

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第36卷 第8期

Vol.36 No.8

2015

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

基于16S rRNA 基因测序法分析北京霾污染过程中 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 细菌群落特征..... 王步英,郎继东,张丽娜,方剑火,曹晨,郝吉明,朱昕,田埂,蒋靖坤 (2727)

北京城区冬季降尘微量元素分布特征及来源分析 熊秋林,赵文吉,郭道宇,陈凡涛,束同同,郑晓霞,赵文慧 (2735)

北京市典型餐饮企业油烟中醛酮类化合物污染特征 程婧晨,崔彤,何万清,聂磊,王军玲,潘涛 (2743)

基于实际道路交通流信息的北京市机动车排放特征 樊守彬,田灵娣,张东旭,曲松 (2750)

夏季珠江三角洲地区 PM_{2.5} 化学组分特征及其对大气能见度的影响 杨毅红,瞿群,刘随心,李雄,钟佩仪,陶俊 (2758)

隧道工人的 PM₁₀ 职业暴露特征调查分析及其健康风险评价 向华丽,杨俊,仇珍珍,雷万雄,曾婷婷,兰志财 (2768)

基于在线监测的江苏省大型固定燃煤源排放清单及其时空分布特征 张英杰,孔少飞,汤莉莉,赵天良,韩永翔,于红霞 (2775)

柴达木盆地东部降水氢氧同位素特征与水汽来源 朱建佳,陈辉,巩国丽 (2784)

长江口-浙闽沿岸沉积色素的分布特征及其指示意义 李栋,姚鹏,赵彬,王金鹏,潘慧慧 (2791)

“引江济太”过程中中江-望虞河-贡湖氮、磷输入特征研究 潘晓雪,马迎群,秦延文,邹华 (2800)

重庆市典型城镇区地表径流污染特征 王龙涛,段丙政,赵建伟,华玉妹,朱端卫 (2809)

调水调沙对黄河下游颗粒有机碳运输的影响 张婷婷,姚鹏,王金鹏,潘慧慧,高立蒙,赵彬,李栋 (2817)

青藏高原冰川区可溶性有机碳含量和来源研究 严芳萍,康世昌,陈鹏飞,柏建坤,李洋,胡召富,李潮流 (2827)

岩溶区地下水补给型水库表层无机碳时空变化特征及影响因素 李建涛,蒲俊兵,袁道先,刘文,肖琼,于爽,张陶,莫雪,孙平安,潘谋成 (2833)

室内模拟不同因子对岩溶作用与碳循环的影响 赵瑞一,吕现福,段逸凡 (2843)

新乡市地表水体 HCHs 和 DDTs 的分布特征及生态风险评价 冯精兰,余浩,刘书卉,刘梦琳,孙剑辉 (2849)

青木关地下河系统中不同含水介质下正构烷烃对比研究 梁作兵,孙玉川,王尊波,江泽利,廖昱,谢正兰,张媚 (2857)

三峡库区长寿湖水体不同形态汞的空间分布特征 白薇扬,张成,赵锋,唐振亚,王定勇 (2863)

燃煤电厂周围渔业养殖行为对水生生态环境中汞形态变化的影响 梁鹏,王远娜,尤琼智,高云飞,何杉杉 (2870)

运用硫同位素、氮氧同位素示踪里湖地下河硫酸盐、硝酸盐来源 李瑞,肖琼,刘文,郭芳,潘谋成,于爽 (2877)

藻华聚集的生态效应:对凤眼莲叶绿素和光合作用的影响 刘国锋,何俊,杨轶中,韩士群 (2887)

DOM 对被动采样技术的影响与应用 于尚云,周岩梅 (2895)

蛋白质对 PVDF 超滤膜污染行为的界面微观作用力解析 王旭东,周森,孟晓荣,王磊,黄丹曦,夏四清 (2900)

水环境中碳纳米管对沙丁胺醇光降解的影响 汪祺,韩佳芮,魏博凡,周磊,张亚,杨曦 (2906)

β-In₂S₃ 的制备及其太阳光下降解土霉素 艾翠玲,周丹丹,张嵘嵘,邵享文,雷英杰 (2911)

排水管道沉淀物氮释放特性的研究 陈红,卓琼芳,许振成,王劲松,魏清伟 (2918)

生物膜 CANON 反应器中沉积物影响及其成因分析 付昆明,王会芳,左早荣,仇付国 (2926)

ABR-MBR 一体化工艺节能降耗措施优化研究 吴鹏,陆爽君,徐乐中,刘捷,沈耀良 (2934)

两个 CANON 污水处理系统中氨氧化古菌的丰度和多样性研究 高景峰,李婷,张树军,樊晓燕,潘凯玲,马谦,袁亚林 (2939)

ABR 耦合 CSTR 一体化工艺好氧颗粒污泥形成机制及其除污效能研究 巫恺澄,吴鹏,徐乐中,李月寒,沈耀良 (2947)

珠江三角洲地区土壤有机氯农药分布特征及风险评价 窦磊,杨国义 (2954)

广西都安县耕地土壤重金属污染风险评价 吴洋,杨军,周小勇,雷梅,高定,乔鹏伟,杜国栋 (2964)

开封市公园地表灰尘重金属污染及健康风险 段海静,蔡晓强,阮心玲,全致琦,马建华 (2972)

我国西南地区氮饱和和马尾松林土壤和植物¹⁵N自然丰度对长期氮施加的响应 刘文静,康荣华,张婷,朱婧,段雷 (2981)

黄土高原纬度梯度上的植物与土壤碳、氮、磷化学计量学特征 李婷,邓强,袁志友,焦峰 (2988)

开顶式气室原位研究水稻稻富集对大气汞浓度升高的响应 陈剑,王章玮,张晓山,秦普丰,陆海军 (2997)

接种丛枝菌根真菌对蜈蚣草吸收砷的影响 郑文君,王明元 (3004)

水稻种植对黑土微生物生物量和碳源代谢功能的影响 赵志瑞,崔丙健,侯彦林,刘上千,王岩 (3011)

固定化菌剂载体材料腐解产物对污染土壤中砷解吸的影响 全冬丽,双生晴,李晓军,邓万荣,赵然然,贾春云,巩宗强 (3018)

零价铁和碱激发矿渣稳定/固定化处理铬渣研究 陈忠林,李金春子,王斌远,樊磊涛,沈吉敏 (3026)

Fe³⁺ 负载凹凸棒土 (Fe/ATP) 结构表征及其稳定化修复镉 (Cd) 机制研究 杨蓉,李鸿博,周永莉,陈静,王琳玲,陆晓华 (3032)

原位生物修复提高多环芳烃污染土壤农作安全性 焦海华,潘建刚,徐圣君,白志辉,王栋,黄占斌 (3038)

镉-八氯代二苯并呋喃复合污染土壤中紫茉莉对镉的修复能力 张杏丽,邹威,周启星 (3045)

不同水分条件对蜈蚣草修复砷污染土壤的影响 刘秋辛,阎秀兰,廖晓勇,林龙勇,杨静 (3056)

磷矿粉和腐熟水稻秸秆对土壤铅污染的钝化 汤帆,胡红青,苏小娟,付庆灵,朱俊 (3062)

洛克沙肿在青菜及土壤中的残留及降解特性 邵婷,姚春霞,沈源源,张玉洁,苏楠楠,周守标 (3068)

3 种典型有机污染物对 2 种水生生物的急性毒性及安全评价 杨扬,李雅洁,崔益斌,李梅 (3074)

石油污染物对海底微生物燃料电池性能的影响及加速降解效应 孟瑶,付玉彬,梁生康,陈伟,柳昭慧 (3080)

Cu-Mn-Ce/分子筛催化剂吸附甲苯后的微波原位再生及床层温度分布探究 虎雪姣,卜龙利,梁欣欣,孟海龙 (3086)

热处理对猪粪高固厌氧消化产甲烷能力的影响 胡玉瑛,吴静,王士峰,曹知平,王凯军,左剑恶 (3094)

磷石膏对麦田 CO₂ 排放和小麦产量的影响及其经济环境效益分析 李季,吴洪生,高志球,尚小厦,郑培慧,印进,Kakpa Didier,任迁琪, Ogou Katchele Faustin,陈素云,徐亚,姚童言,李炜,钱景珊,马世杰 (3099)

全氟和多氟烷基化合物的环境风险评估研究现状、不确定性与趋势分析 郝薛文,李力,王杰,曹燕,刘建国 (3106)

《环境科学》征订启事 (2757) 《环境科学》征稿简则 (2767) 信息 (2734,2783,3073,3079)

排水管道沉淀物氮释放特性的研究

陈红^{1,2}, 卓琼芳², 许振成², 王劲松^{1*}, 虢清伟^{2*}

(1. 南华大学市政工程系, 衡阳 421001; 2. 环境保护部华南环境科学研究所, 广州 510655)

摘要: 利用室内模拟的方法探讨了排水管道沉淀物在水土比、pH 值、温度以及扰动这 4 个环境因子影响下的氮素转化规律。4 个影响因子下的实验结果表明, 沉淀物中氮素主要以氨氮的形式向上覆水中释放, 各组上覆水中氨氮呈先升高后降低的两阶段变化趋势, 在第 4~6 d 达到释放峰值, 随后质量浓度逐渐下降, 而总硝态氮的变化趋势与氨氮相反。4 个影响因子中 pH 对氨氮释放的影响最大, 其次为搅动、水土比, 温度的影响最小, 其中不同初始 pH 条件下氨氮的最大释放量从大到小排序为 pH 6.3 > pH 8.0 > pH 9.6, 释放量最大值分别为 54.0、30.9、26.7 mg·L⁻¹。实验中水土比越大, 氨氮的释放量越大, 在相同的速率下对上覆水搅动时间越长, 氨氮的释放量越大。温度的升高促进了上覆水中的氨氮向硝态氮的转化, 加快了上覆水中总氮质量浓度的下降。

关键词: 氮; 释放; 沉淀物; 排水管道; 浓度差

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2015)08-2918-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.2015.08.026

Nitrogen Release Performance of Sediments in Drainage Pipeline

CHEN Hong^{1,2}, ZHUO Qiong-fang², XU Zhen-cheng², WANG Jin-song^{1*}, GUO Qing-wei^{2*}

(1. Department of Municipal Engineering, University of South China, Hengyang 421001, China; 2. South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Guangzhou 510655, China)

Abstract: The effects of soil and water ratio, pH, temperature and rotation on the nitrogen transformation of sediment in drainage pipeline were investigated in this study. The experimental results for the four impact factors indicated that ammonia nitrogen was the main existing form for nitrogen release from the sediment to the overlying water, the concentration of ammonia nitrogen was uptrend, reaching the maximum in four to six days, and it went down till to the end of experiments. While the variation trend of nitrate nitrogen concentration was opposite to that of ammonia nitrogen. The factor of pH influenced most in the release of ammonia nitrogen among the four factors, then was the disturbance, and the temperature had a minimal impact. The release of ammonia nitrogen followed the descending order of pH 6.3 > pH 8.0 > pH 9.6, and the maximum concentrations were 54.0, 30.9 and 26.7 mg·L⁻¹ respectively. The higher soil and water ratio and the longer agitation time under the same agitation speed were, the higher ammonia nitrogen concentration was obtained. An increase in temperature promoted the conversion of ammonia nitrogen to the nitrate nitrogen, and speeded up the decrease of total nitrogen in the overlying water.

Key words: nitrogen; release; sediment; drainage pipeline; concentration difference

氮超标是黑臭河道存在的普遍问题^[1]。对水体中氮污染物贡献大的不仅有排入水体的污水, 同时还有随污水或暴雨径流直接排向水体的排水管道沉淀物、养殖场粪污等固态污染物。进入河流的固态污染物部分沉积到河底成为底泥, 另一部分与河水充分混合, 随河水流动迁移。底泥中的氮素在泥水系统中发生一系列的物理化学和生物反应, 如颗粒吸附、沉淀、生物的同化吸收、氨化、硝化、反硝化以及厌氧氨氧化反应等^[2~5]。底泥间隙水中高浓度的氨氮可直接释放进入上覆水, 其中大量有机氮也可在一定的条件下分解为氨氮进入上覆水, 使上覆水中氨氮浓度升高, 所以岸边固态污染物是引起水体氮超标不可忽视的重要因素^[6]。目前, 国内外对河流底泥在不同环境条件下的氮释放特性已做了大量的研究^[7~10]。对排水管道沉淀物的氮污染特性以及对水体的氮污染贡献也有较多的报道^[11], 但

研究入河排水管道沉淀物在河流水动力条件下的氮释放特性还鲜见报道。

丁山河发源于惠阳最高峰白云嶂, 流经惠阳区新圩镇的红田、约场、红卫、南坑等村, 在坪地镇内汇入龙岗河, 最终注入饮用水源地东江的二级支流淡水河, 全长河段约 13 km, 在该区境内约长 10 km。根据广东地表水水环境功能区划, 丁山河属于Ⅲ类水。丁山河作为工业区下游河道, 承载着上游工业区排水、流域生活污水及面源污水, 这些污水大部分都是混合着岸边固态污染物一起排入水体中, 尤其是在暴雨时沿岸的各类固态污染物被冲入河

收稿日期: 2014-12-25; 修订日期: 2015-03-13

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07206-002, 2012ZX07206-003)

作者简介: 陈红(1989~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制与治理, E-mail: 125713439@qq.com

* 通讯联系人, E-mail: xhwjs@163.com, qwguo16@163.com

流, 固态污染物随着河水迁移转化, 使得暴雨过后下游河道水质恶化, 其中氨氮严重超标, 水环境压力日趋严峻^[12]. 本文以丁山河沿岸排水管道沉淀物为研究对象, 考察温度、pH 值、水土比、搅动条件对氮素释放的影响, 探讨不同形态氮之间的转化规律, 拓展对排水管道沉淀物氮释放过程的认识, 以期为此类排水管沉淀物氮污染风险防治提供基础数据^[13].

1 材料与方法

1.1 实验材料

2014 年 8 月 8 日, 降雨后采集丁山河横坪公路段雨水和生活污水合流制排水管中的沉淀物, 该合流制排水管中的污水和沉淀物直接排向丁山河, 沉淀物采集点位距离排水管口约 2 m. 将获得的沉淀物样品装入桶中密封, 避光运送回实验室. 在实验室将一部分沉淀物样品中进行离心分离, 收集间隙水, 测定间隙水中总氮、氨氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮的质量浓度, 结果见表 1. 另取一部分烘干, 除去杂物磨碎过筛, 用于测定沉淀物的初始理化性质, 结果见表 2. 其余大部分沉淀物去除碎石杂物, 均化处理用于沉淀物的氮释放实验.

在丁山河横坪公路段采集丁山河河水作为实验用水, 采集的河水运回实验室在 4℃ 下保存, 水样的初始理化性质见表 3.

表 1 排水管沉淀物间隙水初始理化性质

| 项目 | pH | 各形态氮质量浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | | | |
|--------|------|-----------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | | TN | NH_4^+-N | NO_3^--N | NO_2^--N |
| 沉淀物间隙水 | 8.10 | 115.30 | 101.80 | 0.05 | 1.10 |

表 2 排水管沉淀物初始理化性质

| 项目 | pH | 含水率 /% | 有机质 / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | TN / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | NH_4^+-N / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ |
|-----|------|-----------|----------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------------------------------|
| 沉淀物 | 7.96 | 53.60 | 40.30 | 1.87 | 0.67 |

表 3 丁山河河水的初始理化性质

| 项目 | pH | DO | 各形态氮质量浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | | | |
|----|------|------|-----------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | | | TN | NH_4^+-N | NO_3^--N | NO_2^--N |
| 水样 | 7.60 | 3.80 | 10.20 | 7.10 | 1.44 | 0.76 |

1.2 实验方法

实验选择的环境因子为温度、pH、扰动以及水土比, 实验设计如下.

温度控制: 模拟丁山河四季的温度状态, 设置 15、25、35℃ 这 3 个温度, 25℃ 组置于一个利用空调控制温度实验室中, 15℃ 组和 35℃ 组分别置于两个恒温培养箱中. 其他条件: 不调节上覆水 pH、水土比为 4:1、不扰动.

pH 值调节: 研究 pH 的变化对沉淀物氮素释放的影响. 用 NaOH 和 HCl 溶液调节两组上覆水的初始 pH 值, 一组偏酸性, 另一组偏碱性. 调节后这两组上覆水的实际初始 pH 分别为 6.3、9.6. 未调 pH 组上覆水的初始 pH 为 8.0. 其他条件: 温度为 25℃、水土比为 4:1、不扰动.

扰动条件设置: 为了模拟水体的扰动, 获得不同的沉淀物悬浮程度, 设置两个扰动组, 经过预实验选择了适合的搅拌时间和次数, 分别搅动 $1\text{ min}\cdot\text{次}^{-1}$ (搅 1 组) 和 $3\text{ min}\cdot\text{次}^{-1}$ (搅 2 组), 每间隔 6 h 搅动一次, 每天搅动 3 次, 另设一个静置组进行对照. 其他条件: 温度为 25℃、不调节上覆水 pH、水土比为 4:1.

水土比设置: 设 3 组改变上覆水体积和沉淀物质量的比值, 分别为 2:1、4:1、8:1, 其他条件: 温度为 25℃、不调节上覆水 pH, 不扰动.

每组实验采用 2 个 2.5 L 的棕色广口瓶作为平行实验装置. 在实验室中将采回的沉淀物上层多余的水分倒掉, 然后进行均化处理, 向温度组、pH 组、扰动组以及对照组的广口瓶中加入 500 g 沉淀物, 再向瓶中加入 2 L 原河水或已调 pH 值的水样. 水土比为 2:1 组加入 1.0 kg 沉淀物, 原河水样 2 L, 水土比为 8:1 组加入沉淀物 250 g, 原河水样 2 L. 将每组装好样品的广口瓶按实验设计放入实验室和恒温箱中, 装置静置 2 d 后开始进行取样实验.

实验开始前 6 d 每天取一次样, 第 6 d 后间隔 2~3 d 取一次样. 取样时用注射器取各组广口瓶上覆水约 50 mL, 然后补充 50 mL 丁山河河水. 补充河水后对两个搅拌组进行搅拌. 当天取出的水样以及储备水样先测定 DO、pH、温度和总氮, 然后经 0.45 μm 滤膜过滤, 测定其中氨氮、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的质量浓度. 实验结束后取出各组装置中的沉淀物, 干燥过筛后测定其中总氮的含量.

实验中上覆水 pH 的测定采用台式 pH 计测定 (型号 PHS-3C), 溶解氧的测定采用台式溶解氧仪 (型号 JPSJ-605) 测定. 水质总氮采用碱性过硫酸钾分光光度法 (HJ 636-2012), 水质氨氮的测定采用纳氏试剂分光光度法 (HJ 535-2009), 水质硝酸盐氮的测定采用紫外分光光度法 (HJ 346-2007), 水质亚硝酸盐氮的测定采

用可见分光光度法(HJ 636-2012).

沉淀物含水率的测定采用国家标准 GB 7172-87,沉淀物有机质测定采用重铬酸钾-硫酸溶液氧化法(NY/T 1121.6-2006). 沉淀物总氮采用凯氏蒸馏法,沉淀物中氨氮采用氯化钾溶液提取分光光度法,沉淀物中间隙水用离心机在 $4\,000\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 下离心 10 min 获得,然后过 $0.45\ \mu\text{m}$ 滤膜,其中各类氮素的测定与上覆水相同.

实验得出不同条件下不同类型氮素随时间的变化曲线,其中的数值均是由平行实验得出,由于总硝态氮为硝酸盐氮和亚硝酸盐氮之和,所以在不同条件下总硝态氮随时间的变化曲线上没有做出误差棒.

2 结果与分析

2.1 不同水土比条件下各类氮素随时间的变化规律

图1(a)为不同水土比条件下总氮质量浓度随时间的变化曲线,3个水土比组总氮都是经历了快速升高再缓慢下降的变化过程. 实验第6 d,3个水土比组中总氮的释放量达到最大值,大小顺序为水土比为 $2:1 > 4:1 > 8:1$,分别为 37.10 、 30.90 、 $23.00\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 实验结束时水土比 $8:1$ 和 $4:1$ 组中的总氮均已低于初始值 $10.20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,分别为 $7.31\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $3.92\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而水土比 $2:1$ 中总氮仍高于

初始值为 $17.77\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

图1(b)为不同水土比条件下氨氮质量浓度随时间的变化曲线,实验期间氨氮的变化规律和总氮一致. 水土比 $2:1$ 、 $4:1$ 、 $8:1$ 组氨氮的最大释放量分别为 36.10 、 28.20 、 $21.90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,略小于总氮的质量浓度. 实验16 d时,水土比 $8:1$ 和 $4:1$ 组中的氨氮已基本等同于初始值,分别为 $6.10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $9.30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,之后这两组氨氮的质量浓度差值慢慢缩小,最后稳定在相同的水平. 整个实验期间水土比 $2:1$ 组中的氨氮质量浓度与其他两组相差较大. 最后3组中的氨氮的质量浓度都下降至一个非常低的水平,分别为 1.36 、 0.74 、 $0.40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

图1(c)为不同水土比条件下总硝态氮(硝酸盐氮+亚硝酸盐氮)质量浓度随时间的变化曲线,实验前期上覆水中总硝态氮的质量浓度呈缓慢下降的趋势. 实验第6 d后,随着氨氮浓度的下降,各组中总硝态氮的质量浓度开始上升,其中水土比 $8:1$ 和 $4:1$ 组的变化规律相同,均在实验第22 d后再次进入一个下降的阶段,最后总硝态氮质量浓度分别为 $7.20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $3.50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,均高于上覆水总硝态氮的初始值 $2.20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 而水土比 $2:1$ 组在第6 d后一直处于上升阶段,至实验结束时,总硝态氮上升至一个较高的水平为 $17.20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

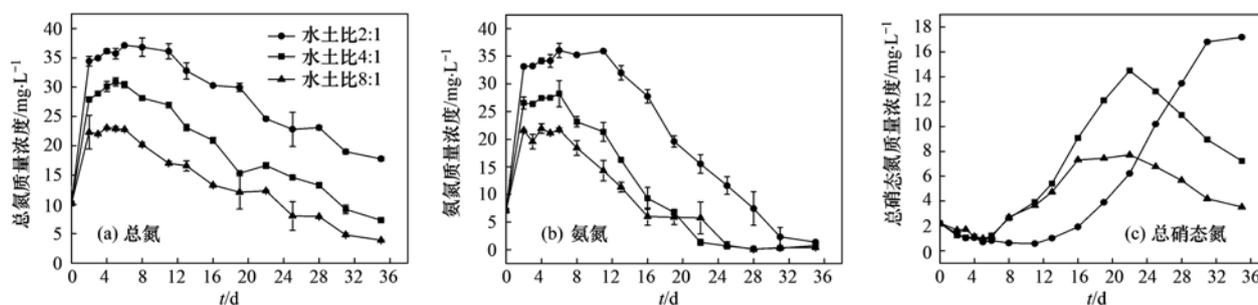


图1 不同水土比下各类氮素随时间的变化曲线

Fig. 1 Nitrogen releasing curves at different soil and water ratios

2.2 不同 pH 条件下各类氮素随时间的变化规律

图2(a)为不同 pH 条件下总氮质量浓度随时间的变化曲线. 初始 pH 为 6.3 的实验组即弱酸性条件下,总氮的释放能力最强,总氮在实验开始后急剧上升,第5 d 达最大值 $54.00\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,远高于其他两组,且整个实验期间总氮一直处于较高的水平. 初始 pH 为 8.0 的实验组在第5 d 释放量最大为 $30.90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而初始 pH 为 9.6 的实验组总氮的释放能力最小,在实验第3 d 达最大值 $26.70\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

图2(b)为不同 pH 条件下氨氮质量浓度随时间的变化曲线. 同样 pH 为 6.3 的实验组中氨氮的

质量浓度与其他两组相差较大,释放的最大值为 $53.40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,另两组分别为 $27.50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $17.90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 在氨氮的下降阶段,初始 pH 为 8.0 和 9.6 的实验组之间的浓度差慢慢缩小,实验结束时,两组氨氮质量浓度稳定在一个极低的水平,分别为 $0.74\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.52\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而 pH 为 6.3 的实验组中氨氮的质量浓度为 $19.00\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,远高于初始值.

图2(c)为不同 pH 条件下总硝态氮随时间的变化曲线. 对应于氨氮质量浓度的变化,整个实验期间初始 pH 为 8.0 和 9.6 的实验组中总硝态氮的质量浓度浓度相差较小. 初始 pH 为 6.3 的实验组中

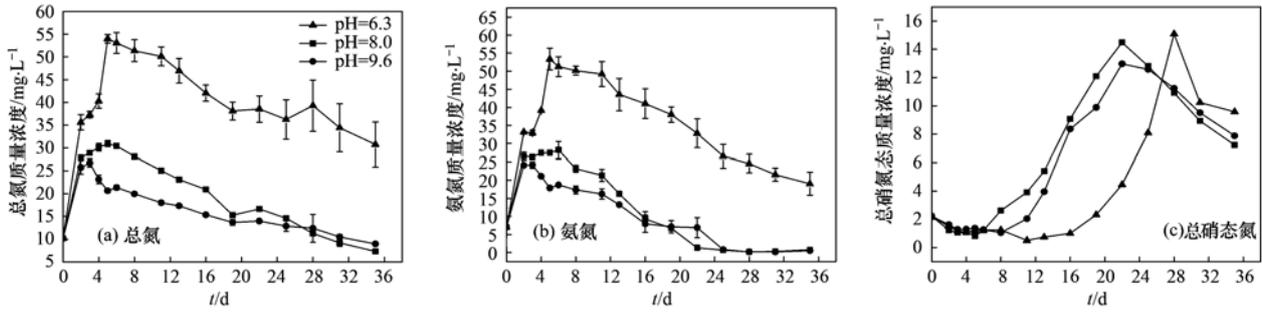


图2 不同 pH 下各类氮素随时间的变化曲线

Fig. 2 Nitrogen releasing curves at different pH

总硝态氮变化的转折点所对应的时间点相对于其他两组有所推迟,该组中总硝态氮缓慢下降至第 11 d 后才开始回升,而在第 28 d 后再次进入下降阶段. 实验结束时,各组中总硝态氮的质量浓度都处于一个较高的水平,分别为 7.20、7.90 和 9.60 mg·L⁻¹.

2.3 不同搅拌条件下各类氮素随时间的变化规律

图 3(a)为不同搅动条件下总氮质量浓度随时间的变化曲线. 从中可以看出,搅拌 3 min·次⁻¹的实验组中总氮在第 4 d 释放量达最大,为 36.6 mg·L⁻¹. 在总氮释放阶段,搅拌 1 min·次⁻¹的实验组与静置组的总氮质量浓度较为接近,分别在第 5 d 和第 6 d 释放达到最大值,为 29.9 mg·L⁻¹和 28.2 mg·L⁻¹. 实验结束时,静置组的总氮略低于初始值为 7.3 mg·L⁻¹,两搅拌组的总氮质量浓度均高于初始值.

图 3(b)为不同搅动条件下氨氮质量浓度随时间的变化曲线,氨氮释放量最大值略低于总氮释放量的最大值,分别为 35.1、29.2、28.2 mg·L⁻¹. 静置组在实验第 6 d 后开始快速的下降,较搅拌组幅度大,实验结束时,静置组中氨氮的质量浓度稳定在 0.74 mg·L⁻¹. 两个搅拌组中氨氮的质量浓度略高于初始值,分别为 11.5 mg·L⁻¹、10.40 mg·L⁻¹.

图 3(c)为不同搅动条件下总硝态氮质量浓度

随时间的变化曲线. 实验第 6 d,静置组中的总硝态氮的变化幅度较其他两组都大,随着氨氮的快速下降而急速地升高,到第 22 d 达到最大值为 14.50 mg·L⁻¹,之后再次进入下降阶段. 两个搅拌组中总硝态氮的变化相同且较缓,实验开始总硝态氮质量浓度小幅下降后开始缓慢地回升,最后上升至与静置组相同的水平值,分别为 7.50 mg·L⁻¹、6.90 mg·L⁻¹.

2.4 不同温度条件下各类氮素随时间的变化规律

图 4(a)为实验温度 15、25 和 35℃ 条件下总氮质量浓度随时间的变化曲线. 实验开始的 5 d 内,3 个温度下总氮的浓度差较小,释放量的最大值都在 30.00 mg·L⁻¹左右,之后的 30 d 内各组总氮一直处于下降阶段. 随着实验的进行,3 组间总氮的质量浓度差异增大,其中高温组中总氮下降速度最快. 实验结束时,25℃ 实验组和 35℃ 实验组总氮分别为 7.30 mg·L⁻¹和 6.40 mg·L⁻¹,而 15℃ 实验组总氮质量浓度为 17.80 mg·L⁻¹,远高于初始质量浓度.

图 4(b)为实验温度 15、25 和 35℃ 条件下氨氮质量浓度随时间的变化曲线. 同样氨氮的释放受温度影响较小,而在氨氮的下降阶段,不同温度对氨氮的影响区别较大,35℃ 实验组中氨氮下降的速度最快,在持续下降了 5 d 后,该组中氨氮的质量浓度恢

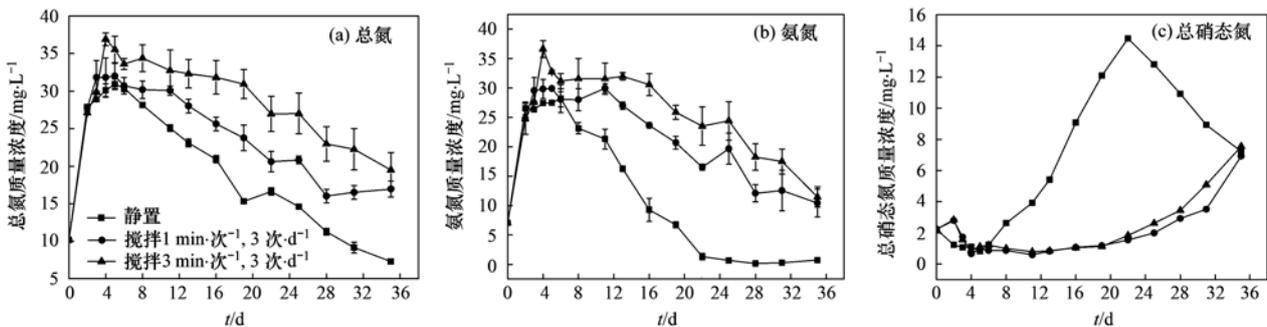


图3 不同搅动条件下各类氮素随时间的变化曲线

Fig. 3 Nitrogen releasing curves at different disturbances

复到初始值水平. 第 22 d 后, 25℃ 实验组和 35℃ 实验组曲线呈重合状态, 氨氮质量浓度趋于稳定, 15℃ 实验组中氨氮变化相对较慢, 但实验结束时 3 组氨氮质量浓度都较低, 分别为 1.85、0.74 和 0.23 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

图 4(c) 为实验温度 15、25 和 35℃ 条件下总硝态氮质量浓度随时间的变化曲线, 35℃ 实验组中总硝态氮在实验开始的 4 d 内先小幅下降, 之后 4 d 内呈

直线上升, 从最低点 0.80 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至最高点 17.50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 25℃ 实验组中总硝态氮变化较 35℃ 实验组慢一些, 在第 22 d 总硝态氮升高到最大值为 14.50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 15℃ 实验组中总硝态氮质量浓度自实验开始略微下降后一直升高, 实验结束时仍处于非常高的水平为 16.60 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 而其他两组经历一个再次下降的阶段, 最后质量浓度为 7.20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 5.30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

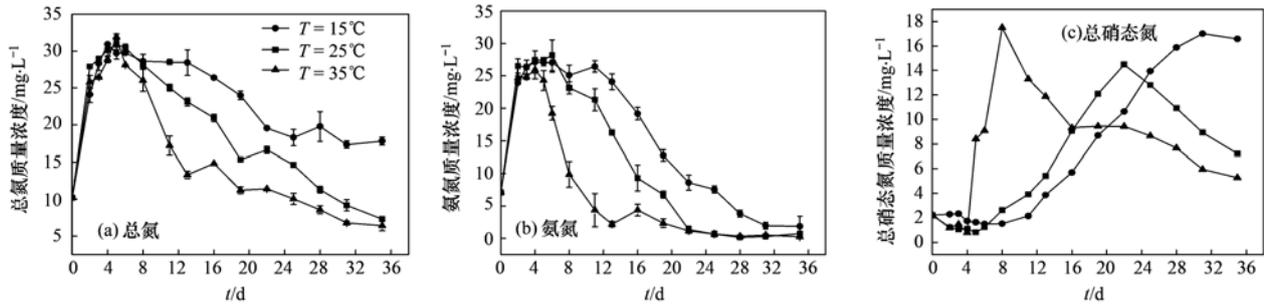


图 4 不同温度条件下各类氮素随时间的变化曲线

Fig. 4 Nitrogen releasing curves at different temperatures

3 讨论

总体来说, 温度、pH 值、水土比、搅动这 4 个影响因子对排水管道沉淀物中总氮、氨氮和总硝态氮迁移转化的影响都遵循相似的规律, 总氮和氨氮都是先升高后下降的变化趋势, 而总硝态氮与氨氮相反, 基本是下降→升高→再下降的变化趋势, 只是各影响因子对各类氮素变化的影响程度不同. 在氨氮的释放阶段, 氨氮质量浓度与总氮相差较小, 沉淀物中总氮的释放规律可近似地看作氨氮的释放规律^[14]. 由表 1 可以看出沉淀物间隙水中的氨氮质量浓度非常高且沉淀物含水率较大, 所以沉淀物与水混合后各组上覆水中总氮和氨氮均在实验的第 2 d 就急速的升高主要是由于上覆水和沉淀物间隙水之间的氮素浓度差, 这与大多数文献中展示的底泥氮释放曲线图一致^[15]. 同样总氮的下降也以氨氮的下降为主, 随着硝化反应的进行, 上覆水中一部分的氨氮先转化为亚硝酸盐氮, 进而转化为硝酸盐氮^[16]. 然而尽管总硝态氮有所升高, 总氮还是逐渐在下降, 这说明上覆水中有一部分氮素损失了, 由于水中 NH_4^+ 和 NH_3 各占一定的比例, 而有研究表明 pH 越大, 温度越高, NH_3 所占的比例越大, pH 在 6~8 范围内, pH 每增加一个单位, NH_3 所占其总量的质量分数增加 10 倍, pH 由 8 到 9 又增加 5~10 倍^[17]. 因此氨氮以 NH_3 的形式挥发而离开泥水系

统是上覆水中总氮减少的一个重要原因. 而对于氮素以气态的形式脱离泥水系统, 还有一个可能就是通过反硝化反应生成 N_2 或 N_2O 而逸出水面^[18]. 但也有可能是一部分氨氮被沉淀物颗粒吸附或经沉淀物中微生物同化吸收重新进入到沉淀物中, 相关研究表明在做底泥氮释放特性研究时总氮和氨氮会出现上覆水中的氮素向底泥沉积的现象^[19]. 另外从实验结果来看, 不同条件下各组上覆水中总氮和氨氮的释放均在实验前 4~6 d 达到最大值, 尽管是不同的水土比条件下所加的沉淀物量不同, 或者是搅动不同的时间条件下, 总氮和氨氮的释放也同样遵循这个规律.

对比 4 个环境因子条件下氨氮最大释放量, pH 对氨氮的释放影响最大, 一般来说 pH 影响氮释放主要通过两个方面, 一是通过影响沉淀物中微生物活动, 二是通过改变泥水系统电化学特性^[20]. 沙茜等^[21] 研究表明, pH 为 7 较 pH 为 5 和 9 的条件下总氮的释放能力强. 原因可能是在中性条件下, 沉淀物中微生物活性最强, 一般微生物的最适宜 pH 为 6.5~7.5^[22]. 而在本实验的氮释放阶段, 初始 pH 6.3 实验组上覆水 pH 的变化范围为 6.2~7.1, 处于最适宜的 pH 范围, 这利于氨化细菌将沉淀物中的有机氮分解转化为 NH_4^+ 进入间隙水而增加 NH_4^+ 的释放. 未调 pH 的实验组中上覆水 pH 变化范围为 7.5~8.1, 比 pH 6.3 实验组稍大, 然而氨

氮的释放量远低于 pH 6.3 实验组,可见微生物活性强度是影响氨氮释放的一个重要原因. 然而对于氮的生物转化需要一定的时间, pH 6.3 实验组在实验前 5 d 内氨氮快速的升高,另一个原因可能是该组加入了 HCl 调节 pH,上覆水中 H⁺ 较多,而 H⁺ 易与沉淀物中的 NH₄⁺ 发生竞争吸附而使 NH₄⁺ 的释放增加^[23]. 初始 pH 为 9.6 的实验组中氨氮释放量最小,一方面较高的 pH 使上覆水中 OH⁻ 含量增大,而 OH⁻ 易与 NH₄⁺ 结合生成 NH₃ 而逸出水面,从而使该组上覆水中 NH₄⁺ 的质量浓度较小. 另一方面结合实验前后沉淀物的总氮的变化情况(图 5)可以看出,实验结束时初始 pH 为 9.6 的实验组中沉淀物的总氮含量最大,说明整个实验期间该组沉淀物中氮素减少量最小,这可能是该组在碱性条件下微生物的活性有所抑制,氨化细菌分解有机氮的活动受到一定程度的抑制^[24].

水动力作用对水体氨氮的变化有显著影响,实验中两个搅拌组与静置组中氨氮的释放有明显的差别. 相同的转速,搅动时间较长的实验组中氨氮的释放量较大,上覆水的搅动使装置中的沉淀物悬浮

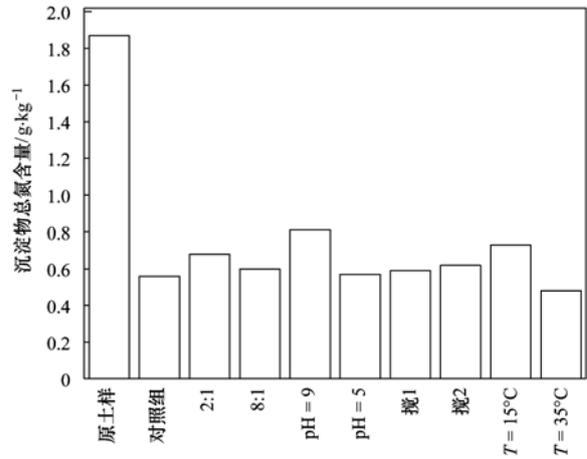


图 5 实验前后各组沉淀物中总氮含量的变化
Fig. 5 Variation of total nitrogen of sediment before and after the experiment

进入水体,间隙水和吸附在悬浮颗粒中的氨氮也随着沉淀物的悬浮进入上覆水^[25]. 同时从各组上覆水中的溶解氧随时间的变化规律(图 6)可以看出,两个搅拌组中的溶解氧被快速地消耗,这可能是由于搅拌加快了沉淀物中的耗氧物质进入到上覆水而导致的^[26]. 然而在实验的第 6 d 后两个搅拌组的溶

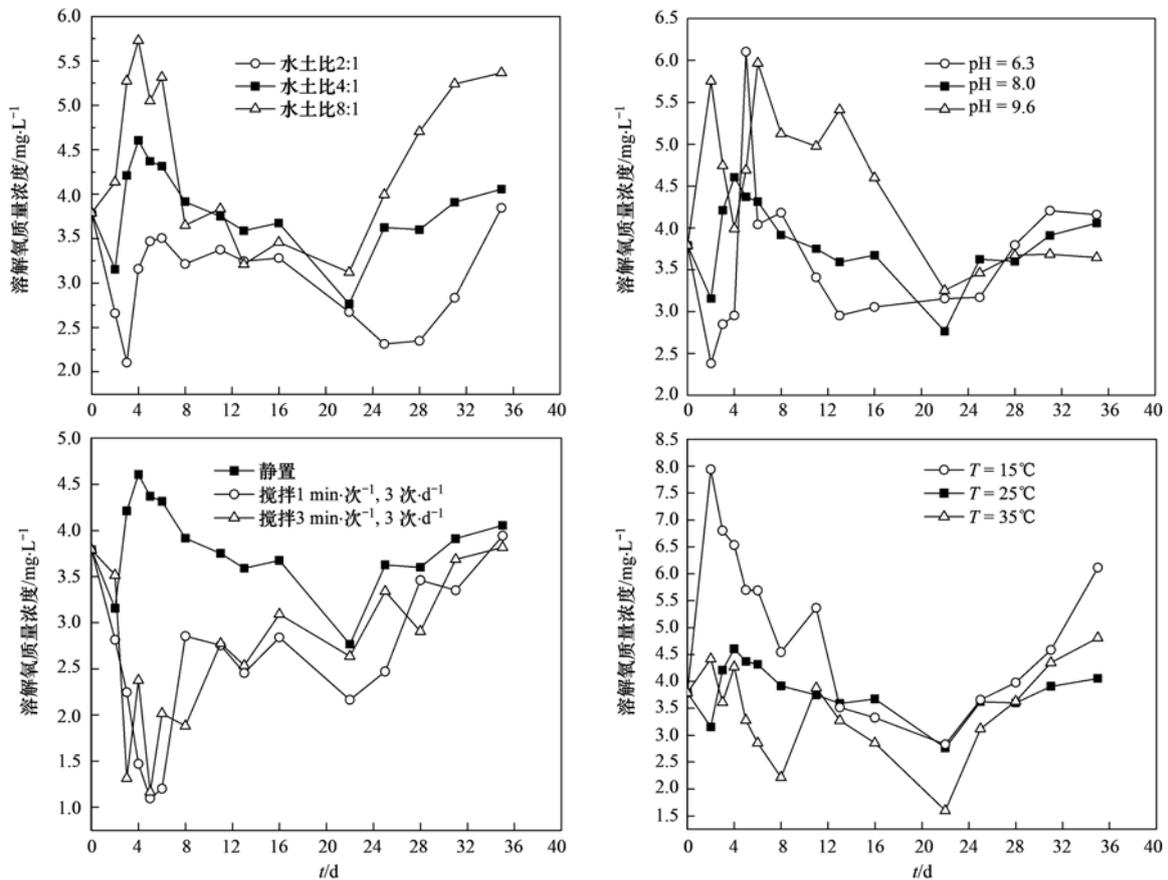


图 6 各实验组上覆水中溶解氧随时间的变化曲线

Fig. 6 Variation of dissolved oxygen concentration in overlying water of experimental groups

解氧开始回升,实验结束时,搅拌组的溶解氧回升到和静置组一样的水平,这主要是由于实验前期上覆水的复氧速率小于耗氧速率,而在氨氮的下降阶段上覆水的复氧速率大于耗氧速率的原因。相对于两个搅拌组,静置组在整个实验期间溶解氧的波动较小,溶解氧范围为 $3.2 \sim 4.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,这使得在实验第 6 d 后静置组的氨氮下降的速率比搅拌组大,主要是较高的溶解氧促进了上覆水中的硝化作用,同时使得总硝态氮升高的速率比搅拌组大。在自然条件下,特别是一场暴雨过后,泥水的剧烈混合促进了泥中氮素的释放,同时还会加速河水中溶解氧的消耗,形成厌氧环境而促进氨氮的释放,体系中溶解氧的水平直接或间接地影响着硝化和反硝化反应的进行^[27]。本实验中每组实验装置都没有控制溶解氧,直接敞口放置在实验室内,装置中上覆水的溶解氧一方面被泥水系统中的生物化学反应消耗,一方面大气复氧对溶解氧进行补充,所以水动力作用下溶解氧水平是影响泥水系统中氮素释放的一个重要原因^[28]。

温度通过影响微生物的活性进而影响氮转化的速率^[29]。大部分研究中高温对氨氮的释放量有明显的促进作用,原因是高温增大了微生物的活性,促进有机氮氨化分解为氨氮,另外温度的升高在加快微生物活性的同时也加快了上覆水中溶解氧的消耗(图 6),形成的厌氧环境导致反硝化作用增强,利于泥水界面氨氮的扩散,增大了氨氮的释放^[30]。然而,本实验中不同温度下氨氮的最大释放量相差不大,可能是由于在本实验中上述两个因素对氨氮释放的促进程度较小,在氨氮释放阶段起主要作用的仍是泥水间的氨氮浓度差。在氨氮的下降阶段,35℃条件下氨氮下降的速率最快,同时总硝态氮上升的速率也是最快,可见高温促进了上覆水中硝化反应的进行。另外由于温度越高,水中 NH_3 所占的比例越大,温度的升高加快了上覆水中 NH_3 的逸出,使得 35℃条件下总氮的质量浓度急速下降。可见氮素的变化是多个迁移转化过程的综合反映,只是各个物理生物化学反应的程度不同^[31]。

4 结论

(1)4 个不同环境因子下沉淀物中总氮和氨氮遵循先升高再下降的变化规律,而总硝态氮与氨氮相反基本遵循下降→升高→再下降的变化规律。总氮的释放以氨氮释放为主,氨氮释放主要动力是泥水间的氮素浓度差。水土比越大,所加入的

沉淀物量越大,氨氮的释放量越大。

(2)弱酸性条件下氨氮的释放量最大,一方面是由于较多的 H^+ 与沉淀物中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 发生竞争吸附使得 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的释放增加;另一方面可能是该 pH 条件下微生物的活性相对较强,加快了氨氮的释放。

(3)水动力作用对水体氨氮的变化有显著影响,上覆水的搅动会使泥水剧烈混合,搅动的时间越长,氮素释放量越大。搅动组上覆水中的溶解氧被快速地消耗,形成厌氧环境促进反硝化反应的进行,从而促进了沉淀物中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 释放。

(4)实验前期不同温度条件下上覆水中氨氮的质量浓度处于相同的水平,这可能是由于实验中升高温度对氨氮释放的促进程度相对于泥水间氮素浓度梯度对其的促进程度较小的原因。在氨氮的下降阶段,由于高温加快了硝化反应速率使 35℃条件下氨氮下降速率以及总硝态氮升高速率都是最快。而上覆水中 NH_3 的挥发是实验中高温条件下水中总氮快速下降的一个重要原因。

参考文献:

- [1] 朱健,李捍东,王平. 环境因子对底泥释放 COD、TN 和 TP 的影响研究[J]. 水处理技术, 2009, **35**(8): 44-49.
- [2] 邢雅因,阮晓红,赵振华. 城市重污染河道环境因子对底质氮释放影响[J]. 水科学进展, 2010, **21**(1): 120-126.
- [3] 何宗健,吴志强,倪兆奎,等. 江湖关系变化对鄱阳湖沉积物氨氮释放风险的影响[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(5): 1277-1284.
- [4] Brunnegård J, Grandel S, Ståhl H, *et al.* Nitrogen cycling in deep-sea sediments of the Porcupine Abyssal Plain, NE Atlantic [J]. *Progress in Oceanography*, 2004, **63**(4): 159-181.
- [5] 胡开明,王水,逢勇. 太湖不同湖区底泥悬浮沉降规律研究及内源释放量估算[J]. 湖泊科学, 2014, **26**(2): 191-199.
- [6] 李如忠,李峰,周爱佳,等. 巢湖十五里河水花生生长区沉积物及间隙水中营养盐的基本特性[J]. 环境科学, 2012, **33**(9): 3014-3023.
- [7] 荣伟英,周启星. 大沽排污河底泥释放总氮的影响[J]. 环境科学学报, 2012, **32**(2): 326-331.
- [8] 李大鹏,黄勇,李伟光. 底泥曝气改善城市河流水质的研究[J]. 中国给水排水, 2007, **23**(5): 22-25.
- [9] 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[J]. 环境科学学报, 2010, **30**(3): 614-620.
- [10] 余光伟,雷恒毅,刘广立,等. 重污染感潮河道底泥释放特征及其控制技术[J]. 环境科学学报, 2007, **27**(9): 1476-1484.
- [11] 李海燕,苏豪儒,黄延. 城市合流排水管道水-沉积物界面污染研究进展[J]. 水利水电科技进展, 2014, **33**(3): 84-88.
- [12] Morin J, Morse J W. Ammonium release from resuspended sediments in the Laguna Madre estuary [J]. *Marine Chemistry*, 1999, **65**(1-2): 97-110.

- [13] 刘晓伟, 谢丹平, 李开明, 等. 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[J]. 生态环境学报, 2011, **20**(11): 1713-1719.
- [14] 杜旭, 王国祥, 刘波, 等. 曝气深度对城市河道沉积物氮释放及形态的影响[J]. 中国给水排水, 2013, **29**(15): 115-120.
- [15] 朱元荣, 张润宇, 吴丰昌. 滇池沉积物中氮的地球化学特征及其对水环境的影响[J]. 中国环境科学, 2011, **31**(6): 978-983.
- [16] 范成新, 张路, 王兆德, 等. 太湖-沉积物污染与修复原理[M]. 北京: 科学出版社, 2009. 360-367
- [17] 姜永生, 李晓晨, 邢友华, 等. 扰动对东平湖表层沉积物中氮磷释放的影响[J]. 环境科学与技术, 2010, **33**(8): 41-44.
- [18] 何岩, 沈叔云, 黄民生, 等. 城市黑臭河道底泥内源氮硝化-反硝化作用研究[J]. 生态环境学报, 2012, **21**(6): 1166-1170.
- [19] 赵海超, 王圣瑞, 焦立新, 等. 洱海沉积物中不同形态氮的时空分布特征[J]. 环境科学研究. 2013, **26**(3): 235-242.
- [20] 魏岚, 传平, 邹献中, 等. 广东省不同水库底泥理化性质对内源氮磷释放影响[J]. 生态环境学报, 2012, **21**(7): 1304-1310.
- [21] 沙茜, 孙燕, 张维昊, 等. 武汉庙湖沉积物中氮释放化学行为的模拟研究[J]. 环境科学与技术, 2013, **36**(2): 50-54.
- [22] Nowlin W H, Evarts J L, Vanni M J. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir[J]. *Freshwater Biology*, 2005, **50**(2): 301-322.
- [23] 朱世安, 骆新容. 磁湖底泥氮释放通量的研究[J]. 环境科学与管理, 2012, **37**(8): 44-47.
- [24] Xia X H, Liu T, Yang Z F, *et al.* Dissolved organic nitrogen transformation in river water: Effects of suspended sediment and organic nitrogen concentration[J]. *Journal of Hydrology*, 2013, **484**: 96-104.
- [25] Neubacher E C, Parker R E, Trimmer M. The potential effect of sustained hypoxia on nitrogen cycling in sediment from the southern North Sea: a mesocosm experiment [J]. *Biogeochemistry*, 2013, **113**(1-3): 69-84.
- [26] 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[J]. 环境科学, 2011, **32**(10): 2971-2978.
- [27] 许宽, 刘波, 王国祥, 等. 曝气和 pH 对城市污染河道底泥氮形态的影响[J]. 环境工程学报, 2012, **6**(10): 3553-3558.
- [28] 许宽, 刘波, 王国祥, 等. 底泥曝气对城市污染河道内源氮变化过程的影响[J]. 环境科学学报, 2012, **32**(12): 2935-2942.
- [29] 刘艳, 陈书涛, 刘燕, 等. 升温对农田土壤碳氮循环关键过程的影响[J]. 中国环境科学, 2013, **33**(4): 674-679.
- [30] 姜霞, 王秋娟, 王书航, 等. 太湖沉积物氮磷吸附/解吸特征分析[J]. 环境科学, 2011, **32**(5): 1285-1291.
- [31] 王书航, 姜霞, 钟立香, 等. 巢湖沉积物不同形态氮季节性赋存特征[J]. 环境科学, 2010, **31**(4): 946-953.

CONTENTS

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|
| Characterizing Beijing's Airborne Bacterial Communities in PM _{2.5} and PM ₁₀ Samples During Haze Pollution Episodes Using 16S rRNA Gene Analysis Method | WANG Bu-ying, LANG Ji-dong, ZHANG Li-na, <i>et al.</i> (2727) |
| Distribution Characteristics and Source Analysis of Dustfall Trace Elements During Winter in Beijing | XIONG Qiu-lin, ZHAO Wen-ji, GUO Xiao-yu, <i>et al.</i> (2735) |
| Pollution Characteristics of Aldehydes and Ketones Compounds in the Exhaust of Beijing Typical Restaurants | CHENG Jing-chen, CUI Tong, HE Wan-qing, <i>et al.</i> (2743) |
| Emission Characteristics of Vehicle Exhaust in Beijing Based on Actual Traffic Flow Information | FAN Shou-bin, TIAN Ling-di, ZHANG Dong-xu, <i>et al.</i> (2750) |
| Chemical Compositions in PM _{2.5} and Its Impact on Visibility in Summer in Pearl River Delta, China | YANG Yi-hong, QU Qun, LIU Sui-xin, <i>et al.</i> (2758) |
| Health Risk Assessment of Tunnel Workers Based on the Investigation and Analysis of Occupational Exposure to PM ₁₀ | XIANG Hua-li, YANG Jun, QIU Zhen-zhen, <i>et al.</i> (2768) |
| Analysis on Emission Inventory and Temporal-Spatial Characteristics of Pollutants from Key Coal-Fired Stationary Sources in Jiangsu Province by On-Line Monitoring Data | ZHANG Ying-jie, KONG Shao-fei, TANG Li-li, <i>et al.</i> (2775) |
| Hydrogen and Oxygen Isotopic Compositions of Precipitation and Its Water Vapor Sources in Eastern Qaidam Basin | ZHU Jian-jia, CHEN Hui, GONG Guo-li (2784) |
| Distribution Characteristics of Sedimentary Pigments in the Changjiang Estuary and Zhe-Min Coast and Its Implications | LI Dong, YAO Peng, ZHAO Bin, <i>et al.</i> (2791) |
| Nutrients Input Characteristics of the Yangtze River and Wangu River During the "Water Transfers on Lake Taihu from the Yangtze River" | PAN Xiao-xue, MA Ying-qun, QIN Yan-wen, <i>et al.</i> (2800) |
| Pollution Characteristics of Surface Runoff of Typical Town in Chongqing City | WANG Long-tao, DUAN Bing-zheng, ZHAO Jian-wei, <i>et al.</i> (2809) |
| Effect of Water and Sediment Regulation on the Transport of Particulate Organic Carbon in the Lower Yellow River | ZHANG Ting-ting, YAO Peng, WANG Jin-peng, <i>et al.</i> (2817) |
| Concentration and Source of Dissolved Organic Carbon in Snowpits of the Tibetan Plateau | YAN Fang-ping, KANG Shi-chang, CHEN Peng-fei, <i>et al.</i> (2827) |
| Variations of Inorganic Carbon and Its Impact Factors in Surface-Layer Waters in a Groundwater-Fed Reservoir in Karst Area, SW China | LI Jian-hong, PU Jun-bing, YUAN Dao-xian, <i>et al.</i> (2833) |
| Modeling the Influencing Factors of Karstification and Karst Carbon Cycle in Laboratory | ZHAO Rui-yi, LÜ Xian-fu, DUAN Yi-fan (2843) |
| Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of HCHs and DDTs in Surface Water Bodies in Xinxiang | FENG Jing-lan, YU Hao, LIU Shu-hui, <i>et al.</i> (2849) |
| Comparison Study of the Alkanes in Different Aquifer Medium Under Qingmuguan Underground System | LIANG Zuo-bing, SUN Yu-chuan, WANG Zun-bo, <i>et al.</i> (2857) |
| Spatial Distribution Characteristics of Different Species Mercury in Water Body of Changshou Lake in Three Gorges Reservoir Region | BAI Wei-yang, ZHANG Cheng, ZHAO Zheng, <i>et al.</i> (2863) |
| Influence of Marine Aquaculture Around Coal Power Plant on Mercury Species Change in Aquatic Ecological Environment | LIANG Peng, WANG Yuan-na, YOU Qiong-zhi, <i>et al.</i> (2870) |
| Using $\delta^{34}\text{S}\text{-SO}_4^{2-}$ and $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$, $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3^-$ to Trace the Sources of Sulfur and Nitrate in Lihu Lake Underground Water, Guangxi, China | LI Rui, XIAO Qiong, LIU Wen, <i>et al.</i> (2877) |
| Ecological Effects of Algae Blooms Cluster; The Impact on Chlorophyll and Photosynthesis of the Water Hyacinth | LIU Guo-feng, HE Jun, YANG Yi-zhong, <i>et al.</i> (2887) |
| Influence of Natural Dissolved Organic Matter on the Passive Sampling Technique and Its Application | YU Shang-yun, ZHOU Yan-mei (2895) |
| Adhesion Force Analysis of Protein Fouling of PVDF Ultrafiltration Membrane Using Atomic Force Microscope | WANG Xu-dong, ZHOU Miao, MENG Xiao-rong, <i>et al.</i> (2900) |
| Influence of CNTs on Photodegradation of Salbutamol in Water Environment | WANG Qi, HAN Jia-ru, WEI Bo-fan, <i>et al.</i> (2906) |
| Preparation of $\beta\text{-In}_2\text{S}_3$ and Catalytic Degradation of Oxytetracycline Under Solar Light Irradiation | AI Cui-ling, ZHOU Dan-dan, ZHANG Rong-rong, <i>et al.</i> (2911) |
| Nitrogen Release Performance of Sediments in Drainage Pipeline | CHEN Hong, ZHUO Qiong-fang, XU Zhen-cheng, <i>et al.</i> (2918) |
| Analysis of Precipitation Formation in Biofilm CANON Reactor and Its Effect on Nitrogen Removal | FU Kun-ming, WANG Hui-fang, ZUO Zao-rong, <i>et al.</i> (2926) |
| Optimization of Energy Saving Measures with ABR-MBR Integrated Process | WU Peng, LU Shuang-jun, XU Yue-zhong, <i>et al.</i> (2934) |
| Abundance and Community Composition of Ammonia-Oxidizing Archaea in Two Completely Autotrophic Nitrogen Removal over Nitrite Systems | GAO Jing-feng, LI Ting, ZHANG Shu-jun, <i>et al.</i> (2939) |
| Formation Mechanism of Aerobic Granular Sludge and Removal Efficiencies in Integrated ABR-CSTR Reactor | WU Kai-cheng, WU Peng, XU Yue-zhong, <i>et al.</i> (2947) |
| Distribution Characteristics and Risk Assessment of Organochlorine Pesticides in Surface Soil of Pearl River Delta Economic Zone | DOU Lei, YANG Guo-yi (2954) |
| Risk Assessment of Heavy Metal Contamination in Farmland Soil in Du'an Autonomous County of Guangxi Zhuang Autonomous Region, China | WU Yang, YANG Jun, ZHOU Xiao-yong, <i>et al.</i> (2964) |
| Assessment of Heavy Metal Pollution and Its Health Risk of Surface Dusts from Parks of Kaifeng, China | DUAN Hai-jing, CAI Xiao-qiang, RUAN Xin-ling, <i>et al.</i> (2972) |
| Responses of Soil and Plant ^{15}N Natural Abundance to Long-term N Addition in an N-Saturated <i>Pinus massoniana</i> Forest in Southwest China | LIU Wen-jing, KANG Rong-hua, ZHANG Ting, <i>et al.</i> (2981) |
| Latitudinal Changes in Plant Stoichiometric and Soil C, N, P Stoichiometry in Loess Plateau | LI Ting, DENG Qiang, YUAN Zhi-You, <i>et al.</i> (2988) |
| Open-top Chamber for <i>in situ</i> Research on Response of Mercury Enrichment in Rice to the Rising Gaseous Elemental Mercury in the Atmosphere | CHEN Jian, WANG Zhang-wei, ZHANG Xiao-shan, <i>et al.</i> (2997) |
| Influence of Uranium in <i>Pteris vittata</i> L. Inoculated by Arbuscular Mycorrhizal Fungus | ZHENG Wen-jun, WANG Ming-yuan (3004) |
| Impact on the Microbial Biomass and Metabolic Function of Carbon Source by Black Soil During Rice Cultivation | ZHAO Zhi-rui, CUI Bing-jian, HOU Yan-lin, <i>et al.</i> (3011) |
| Effect of Decomposing Products of Immobilized Carriers on Desorption of Pyrene in Contaminated Soil | TONG Dong-li, SHUANG Sheng-qing, LI Xiao-jun, <i>et al.</i> (3018) |
| Solidification/Stabilization of Chromite Ore Processing Residue (COPR) Using Zero-Valent Iron and Lime-Activated Ground Granulated Blast Furnace Slag | CHEN Zhong-lin, LI Jin-chunzi, WANG Bin-yuan, <i>et al.</i> (3026) |
| Stabilization of Cadmium Contaminated Soils by Ferric Ion Modified Attapulgite (Fe/ATP): Characterizations and Stabilization Mechanism | YANG Rong, LI Hong-bo, ZHOU Yong-li, <i>et al.</i> (3032) |
| Improving Agricultural Safety of Soils Contaminated with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by In Situ Bioremediation | JIAO Hai-hua, PAN Jian-gang, XU Sheng-jun, <i>et al.</i> (3038) |
| Competence of Cd Phytoremediation in Cd-OCDF Co-contaminated Soil Using <i>Mirabilis jalapa</i> L. | ZHANG Xing-li, ZOU Wei, ZHOU Qi-xing (3045) |
| Effects of Soil Moisture on Phytoremediation of As-Contaminated Soils Using As-Hyperaccumulator <i>Pteris vittata</i> L. | LIU Qiu-xin, YAN Xiu-lan, LIAO Xiao-yun, <i>et al.</i> (3056) |
| Effects of Phosphate Rock and Decomposed Rice Straw Application on Lead Immobilization in a Contaminated Soil | TANG Fan, HU Hong-qing, SU Xiao-juan, <i>et al.</i> (3062) |
| Residue and Degradation of Roxarsone in the System of Soil-Vegetable | SHAO Ting, YAO Chun-xia, SHEN Yuan-yuan, <i>et al.</i> (3068) |
| Acute Toxicity and Safety Assessment of Three Typical Organic Pollutants to Two Aquatic Organisms | YANG Yang, LI Ya-jie, CUI Yi-bin, <i>et al.</i> (3074) |
| Effects of Oil Pollutants on the Performance of Marine Benthonic Microbial Fuel Cells and Its Acceleration of Degradation | MENG Yao, FU Yu-bin, LIANG Sheng-kang, <i>et al.</i> (3080) |
| Microwave In-situ Regeneration of Cu-Mn-Ce/ZSM Catalyst Adsorbed Toluene and Distribution of Bed Temperature | HU Xue-jiao, BO Long-li, LIANG Xin-xin, <i>et al.</i> (3086) |
| Impact of Thermal Treatment on Biogas Production by Anaerobic Digestion of High-solid-content Swine Manure | HU Yu-ying, WU Jing, WANG Shi-feng, <i>et al.</i> (3094) |
| Impact of Phosphogypsum Wastes on the Wheat Growth and CO ₂ Emissions and Evaluation of Economic-environmental Benefit | LI Ji, WU Hong-sheng, GAO Zhi-qiu, <i>et al.</i> (3099) |
| Status Quo, Uncertainties and Trends Analysis of Environmental Risk Assessment for PFASs | HAO Xue-wen, LI Li, WANG Jie, <i>et al.</i> (3106) |

《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 刘 毅 汤鸿霄 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)

2015年8月15日 第36卷 第8期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 36 No. 8 Aug. 15, 2015

| | | | | |
|---------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------|----|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 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: 120.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行