{2(\text{eq})} \quad (2)$$

式中, $\text{N}_{2(\text{water})}$ 指水样实测的溶解 N_2 浓度, 单位为 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{N}_{2(\text{eq})}$ 指水样的溶解 N_2 理论平衡浓度, 根据水样的温度和盐度由 Weiss 方程^[35] 计算获得.

$$\Delta[\text{N}_2\text{O}] = \text{N}_{2\text{O}(\text{water})} - \text{N}_{2\text{O}(\text{eq})} \quad (3)$$

式中, $\text{N}_{2\text{O}(\text{water})}$ 指水样实测的溶解 N_2O 浓度, $\text{nmol}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{N}_{2\text{O}(\text{eq})}$ 指水样的溶解 N_2O 理论平衡浓度, 根据水样的温度和盐度由 Weiss 方程^[36] 计算.

为获取沉积物-水界面气态氮的释放通量, 在采集上述剖面水样品后, 同1.2节中采集X6和X3两

站位的柱状沉积物样品. 运回实验后, 置于恒温水槽避光培养, 分别在12 h 和24 h 采集水样并测定溶解 N_2 净增量(N_2O 占总气态氮的1% 不到, 未做测定). 沉积物-水界面 N_2 通量的计算见式(4).

$$F = (\Delta[\text{N}_2]_{t_2} - \Delta[\text{N}_2]_{t_1}) \times h \times 24 / (t_2 - t_1) \quad (4)$$

式中, F 为释放通量, $\text{mmol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$; $\Delta[\text{N}_2]_{t_1}$ 、 $\Delta[\text{N}_2]_{t_2}$ 为沉积物培养12 h 和24 h 后的溶解 N_2 净增量, $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$; h 为培养管沉积物上覆水的高度, m.

1.5 水化学、沉积物理化参数和生物参数测定

新鲜沉积物离心得到间隙水, 同水样测定各形态营养盐浓度. 营养盐(NO_3^--N 、 NO_2^--N 、 NH_4^+-N 、 DRP)采用荷兰 Skalar 营养盐自动分析仪(San^{++} modle 5000) 和标准程序测定. 风干沉积物按1:5 土水比混合静置后用 WTW 测定 pH 值和氧化还原电位(Eh)^[37]. 研磨过100 目筛后, 用 C/N 元素分析仪(PE2400 SERIES II) 测定沉积物碳氮含量(%). 2013 年9 月和12 月沉积物的粒径组成用英国 Malvern 公司生产的 Mastersizer 2000 型激光粒度分析仪测定. 另外, 2013 年12 月采集的表层沉积物以及培养实验结束后沉积物样品, 以氨氧化细菌 AOB *amoA* 基因和氨氧化古菌 AOA *amoA* 基因、厌氧氨氧化细菌 *hzo* 基因和反硝化细菌的 *nirS* 基因为分子标记, 采用定量 PCR 技术, 检测各功能菌群的丰度. 相关实验以平行样和标准物质进行质控.

2 结果与分析

2.1 水、沉积物理化参数和生物参数

4 次培养实验采样当日水柱平均水温为: 4 月 $20.2^\circ\text{C} \pm 0.1^\circ\text{C}$ 、6 月 $25.8^\circ\text{C} \pm 0.2^\circ\text{C}$ 、9 月 $27.6^\circ\text{C} \pm 0.3^\circ\text{C}$ 、12 月 $16.2^\circ\text{C} \pm 1.4^\circ\text{C}$, 水温无明显分层. 上覆水氮磷浓度范围是: NO_3^--N : $1.21 \sim 2.71 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_2^--N : $0.09 \sim 0.19 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NH_4^+-N : $0.24 \sim 1.47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, DRP : $0.03 \sim 0.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 沉积物理化参数汇总于表1. pH 变化范围在6.18-6.85 之间, 呈弱酸性, 其中秋季(9 月)和冬季(12 月)的 pH (平均6.77) 略大于春、夏季(4、6 月)(平均6.32). 沉积物中 C 含量为1.01% ~ 1.68%, N 为0.08% ~ 0.15%. 沿水流(大坝方向) C、N 含量有增加的趋势, 上游 X6 站位的平均 C、N 含量(C: 1.29%, N: 0.103%) 低于中游 X4 站位(C: 1.61%, N: 0.130%) 和下游 X3 站位(C: 1.55%, N: 0.133%). 沉积物氧化还原电位(Eh) 为7.6 ~

46 mV, 总体呈还原状态. 春季(4 月)和夏季(6 月)的 Eh(平均 38.10 mV) 略高于秋季(9 月)和冬季(12 月)(平均 11.83 mV). 湖泊区沉积物以粉砂为主(三站点平均: 黏土 20.7%, 粉砂 53.6%, 砂 25.7%), 见图 3, 其中 9 月中下游站位的黏土比例(X4: 26.0%, X3: 23.7%) 显著高于上游 X6 站点(13.1%). 相反, 12 月上游的黏土比例(23.0%) 高于中下游 X4、X3 站位的黏粒含量(X4: 16.8%, X3: 21.4%), 且沉积物中砂含量随着水流方向依次增加(X6: 17.5%, X4: 27.3%, X3: 31.2%). 据现场调查, 由于采样前两周水库曾放空清淤, 清淤时出库水流变大导致坝前沉积物冲刷, 改变了沉积物粒径组成的空间分布规律. 图 4 表明, 12 月三站点平均 AOB 细菌丰度 $[(8.8 \times 10^6 \pm 3.5 \times 10^5) \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}]$ 明显高于 AOA 细菌丰度 $[(4.6 \times 10^5 \pm 2.9 \times 10^4) \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}]$, AOB *amoA*/AOA *amoA* 比值在 5.01 ~ 25.4. 推测 AOB 可能在表层沉积物的硝化作用中起主导作用. 反硝化细菌 *nirS* 丰度 $[(1.3 \times 10^9 \pm 8.5 \times 10^7) \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}]$ 明显高于厌氧氨氧化

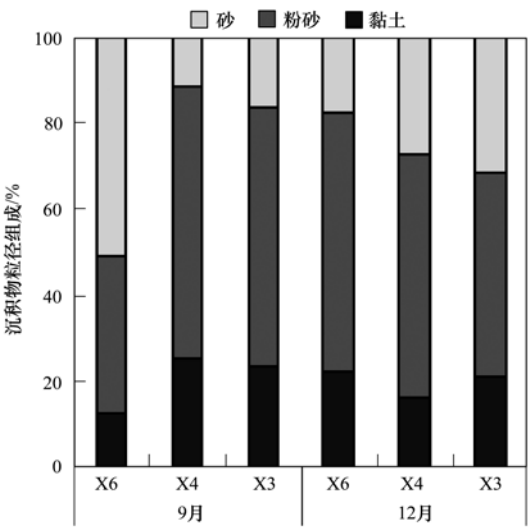


图3 西陂库区沉积物粒径组成
Fig. 3 Sediment grain size of Xipi reservoir

细菌 *hzo* 丰度 $[(1.4 \times 10^8 \pm 9.1 \times 10^5) \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}]$, 推测反硝化作用在脱氮过程(产生 N_2) 中占有更重要的作用.

表 1 西陂库区沉积物理化参数¹⁾

Table 1 Physiochemical parameters of sediment from Xipi reservoir							
采样日期	站点	pH	Eh/mV	C/%	N/%	$\text{NO}_3^- \text{-N}/\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	$\text{NH}_4^+ \text{-N}/\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$
2013-04-28	X3	6.42	32.8	1.65	0.14	1.77	143.7
	X6	6.40	33.3	1.62	0.13	1.17	146.3
2013-06-27	X4	6.28	40.3	1.68	0.15	0.78	172.9
	X3	6.18	46.0	1.67	0.15	0.89	132.6
2013-09-27	X6	6.74	13.9	1.01	0.08	8.31	43.03
	X4	6.68	16.6	1.57	0.13	2.79	51.42
	X3	6.85	7.60	1.56	0.13	16.2	36.72
2013-12-05	X6	6.83	8.20	1.24	0.10	3.18	67.82
	X4	6.80	10.6	1.58	0.11	3.85	58.31
	X3	6.73	14.1	1.43	0.12	3.52	108.1

1) 由于采泥器损坏, 2013 年 4 月 28 日只测定下游站点 X3 的沉积物理化参数

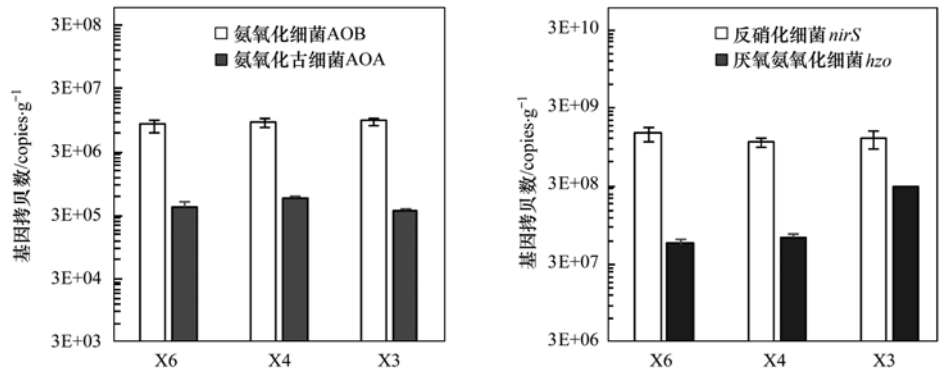


图4 2013 年 12 月沉积物氮功能菌群基因拷贝数对比
Fig. 4 Comparison of gene copy number of N-associated microbe in sediment (December 2013)

2.2 沉积物-水界面营养盐释放通量

湖泊区 3 个站位 (X6、X4、X3) 各形态氮、磷的释放通量不同 (图 5 和表 2). NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 通量均为负值或不可解释, 总体上表现为吸附行为. NO_3^- -N 的释放通量为 $-108 \sim -66.97 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$; NO_2^- -N 的释放通量为 $-29.82 \sim -8.85 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. 9 月和 12 月湖泊区 NO_3^- -N 的释放通量无法解释, 但间隙水 NO_3^- -N 浓度均小于上覆水浓度 (数据未显示), 表明沉积物对 NO_3^- -N 可能也有吸附. NH_4^+ -N 则表现为明显的释放行为, 释放通量为 $-46.74 \sim 1\,629$

$\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 平均通量为 $(480 \pm 675) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. 除了 4 月 X6 站位的释放通量为负值 (吸附) 外, 其他 3 个月份所有站位均为释放, 特别是 9 月为最大值 [三站位平均 $1\,447 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$]. 沉积物 DRP 也以释放为主, DRP 的释放通量为 $-31.18 \sim 5.08 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 除了 6 月 X6 站位 DRP 通量为负值 (吸附) 外, 其他 3 个月份均为正值 [平均通量 $(4.56 \pm 0.54) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$]. 总体而言, NH_4^+ -N 释放通量在流量较低的 9 月 (秋) 和 12 月 (冬) 较高, DRP 的释放通量在 4 月和 12 月较高.

表 2 沉积物-水界面营养盐释放通量结果¹⁾

Table 2 Summary of sediment-water nutrient fluxes

实验日期	站位	培养温度 /°C	上覆水 高度 h/m	通量/ $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$			
				NO_3^- -N 通量	NO_2^- -N 通量	NH_4^+ -N 通量	DRP 通量
2013-04-28	X6	21.9	0.12	-104.3	-9.943	-46.74	NI
	X4		0.11	NI	-16.76	77.21	5.022
	X3		0.10	NI	-8.854	NI	3.754
2013-06-27	X6	27.5	0.15	-66.97	-17.73	29.23	-31.18
	X4		0.14	NI	NI	NI	NI
	X3		0.16	-107.8	-29.82	NI	NI
2013-09-27	X6	28.8	0.12	NI	NI	1 629	4.383
	X4		0.12	NI	NI	NI	4.550
	X3		0.10	NI	NI	1 266	NI
2013-12-05	X6	19.1	0.14	NI	-16.26	NI	NI
	X4		0.15	NI	-13.08	232.1	NI
	X3		0.17	NI	-18.05	171.9	5.084

1) NI 为不可解释

2.3 水柱溶解 N_2 和 N_2O 净增量剖面分布

湖泊区两站位 (X6、X3) 溶解 N_2 和 N_2O 净增量在水柱中有明显的垂向分布 (图 6). 上游 X6 站位的平均 N_2 净增量 [$(7.61 \pm 2.12) \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$] 显著高于下游 X3 站位 [$(1.18 \pm 2.78) \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$]; 但上游 X6 站位的平均 N_2O 净增量 [$(34.02 \pm 2.15) \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$] 略低于下游 X3 站位 [$(36.26 \pm 2.52) \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$]. 上游 X6 站位的 N_2 净增量最低值 ($5.6 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 出现在底层, 最高值 ($11.7 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 在水深 6 m 处. 而 X3 站位 N_2 净增量的分布规律与 X6 不同, 表层最高 ($4.7 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$), 并随着水深而减少, 在水深 6 ~ 8 m 处达到负值, 但底层 (水深 10 m) 为正值且明显高于上一水层. N_2O 净增量在上游 X6 站位随着水深变化不大 [$(34.79 \pm 1.16) \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$], 在下游 X3 站位则随水深有略微的增加 [$(36.53 \pm 2.72) \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$]. 在垂向分布规律上, 比较特别的是 X6 站位水深 6 m 处, N_2 净增量和

N_2O 净增量有明显凸点, 这可能与采样时船只摆动, 采样点位置变化较大有关. 计算气态氮 ($\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$) 净增量占总无机氮 (DIN) 的比例 (N_2 净增量为负值的不参与计算), 上游 X6 站位为 $9.9\% \pm 2.8\%$, 下游 X3 站位为 $3.7\% \pm 2.4\%$, 意味着最高会有 10% 的 DIN 最终可通过气态氮释放过程得到永久性去除. 其中 N_2O 占总气态氮的比例较小, 但 X6 站位 ($0.47\% \pm 0.12\%$) 低于 X3 站位 ($1.91\% \pm 1.33\%$). 说明永久性氮去除中主要以 N_2 为主 ($>98\%$).

2.4 沉积物-水界面 N_2 释放通量

湖泊区两站位 (X6、X3) 的沉积物随着培养时间的延长, 其上覆水中溶解 N_2 净增量有明显增加 (图 7). X6 站位的净增量高于 X3 站位, 但 X3 站位的沉积物-水界面 N_2 释放通量 [$0.88 \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$] 显著高于上游 X6 站位 [$0.25 \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$]. 换算成质量单位即 N_2 释放通量为 $7.0 \sim 25 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 平均 (15.8 ± 12.5)

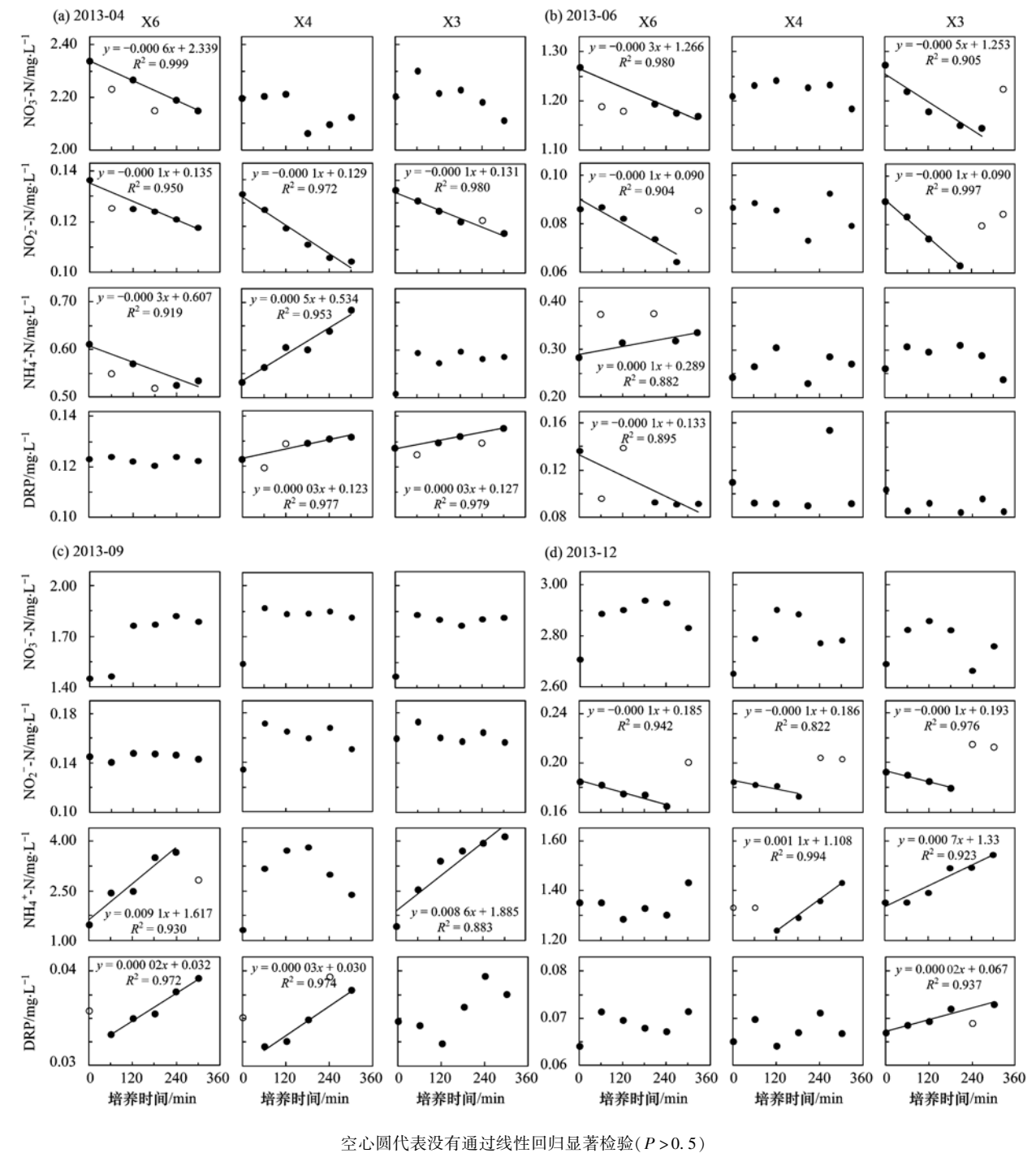


图5 不同月份沉积物氮磷释放后水中营养盐浓度随时间变化过程和斜率

Fig. 5 Temporal variation of nutrient concentrations in the overlying water in different months

$\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 低于营养盐氨氮的释放通量 $[(480 \pm 675) \text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}]$ 一个数量级。

3 讨论

3.1 沉积物氮、磷释放通量的影响因素

沉积物是氮磷的重要贮存库,在一定条件下可向上覆水释放。无机氮磷是水中生物生长所必需的

营养元素,沉积物-水界面营养盐释放通量有重要的生态学意义。大部分浮游植物通常优先利用 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,在 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 不足时可利用 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,因此水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量将直接影响生物的生长状况。本研究沉积物 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的释放速率为 $(479.8 \pm 675.4) \text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,季节变化大,总体高于其他水体,如太湖梅梁湾的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 释放速率为 (42.2 ± 18.4)

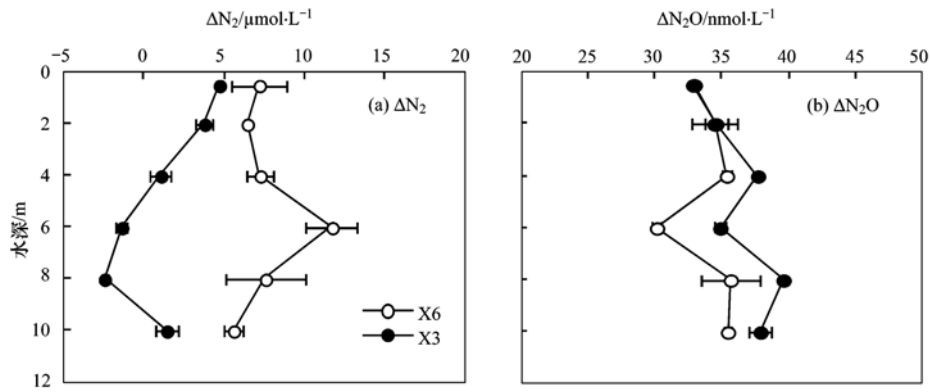


图 6 西陂库区水柱溶解 N_2 和 N_2O 净增量垂向分布 (2013 年 12 月)

Fig. 6 Vertical distribution of excess dissolved N_2 and N_2O in Xipi reservoir (December 2013)

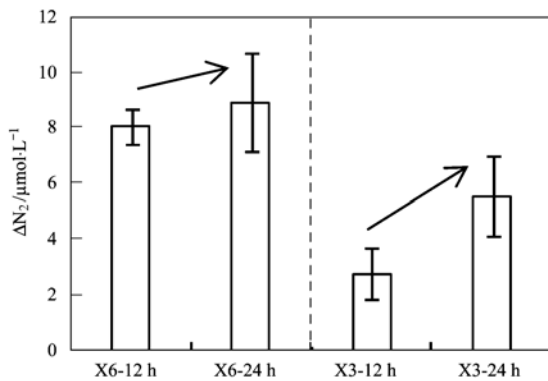


图 7 沉积物培养 12 h 和 24 h 后的 N_2 净增量变化 (2013 年 12 月)

Fig. 7 Excess dissolved N_2 after 12 hr and 24 hr incubation (December 2013)

$mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ [38], 滇池福保湾为 $22.94 \sim 163.12 mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ [17], 澳大利亚的 Suma Park 水库为 $(1.7 \pm 1.2) mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ [39]. 水库与湖泊不同, 横向水流较大, 一定程度上促进 $NH_4^+ - N$ 释放甚至以 NH_3 逸出水体, 因此 $NH_4^+ - N$ 的实际释放通量可能高于室内静态培养结果. 沉积物中 $NH_4^+ - N$ 含量明显高于 $NO_3^- - N$ 含量 (表 1), 加上氧化还原电位较低 ($7.6 \sim 46 mV$), 可以判断西陂库区沉积物总体处于还原状态. 这种情况下有利于沉积物的反硝化作用和氨化作用, 大部分 $NH_4^+ - N$ 来自沉积物-水界面处新近沉积的有机质的矿化分解, 造成沉积物 $NH_4^+ - N$ 含量相对累积 [40]. 反硝化作用消耗了 $NO_3^- - N$ 并产生气态氮 (永久性氮去除过程), 造成沉积物 $NO_3^- - N$ 含量降低. 在浓度梯度作用下, 沉积物-水界面的氨氮通量为正 (释放)、硝氮通量为负 (吸附).

沉积物磷以多种形态存在, 按 SMT 方法提取 [41], 包括铁铝结合态磷 (Fe/Al-P)、钙结合态磷

(Ca-P) 和有机磷 (OP) 等. 已有研究表明, 西陂库区沉积物中无机态磷 (Fe/Al-P) 含量较高 ($635.3 mg \cdot kg^{-1}$), 占总磷的 85% 以上; 较高的 Fe/Al-P 含量主要与上游龙岩地区畜禽养殖磷污染废水排放和大量的铁锰矿场开发有关, 沉积物磷具有较高的释放潜力 [31]. DRP 的平均释放通量 (6 月 X6 站位负值除外) 为 $(4.56 \pm 0.54) mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$, 高于东太湖 ($2.06 \pm 1.71) mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ 和梅梁湾 ($0.53 \pm 0.52) mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ [26]. 高 Fe/Al-P 含量还与九龙江流域广泛分布红壤 (富含铁锰氧化物) 有关. 传统描述磷释放的化学模式是还原环境下有利于磷的释放, 而氧化环境下有利于磷的固定. 西陂库区沉积物较低的 pH 值和氧化还原电位, 在这种情况下沉积物中的磷容易向上覆水释放 [42]. 此外, 水动力条件改变如水库放水、蓄水引起的水体扰动也会影响沉积物-水界面氮磷释放, 扰动可以增强间隙水和上覆水之间磷酸盐的扩散作用. 因此, 对于九龙江梯级电站库区, 在开闸放水或蓄水期间, 其沉积物氮磷释放通量应高于本研究静态培养实验结果.

西陂库区沉积物-水界面的氮磷释放通量存在季节差异 (表 2). 其中, 9 月三站位的 $NH_4^+ - N$ 的平均释放通量高达 $1447 mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$, 这与洪水季节 (5 ~ 8 月) 过后大量颗粒物质在库区沉积有关, 加上该月较高的水温 ($27.6^\circ C$), 促进矿化作用和 $NH_4^+ - N$ 的释放. 在枯水季节流量较低的 12 月, $NH_4^+ - N$ 的释放通量也相当高 [$202 mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$]. 类似地, 9 月和 12 月 DRP 的平均释放通量比 6 月份高. 与氮不同, 4 月沉积物磷的释放通量也较高 [$> 5.0 mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$], 北溪上游畜禽和生活源的磷污染较重 [29], 在春季雨水的冲刷下进入河流并在库区富集可能是春季磷释放通量较大的原因. 4 月上覆水

DRP 含量高达 $0.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (表 3), 反映了枯水期磷污染输入在库区积累和循环. 在河流输送过程中, 氮以溶解态为主, 而磷以颗粒态为主, 枯水期间较低的流量更容易造成磷的富集, 造成沉积物磷的释放通量在季节上的变化规律与氮不尽相同. 在空间分布上, 湖泊区中下游站位 (X4 和 X3) 总体略高于上游站位 (X6), 这与下游站位沉积物 C、N 含量较高相对应, 但与氧化还原电位 (表 1)、粘粒含量 (图 3) 等理化参数没有对应关系. 总体上, 西陂库区沉积物氮磷释放空间变化规律不明显.

3.2 沉积物-水界面氮循环过程

溶解气态氮 (N_2 和 N_2O) 在不同站位水柱中有不同的垂向分布规律 (图 6), 这说明沉积物-水界面氮循环的主导过程有空间差异. 湖泊区上游站位 X6 水中 N_2 净增量高于下游站位 X3, 推测其主要来自于上游过渡区的水团. 过渡区较深的水深 (接近 20 m) 和特殊的地形 (图 1) 容易积累沉积物, 有发生反硝化作用并产生大量 N_2 的条件. 过渡区产生的这些 N_2 顺着水流到达湖泊区, 造成 X6 站位水中 N_2 净增量较高. 下游 X3 站位的 N_2 净增量表层较高, 主要源自上游累积后向下游输送. 然而, N_2 净增量在底层 (水深 10 m) 明显高于 8 m 处, 这表明该处沉积物也有明显的 N_2 释放过程. 从反硝化细菌丰度来看, 湖泊区三站位均存在反硝化细菌, 其中 X6 站位 [$(1.5 \times 10^9 \pm 3.0 \times 10^8) \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$] 略高于 X3 站位 [$(1.2 \times 10^9 \pm 2.9 \times 10^8) \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$], 这与观测到的水柱 N_2 净增量上游总体高于下游相对应. X3 站位的厌氧氨氧化细菌丰度 (量级小于反硝化细菌) 显著高于其他站位, 说明厌氧氨氧化对该站位水柱底部 N_2 出现高值有一定贡献. N_2O 净增量除 6 m 处有拐点外 (可能与采样船的摆动有关), 垂向变化不大, 但 X3 站位的 N_2O 净增量随水深有略微增加. 与 N_2 不同, 在 X3 站位没有观测到沉积物产生大量 N_2O 的信号, 说明 N_2O 可能主要来自水柱的硝化作用. 12 月西陂库区 X6 和 X3 站位水柱中氨氮浓度较高 ($1.4 \sim 1.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 占 DIN 的比例高达 34% ~ 37%, 在好氧状态下 ($\text{DO } 6.62 \sim 8.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 水中应该存在明显的硝化作用并产生 N_2O . 根据 N_2O 净增量占总气态氮 ($\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2$) 的比例 ($\text{N}_2\text{O}\%$), X3 站位 ($1.91\% \pm 1.33\%$) 高于 X6 站位 ($0.47\% \pm 0.12\%$), 说明 X3 站位有相对更多的 N_2O 产生. 据剖面数据相关分析表明, X3 站位 $\text{N}_2\text{O}\%$ 与氨氮占无机氮比例 ($\text{NH}_4^+ - \text{N}\%$) 存在显著的相关性 (X6 站位没有类似关系), 回归方程为 $\text{N}_2\text{O}\%$

$= 3.1507 \times \text{NH}_4^+ - \text{N}\% - 110.56$ ($R^2 = 0.929$, $P < 0.001$). 表层沉积物硝化细菌主要以 AOB 为主, 且下游站位 X3 的平均 AOB 细菌丰度 [$(9.2 \times 10^6 \pm 1.0 \times 10^6) \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$] 略高于上游站位 X6 [$(8.2 \times 10^6 \pm 1.7 \times 10^6) \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$] (图 4), 进一步推测下游站位的硝化作用强于上游站位, 这与观测到的 X3 站位水柱 N_2O 净增量高于 X6 站位相对应. 根据以上剖面气态氮、水和沉积物理化参数以及微生物参数总结, N_2 的形成主要受控于沉积物缺氧层的反硝化和厌氧氨氧化作用, 而 N_2O 主要来自水柱 (包括沉积物有氧层) 的硝化作用.

室内模拟的 N_2 净增量和通量进一步验证了上述推论. 湖泊区两站位沉积物经 24 h 培养后, N_2 净增量均有明显增加 (图 7). 其中, 上游站位 X6 的 N_2 净增量高于下游站位 X3, 与现场观测结果一致. 但基于 12 ~ 24 h 净增量差值计算得到的 N_2 释放通量却是 X3 站位高于 X6 站位. 主要原因是 X6 站位 N_2 饱和度较高, 一定程度上抑制了从沉积物释放出来的溶存 N_2 在水中进一步累积. 原状沉积物经过避光培养后, 观察到 DO 明显降低 (X6 站位从培养开始时的 $7.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降为 24 h 后的 $5.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; X3 站位从 $7.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降为 $5.64 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 这说明存在耗氧过程 (包括硝化作用、呼吸作用和其他耗氧作用). 硝化作用为反硝化作用提供了反应底物 ($\text{NO}_3^- - \text{N}$), 而 DO 的损耗又促进反硝化细菌和厌氧氨氧化细菌的活性. 在实验期间, 培养管内的水和沉积物理化参数会发生不同程度的变化, 各种氮功能菌群的丰度和活性也会发生变化. 因此, 硝化、反硝化和厌氧氨氧化等各种生地化过程存在耦合作用. 与单纯的通过分子扩散相比, 如果沉积物-水界面存在显著的各种生地化过程的影响, 上覆水氮磷浓度将处于波动状态 (非线性动力学过程). 此外, 实验中发现管内沉积物有贝壳类生物. 已有研究表明底栖生物的扰动作用 (如改变沉积物结构、含氧量、含水率等性质) 对沉积物营养盐的释放通量有显著影响^[43]. 这可以部分解释本研究中沉积物-水界面释放通量有很多结果不可解释的现象 (图 5). 释放通量实验结束后, 测得 X6 站位沉积物的硝化细菌 AOB 和厌氧氨氧化细菌 *hzo* 的基因拷贝数均有所增加, 但 X3 站位减少了; 反硝化细菌 *nirS* 两站位的基因拷贝数均有所减少. 控制不同氮功能菌群丰度、活性的因素及其在氮循环过程转换 (如前期硝化作用占主导变为后期反硝化或厌氧氨氧化作用占主导) 中的作用机制尚待深入研究. 除同步观测

水和沉积物理化参数外,还要结合各微生物功能基因表达水平(cDNAD 定量)的数据,才能全面揭示库区沉积物-水界面氮循环过程及机制。

4 结论

(1)西陂库区湖泊区沉积物的 NH_4^+ -N和DRP总体表现为释放行为,而 NO_3^- -N和 NO_2^- -N则表现为吸附行为。洪水季节带来大量的有机质沉积在库区,在枯水期沉积物 NH_4^+ -N和DRP向上覆水体大量释放。沉积物氮磷释放量的空间变化不大。枯水期气态氮释放以 N_2 为主(>98%)。沉积物-水界面 N_2 释放通量平均为 $(15.8 \pm 12.5) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,低于营养盐氨氮的释放通量 $[(480 \pm 675) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}]$ 一个数量级。

(2)湖泊区上游站位的溶解 N_2 净增量高于下游站位,水柱 N_2 有明显的垂向分布规律,沉积物-水界面 N_2 的形成和释放过程主要受控于沉积物缺氧层的反硝化和厌氧氨氧化作用以及流动水团的综合影响。溶解 N_2O 净增量及其占总气态氮的比例在下游站位更高(硝化作用相对较强),与氨氮占无机氮比例相关。

致谢:美国马里兰大学 Walter Boynton 教授和 Lora Harris 博士在通量实验装置的设计上给予指导和帮助,西陂电站提供流量数据,在此一并致谢。

参考文献:

- [1] Havens K E, Schelske C L. The importance of considering biological processes when setting total maximum daily loads (TMDL) for phosphorus in shallow lakes and reservoirs [J]. *Environmental Pollution*, 2001, **113**(1): 1-9.
- [2] 范成新,周易勇,吴庆龙,等. 湖泊沉积物界面过程与效应[M]. 北京: 科学出版社, 2013.
- [3] Liikanen A, Murtoniemi T, Tanskanen H, *et al.* Effects of temperature and oxygen availability on greenhouse gas and nutrient dynamics in sediment of a eutrophic mid-boreal lake [J]. *Biogeochemistry*, 2002, **59**(3): 269-286.
- [4] Carignan R, Vaithyanathan P. Phosphorus availability in the Paraná floodplain lakes (Argentina): Influence of pH and phosphate buffering by fluvial sediments [J]. *Limnology and Oceanography*, 1999, **44**(6): 1540-1548.
- [5] Seitzinger S P. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystem: ecological and geochemical significance [J]. *Limnol Oceanogr*, 1988, **33**(4): 702-724.
- [6] 袁文权,张锡辉,张丽萍,等. 不同供氧方式对水库底泥氮磷释放的影响 [J]. *湖泊科学*, 2004, **16**(1): 28-34.
- [7] 李一平,逢勇,吕俊,等. 水动力条件下底泥中氮磷释放通量 [J]. *湖泊科学*, 2004, **16**(4): 318-324.
- [8] 朱广伟,秦伯强,高光,等. 风浪扰动引起大型浅水湖泊内源磷暴发性释放的直接证据 [J]. *科学通报*, 2005, **50**(1): 66-71.
- [9] 龚春生,范成新. 不同溶解氧水平下湖泊底泥-水界面磷交换影响因素分析 [J]. *湖泊科学*, 2010, **22**(3): 430-436.
- [10] Golterman H L. Fractionation and bioavailability of phosphates in lacustrine sediments: a review [J]. *Limnetica*, 2001, **20**(1): 15-29.
- [11] Komatsu E, Fukushima T, Shiraishi H. Modeling of P-dynamics and algal growth in a stratified reservoir-mechanisms of P-cycle in water and interaction between overlying water and sediment [J]. *Ecological Modelling*, 2006, **197**(3-4): 331-349.
- [12] Van Luijn F, Boers P C M, Lijklema L, *et al.* Nitrogen fluxes and processes in sandy and muddy sediments from a shallow eutrophic lake [J]. *Water Research*, 1999, **33**(1): 33-42.
- [13] Portielje R, Lijklema L. Estimation of sediment-water exchange of solutes in Lake Veluwe, the Netherlands [J]. *Water Research*, 1999, **33**(1): 279-285.
- [14] 秦伯强,朱广伟,张路,等. 大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法——以太湖为例 [J]. *中国科学 D 辑: 地球科学*, 2005, **35**(Z2): 33-44.
- [15] 汪家权,孙亚敏,钱家忠,等. 巢湖底泥磷的释放模拟实验研究 [J]. *环境科学学报*, 2002, **22**(6): 738-742.
- [16] 钟继承,刘国锋,范成新,等. 湖泊底泥疏浚环境效应: I. 内源磷释放控制作用 [J]. *湖泊科学*, 2009, **21**(1): 84-93.
- [17] 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.
- [18] 陈能汪,章颖瑶,李延凤. 我国淡水藻华长期变动特征综合分析 [J]. *生态环境学报*, 2010, **19**(8): 1994-1998.
- [19] 牛凤霞,肖尚斌,王雨春,等. 三峡库区沉积物秋末冬初的磷释放通量估算 [J]. *环境科学*, 2013, **34**(4): 1308-1314.
- [20] 徐清,刘晓端,王辉锋,等. 密云水库沉积物内源磷负荷的研究 [J]. *中国科学 D 辑: 地学科学*, 2005, **35**(S1): 281-287.
- [21] 胡春华,周文斌,钟夏莲,等. 江西省万安水库对氮、磷营养盐的滞留效应 [J]. *湖泊科学*, 2011, **23**(1): 35-39.
- [22] 刘杰,郑西来,陈雷,等. 水库沉积物氮磷释放通量及释放规律研究 [J]. *水利学报*, 2012, **43**(3): 339-343.
- [23] Appan A, Ting D S. A laboratory study of sediment phosphorus flux in two tropical reservoirs [J]. *Water Science and Technology*, 1996, **34**(7-8): 45-52.
- [24] Wu F, Qing H, Wan G. Regeneration of N, P and Si near the sediment/water interface of lakes from Southwestern China Plateau [J]. *Water Research*, 2001, **35**(5): 1334-1337.
- [25] 范成新,张路,杨龙元,等. 湖泊沉积物氮磷内源负荷模拟 [J]. *海洋与湖沼*, 2002, **33**(4): 370-378.
- [26] 张路,范成新,王建军,等. 太湖水土界面氮磷交换通量的时空差异 [J]. *环境科学*, 2006, **27**(8): 1537-1543.
- [27] Conley D J, Paerl H W, Howarth R W, *et al.* Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus [J]. *Science*, 2009, **323**(5917): 1014-1015.
- [28] Moss B, Kosten S, Meerhoff M, *et al.* Allied attack: climate change and eutrophication [J]. *Inland Waters*, 2011, **1**(2):

- 101-105.
- [29] Chen N W, Peng B R, Hong H S, *et al.* Nutrient enrichment and N:P ratio decline in a coastal river-bay system in Southeast China: The need for a dual nutrient (N and P) management strategy [J]. *Ocean & Coastal Management*, 2013, **81**: 7-13.
- [30] Li Y, Cao W Z, Su C X, *et al.* Nutrient sources and composition of recent algal blooms and eutrophication the northern Jiulong River, Southeast China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, **63** (5-12): 249-254.
- [31] 鲁婷, 陈能汪, 陈朱虹, 等. 九龙江河流-库区系统沉积物磷特征及其生态学意义[J]. *环境科学*, 2012, **34**(9): 3430-3436.
- [32] Cowan J L W, Boynton W R. Sediment-water oxygen and nutrient exchanges along the longitudinal axis of Chesapeake Bay: Seasonal patterns, controlling factors and ecological significance [J]. *Estuaries*, 1996, **19**(3): 562-580.
- [33] 陈能汪, 吴杰忠, 段恒轶, 等. N_2 : Ar 法直接测定水体反硝化产物溶解 N_2 [J]. *环境科学学报*, 2010, **30**(12): 2479-2483.
- [34] 陈勇, 袁东星, 李权龙. 常温吹扫捕集-气相色谱法测定海水中氧化亚氮[J]. *分析化学*, 2007, **35**(6): 897-900.
- [35] Weiss R F. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater[J]. *Deep-Sea Research*, 1970, **17**(4): 721-735.
- [36] Weiss R F, Price B A. Nitrous-oxide solubility in water and seawater[J]. *Marine Chemistry*, 1980, **8**(4): 347-359.
- [37] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范[M]. (第二版). 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [38] 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定量化-1. 铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量[J]. *湖泊科学*, 2004, **16**(1): 10-20.
- [39] Chowdhury M, Bakri D A. Diffusive nutrient flux at the sediment-water interface in Suma Park Reservoir, Australia[J]. *Hydrological Sciences Journal*, 2006, **51**(1): 144-156.
- [40] 刘峰, 高云芳, 王立欣, 等. 水域沉积物氮磷赋存形态和分布的研究进展[J]. *水生态学杂志*, 2011, **32**(4): 137-144.
- [41] Ruban V, López-Sánchez J F, Pardo P, *et al.* Selection and evaluation of sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in lake sediment[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, **1**(1): 51-56.
- [42] 黄清辉, 王磊, 王子健. 中国湖泊水域中磷形态转化及其潜在生态效应研究动态[J]. *湖泊科学*, 2006, **18**(3): 199-206.
- [43] 张雷, 古小治, 邵世光, 等. 河蚬扰动对湖泊沉积物性质及磷迁移的影响[J]. *环境科学*, 2011, **32**(1): 88-95.

CONTENTS

Comparative Analysis Methods of Haze Distinction over Yangtze River Delta Region	LIU Xiao-hui, ZHU Bin, GAO Jin-hui, <i>et al.</i>	(3239)
Trends of Urban Haze in Jiangsu Province China over the Past 33 Years	LIU Duan-yang, WEI Jian-su, YAN Wen-lian, <i>et al.</i>	(3247)
Temporal Variation of Background Atmospheric CO ₂ and CH ₄ at Mount Waliguan, China	LIU Peng, ZHANG Guo-qing, WANG Jian-qiong, <i>et al.</i>	(3256)
Characteristics and Sources of Organic Carbon and Elemental Carbon in PM _{2.5} in Shanghai Urban Area	ZHANG Yi-hua, WANG Dong-fang, ZHAO Qian-biao, <i>et al.</i>	(3263)
Size Distribution and Characterization of OC and EC in Atmospheric Aerosols During the Asian Youth Games of Nanjing, China	WANG Hong-lei, ZHU Bin, AN Jun-lin, <i>et al.</i>	(3271)
Pollution Characteristics of Carbonaceous Aerosols in PM _{2.5} During Typical Winter Days in Wuxi City	YUN Long-long, LU Fan, ZHANG Tian-shu, <i>et al.</i>	(3280)
Emission Characteristics of PM _{2.5} from Blast Furnace Iron Making	FAN Zhen-zhen, ZHAO Ya-li, ZHAO Hao-ning, <i>et al.</i>	(3287)
Composition Characteristics of Atmospheric Volatile Organic Compounds in the Urban Area of Beibei District, Chongqing	QI Xin, HAO Qing-ju, JI Dong-sheng, <i>et al.</i>	(3293)
Catalytic Oxidation of Two-component VOCs and Kinetic Analysis	BO Long-li, YANG Li, SUN Jian-yu, <i>et al.</i>	(3302)
Ultrafine Particle Number Concentration and Size Distribution of Vehicle Exhaust Ultrafine Particles	LU Ye-qiang, CHEN Qiu-fang, SUN Zai, <i>et al.</i>	(3309)
Major Ion Chemistry of Surface Water in the Upper Reach of Shule River Basin and the Possible Controls	ZHOU Jia-xin, DING Yong-jian, ZENG Guo-xiong, <i>et al.</i>	(3315)
Sediment-water Flux and Processes of Nutrients and Gaseous Nitrogen Release in a China River Reservoir	CHEN Zhu-hong, CHEN Neng-wang, WU Yin-qi, <i>et al.</i>	(3325)
Spatial Distribution and Pollution Assessment of Heavy Metals in the Tidal Reach and Its Adjacent Sea Estuary of Daliaohe Area, China	ZHANG Lei, QIN Yan-wen, MA Ying-qun, <i>et al.</i>	(3336)
Chemical Speciation and Risk Assessment of Heavy Metals in the Middle Part of Yarlung Zangbo Surface Sediments	BAI Jian-kun, LI Chao-liu, KANG Shi-chang, <i>et al.</i>	(3346)
Analysis of Particle Size Characteristics of Road Sediments in Beijing Olympic Park	LI Hai-yan, SHI An-bang, QU Yang-sheng, <i>et al.</i>	(3352)
Levels and Distribution of the Dioxin-Like Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in the Surface Sediment of the Yellow River	LI Guang-yao, JIN Jun, HE Chang, <i>et al.</i>	(3358)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Retention in Two Different Channel Forms in a Typical Headwater Stream in the Suburb of Hefei City, China	LI Ru-zhong, YANG Ji-wei, QIAN Jing, <i>et al.</i>	(3365)
Migration and Transformation of Nitrogen in Urban Stream Located in Plain River-net Area Based on Water Resources Regulation	LIU Bo, SHENG Ming, ZHU Qiang, <i>et al.</i>	(3373)
Decomposition and Phosphorus Dynamics of the Litters in Standing and Litterbag of the Hangzhou Bay Coastal Wetland	SHAO Xue-xin, LIANG Xin-qiang, WU Ming, <i>et al.</i>	(3381)
Muti-model Collaborative Retrieval of Chlorophyll a in Taihu Lake Based on Data Assimilation	LI Yuan, LI Yun-mei, LÜ Heng, <i>et al.</i>	(3389)
Photobleaching of Dissolved Organic Matter (DOM) from Confluence of Two Rivers Under Natural Solar Radiation; A Case Study of Fujiang River-Jialingjiang River	GAO Jie, JIANG Tao, YAN Jin-long, <i>et al.</i>	(3397)
Using Ultraviolet-Visible (UV-Vis) Absorption Spectrum to Estimate the Dissolved Organic Matter (DOM) Concentration in Water, Soils and Sediments of Typical Water-Level Fluctuation Zones of the Three Gorges Reservoir Areas	LI Lu-lu, JIANG Tao, LU Song, <i>et al.</i>	(3408)
Synthesis of Cu ₂ O-Ag-AgBr/MA Visible Photocatalyst and Its Performance in Degradation of 2-Chlorophenol	WANG Ran, ZHOU Xue-feng, HU Xue-xiang, <i>et al.</i>	(3417)
Effects of Particle Size of Zero-Valent Iron on the Reactivity of Activating Persulfate and Kinetics for the Degradation of Acid Orange 7	LI Huan-xuan, WAN Jin-quan, MA Yong-wen, <i>et al.</i>	(3422)
Degradation of 2,4-D by Combined Catalytic Dechlorination and Biological Oxidation	ZHOU Hong-yi, ZENG Si-si, LIANG Si, <i>et al.</i>	(3430)
Treatment of Marine-Aquaculture Effluent by the Multi-Soil-Layer (MSL) System and Subsurface Flow Constructed Wetland	SONG Ying, HUANG Yu-ting, GE Chuan, <i>et al.</i>	(3436)
Variation of Different Carbon Sources in the Sewage Treatment Process	JIN Peng-kang, CHANG Jin, WANG Xian-bao, <i>et al.</i>	(3443)
Effect of Gas-lift Device on Nitrogen Removal Efficiency of ANAMMOX Reactor	LI Xiang, ZHANG Da-lin, HUANG Yong, <i>et al.</i>	(3449)
Enhancement for Anaerobic Digestion of Sewage Sludge Pretreated by Microwave and Its Combined Processes	LIU Ji-bao, NI Xiao-tang, WEI Yuan-song, <i>et al.</i>	(3455)
Pilot Study of Thermal Treatment/Thermophilic Anaerobic Digestion Process Treating Waste Activated Sludge of High Solid Content	WU Jing, WANG Guang-qi, CAO Zhi-ping, <i>et al.</i>	(3461)
Effects of Temperature on Combined Process of ABR and MBR for Domestic Sewage Treatment and Analysis of Microbial Community	WU Peng, LU Shuang-jun, XU Yue-zhong, <i>et al.</i>	(3466)
Microbial Community of Municipal Discharges in A Sewage Treatment Plant	XU Ai-ling, REN Jie, SONG Zhi-wen, <i>et al.</i>	(3473)
Pilot-Scale Cultivation of <i>Spirulina plantensis</i> with Digested Piggery Wastewater	GUO Qing-qing, LIU Rui, LUO Jin-fei, <i>et al.</i>	(3480)
Spectral Characteristics of Soluble Metabolites During Endogenous Respiration	LI Zhi-hua, ZHANG Qin, BAI Xu-li, <i>et al.</i>	(3487)
Endogenous Respiration Process Analysis of Heterotrophic Biomass and Autotrophic Biomass Based on Respiration Map	LI Zhi-hua, BAI Xu-li, ZHANG Qin, <i>et al.</i>	(3492)
Influence of S-Metolachlor and Cd ²⁺ on Photosynthesis of <i>Scenedesmus obliquus</i>	CHEN Cai-dong, HU Xiao-na, ZHANG Xiao-qiang, <i>et al.</i>	(3498)
Effect of Environmental Factors on Fish Community Structure in the Huntai River Basin at Multiple Scales	LI Yan-li, LI Yan-fen, XU Zong-xue, <i>et al.</i>	(3504)
Succession of Rotifer Community and Its Relationship with Environmental Factors in a New Estuarial Landscape River, Shanghai	MA Wen-hua, ZHANG Wei, GU Wan-wen, <i>et al.</i>	(3513)
Anaerobic Reduction of Humus/Fe(Ⅲ) and Electron Transport Mechanism of <i>Fontibacter</i> sp. SgZ-2	MA Chen, YANG Gui-qin, LU Qin, <i>et al.</i>	(3522)
Source Apportionment of Soil Heavy Metals in Jiapigou Goldmine Based on the UNMIX Model	AI Jian-chao, WANG Ning, YANG Jing, <i>et al.</i>	(3530)
Environmental Magnetic Properties and Their Spatial Variability of Topsoil in Shihezi City	YANG Han, XIONG Hei-gang, CHEN Xue-gang, <i>et al.</i>	(3537)
Effects of Different Amounts of Phosphate Fertilizers on Copper, Zinc Transfer in Red Soil Under the Application of KH ₂ PO ₄	GUO Liang, LI Zhong-wu, HUANG Bin, <i>et al.</i>	(3546)
Influence of Sulfur on the Bioavailability of Arsenic Uptake by Rice (<i>Oryza sativa</i> L.) and Its Speciation in Soil	YANG Shi-jie, TANG Bing-pei, WANG Dai-chang, <i>et al.</i>	(3553)
Effects of Sulfur on Transformation of Selenium in Soil and Uptake of Selenium in Rape	LIU Xin-wei, DUAN Bi-hui, XIA Quan-jie, <i>et al.</i>	(3564)
Impact of Reclaimed Water Irrigation on Soil Chemical Properties and Culturable Microorganisms	GONG Xue, WANG Ji-hua, GUAN Jian-fei, <i>et al.</i>	(3572)
Influence of Different Slope Position and Profile in <i>Disporopsis pernyi</i> Forest Land on Soil Microbial Biomass and Enzyme Activity in Southwest Karst Mountain of China	QIN Hua-Jun, HE Bing-Hui, ZHAO Xuan-chi, <i>et al.</i>	(3580)
Effects of Different Soil Types on the Foliar δ ¹³ C Values of Common Local Plant Species in Karst Rocky Desertification Area in Central Guizhou Province	DU Xue-lian, WANG Shi-jie, LUO Xu-qiang, <i>et al.</i>	(3587)
Effect of Carbon Substrate Concentration on N ₂ , N ₂ O, NO, CO ₂ and CH ₄ Emissions from a Paddy Soil in Anaerobic Condition	CHEN Nuo, LIAO Ting-ting, WANG Rui, <i>et al.</i>	(3595)
Ability of Typical Greenery Shrubs of Beijing to Adsorb and Arrest PM _{2.5}	LIANG Dan, WANG Bin, WANG Yun-qi, <i>et al.</i>	(3605)
Effects of Chlorides on Cd Transformation in a Simulated Grate Incinerator During Sludge Incineration Process	LIU Jing-yong, ZHUO Zhong-xu, SUN Shui-yu, <i>et al.</i>	(3612)
Spatial Temporal Differentiation of Product-based and Consumption-based CO ₂ Emissions and Balance in the Beijing-Tianjin-Hebei Region: an Economic Input-Output Analysis	WANG Hao, CHEN Cao-cao, PAN Tao, <i>et al.</i>	(3619)
Study on Feasible Emission Control Level of Air Pollutions for Cement Industry	REN Chun, JIANG Mei, ZOU Lan, <i>et al.</i>	(3632)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 汤鸿霄 陈吉宁 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2014年9月15日 第35卷 第9期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 35 No. 9 Sep. 15, 2014

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧阳自远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street , Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 90.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行人