

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第36卷 第11期

Vol.36 No.11

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

北京市大气气溶胶中糖类化合物的组成及来源	梁林林, Guenter Engling, 段凤魁, 马永亮, 程远, 杜祯宇, 贺克斌 (3935)
北京大气 PM _{2.5} 与惰性 SiO ₂ 的生物毒性比较	刘梦娇, 黄艺, 文航, 邱国玉 (3943)
APEC 期间北京及周边城市 AQI 区域特征及天气背景分析	高庆先, 刘俊蓉, 王宁, 李文涛, 高文康, 苏布达 (3952)
2000~2014 年北京市 SO ₂ 时空分布及一次污染过程分析	程念亮, 张大伟, 李云婷, 陈添, 李金香, 董欣, 孙瑞雯, 孟凡 (3961)
利用 SPAMS 研究石家庄市冬季连续灰霾天气的污染特征及成因	周静博, 任毅斌, 洪纲, 路娜, 李治国, 李雷, 李会来, 靳伟 (3972)
长江三角洲夏季一次典型臭氧污染过程的模拟	张亮, 朱彬, 高晋徽, 康汉青, 杨鹏, 王红磊, 李月娥, 邵平 (3981)
珠江三角洲区域污染分布及其垂直风场特征	刘建, 吴兑, 范绍佳 (3989)
春季黄渤海海水中尿素分布特征及溶解态氮的组成	李志林, 石晓勇, 张传松 (3999)
洱海流域农业用地与入湖河流水质的关系研究	庞燕, 项颂, 储昭升, 薛力强, 叶碧碧 (4005)
大辽河主要污染源营养盐输入特征	马迎群, 张雷, 赵艳民, 秦延文, 潘晓雪, 曹伟, 刘志超, 杨晨晨 (4013)
三峡库区大宁河沉积物营养盐时空分布及其与叶绿素的相关性分析	张永生, 李海英, 任家盈, 卢佳 (4021)
不同地质背景水库区夏季水-气界面温室气体交换通量研究	李建鸿, 蒲俊兵, 孙平安, 袁道先, 刘文, 张陶, 莫雪 (4032)
周丛生物存在下不同水层氧化还原带的分布及其与微生物的关联	王逢武, 刘玮, 万娟娟, 杨嘉利, 刘雪梅, 向速林, 吴永红 (4043)
华北低平原区地下水中氟分布特征及形成原因: 以南皮县为例	孔晓乐, 王仕琴, 赵焕, 袁瑞强 (4051)
某市典型地段地表水及地下水中氟喹诺酮类抗生素分布特征	崔亚丰, 何江涛, 苏思慧, 杨蕾, 乔肖刚 (4060)
乳山湾邻近海域沉积物中好氧氨氧化微生物分布特征	贺惠, 甄毓, 米铁柱, 张玉, 付璐璐, 于志刚 (4068)
青木关地下河中溶解态甾醇来源及迁移、转化特征	梁作兵, 沈立成, 孙玉川, 王尊波, 江泽利, 张媚, 廖昱, 谢正兰, 张远瞩 (4074)
多环芳烃在岩溶地下表层沉积物-水相的分配	蓝家程, 孙玉川, 肖时珍 (4081)
降雨期间岩溶地下河溶解态多环芳烃变化特征及来源解析	江泽利, 孙玉川, 王尊波, 梁作兵, 任坤, 谢正兰, 张媚, 廖昱 (4088)
重庆南山老龙洞地下河系统重金属分布、迁移及自净能力	任坤, 梁作兵, 于正良, 张宇, 王蓉, 袁道先 (4095)
三峡水库消落带植物汞的分布特征	梁丽, 王永敏, 李先源, 唐振亚, 张翔, 张成, 王定勇 (4103)
物理和生物组合扰动对底泥微界面过程的影响	王忍, 李大鹏, 黄勇, 刘焱见, 陈俊 (4112)
超声、过硫酸钾协同去除水中诺氟沙星的效果	魏红, 史京转, 李佳霖, 李克斌, 赵琳, 韩凯 (4121)
载银活性炭活化过硫酸钠降解酸性橙 7	王忠明, 黄天寅, 陈家斌, 李文卫, 张黎明 (4127)
TiO ₂ 降解迪美唑的动力学及活性物质分析	陈冬梅, 喻泽斌, 孙蕾, 黄俊, 高丽红, 李明洁 (4135)
单宁酸铁吸附去除水中无机氮的性能与机制研究	张瑞娜, 李琳, 刘俊新 (4141)
间歇曝气式膜生物反应器对养猪沼液中兽用抗生素的去除特性	丁佳丽, 刘锐, 郑炜, 宋小燕, 余卫娟, 叶朝霞, 陈吕军, 张永明 (4148)
单级和两级串联臭氧-生物活性炭深度处理垃圾渗滤液比较研究	杜安静, 范举红, 刘锐, 邱松凯, 文晓刚, 陈吕军 (4154)
水力停留时间和溶解氧对陶粒 CANON 反应器的影响	王会芳, 付昆明, 左早荣, 仇付国 (4161)
氨氮对 AOB 抑制的形态及规律	崔剑虹, 李祥, 黄勇, 朱亮, 杨朋兵 (4168)
厌氧氨氧化与反硝化协同脱氮处理城市污水	张诗颖, 吴鹏, 宋吟玲, 沈耀良, 张婷 (4174)
同步硝化反硝化耦合除磷工艺的快速启动及其运行特征	冷璐, 信欣, 鲁航, 唐雅男, 万利华, 郭俊元, 程庆峰 (4180)
HCO ₃ ⁻ 对部分亚硝化-厌氧氨氧化联合工艺脱氮效能的影响	李祥, 陈宗姮, 黄勇, 袁怡, 刘忻, 张大林 (4189)
ABR 耦合 CSTR 一体化工艺好氧颗粒污泥亚硝化性能调控及稳态研究	巫恺澄, 吴鹏, 沈耀良, 李月寒, 王建芳, 徐乐中 (4195)
活化过硫酸盐对市政污泥调理效果的影响	徐鑫, 濮文虹, 时亚飞, 虞文波, 张诗楠, 宋健, 张昊, 何姝, 杨昌柱, 杨家宽 (4202)
温度分化对 APBR 反应器性能及产甲烷菌群落的影响	谢海迎, 汪鑫, 李牧原, 阎叙西, 五十岚泰夫, 罗锋 (4208)
污染场地修复技术筛选方法及应用	白利平, 罗云, 刘俐, 周友亚, 颜增光, 李发生 (4218)
基于 Monte Carlo 模拟的土壤重金属综合风险评估与案例分析	杨阳, 代丹, 蔡怡敏, 陈卫平, 侯瑜, 杨锋 (4225)
大港工业区土壤重金属污染及生态风险评估	张倩, 陈宗娟, 彭昌盛, 李发生, 谷庆宝 (4232)
缙云山不同土地利用方式对土壤团聚体微生物量碳氮的影响	李增全, 江长胜, 郝庆菊 (4241)
不同秸秆翻埋还田对旱地和水田土壤微生物群落结构的影响	兰木岭, 高明 (4252)
生草果园土壤微生物群落的碳源利用特征	杜毅飞, 方凯凯, 王志康, 李会科, 毛鹏娟, 张向旭, 王婧 (4260)
不同有机物料对东南景天修复重金属污染土壤效率的影响	姚桂华, 徐海舟, 朱林刚, 马嘉伟, 柳丹, 叶正钱 (4268)
组配改良剂对土壤-蔬菜系统铅镉转运调控的场地研究	朱维, 刘丽, 吴燕明, 周航, 邓贵友, 杨文骏, 彭佩钦, 曾敏, 廖柏寒 (4277)
水稻品种及典型土壤改良措施对稻米吸收镉的影响	王美娥, 彭驰, 陈卫平 (4283)
大庆湖泊群水体和淡水鱼中多环芳烃污染特征及生态风险评估	王晓迪, 臧淑英, 张玉红, 王凡, 杨兴, 左一龙 (4291)
覆盖层甲烷氧化动力学和甲烷氧化菌群落结构	邢志林, 赵天涛, 高艳辉, 何芝, 杨旭, 彭绪亚 (4302)
阳极内添加阳离子交换树脂提升铝压“三合一”膜电极 MFC 性能	梅卓, 张哲, 王鑫 (4311)
应用基于单克隆抗体的免疫传感器检测环境中的茚和苯并茚	李鑫, 乔琰, 钟国祯 (4319)
《环境科学》征订启事 (4224)	《环境科学》征稿简则 (4318)
信息 (4080, 4173, 4290, 4301)	

同步硝化反硝化耦合除磷工艺的快速启动及其运行特征

冷璐¹, 信欣^{1,2*}, 鲁航¹, 唐雅男¹, 万利华¹, 郭俊元¹, 程庆锋¹

(1. 成都信息工程大学资源环境学院, 成都 610225; 2. 成都信息工程大学大气环境模拟与污染控制四川省高校重点实验室, 成都 610225)

摘要: 以低 COD/N 生活污水 (C/N 为 3:1~4:1) 为进水基质, 在序批式活性污泥反应器 (SBR) 中接种好氧颗粒污泥 (AGS), 通过逐步降低溶解氧 (DO) 浓度的方式快速实现同步硝化反硝化耦合除磷. 反应器运行 20 d 后 (DO 浓度为 0.50~1.0 mg·L⁻¹), 系统出现同步硝化反硝化耦合除磷的现象. 在随后运行的 40 d 里, 反应器对废水 COD、NH₄⁺-N、TN 和 TP 的平均去除率分别为 84.84%、93.51%、77.06% 和 85.69%; 出水 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 平均浓度分别为 4.01 mg·L⁻¹ 和 3.17 mg·L⁻¹. 反应器启动运行后期, 污泥体积指数 (SVI) 为 55.22 mL·g⁻¹, 沉降性能良好, 颗粒结构较完整. 不同氮源的周期曝气阶段结果表明, 对 TN 的去除率为 NH₄⁺-N > NO₂⁻-N > NO₃⁻-N; 对 TP 的去除率为 NO₃⁻-N > NO₂⁻-N > NH₄⁺-N, 反应器主要以同步硝化反硝化脱氮和反硝化方式除磷.

关键词: 好氧颗粒污泥; 同步硝化反硝化; 除磷; 低 COD/N; 溶解氧

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2015)11-4180-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.2015.11.032

Rapid Start-up of Simultaneous Nitrification and Denitrification Coupled Phosphorus Removal Process and Its Performing Characteristics

LENG Lu¹, XIN Xin^{1,2*}, LU Hang¹, TANG Ya-nan¹, WAN Li-hua¹, GUO Jun-yuan¹, CHENG Qing-feng¹

(1. College of Resources and Environment, Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225, China; 2. Air Environmental Modeling and Pollution Controlling Key Laboratory of Sichuan Higher Education Institutes, Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225, China)

Abstract: In this study, simultaneous nitrification and denitrification (SND) coupled Phosphorus removal process through gradually decreasing DO concentration was investigated by treating wastewater with a low COD/TN ratio (C/N = 3:1~4:1) in a sequencing batch reactor (SBR) inoculated with aerobic granular sludge (AGS). Successful SND coupled Phosphorus phenomenon occurred after 20d at the DO concentration of 0.50~1.0 mg·L⁻¹. In the following 40 days, the average removal rates of COD, NH₄⁺-N, TN and TP were 84.84%, 93.51%, 77.06% and 85.69%, and the NO₃⁻-N and NO₂⁻-N average accumulations in the effluent were only 4.01 mg·L⁻¹ and 3.17 mg·L⁻¹, respectively. The AGS had complete forms and good settling performances, and the sludge volume index (SVI) was about 55.22 mL·g⁻¹ at the end of starting-up stage. The results of different nitrogen sources showed that the removal rate of TN was in the order of NH₄⁺-N > NO₂⁻-N > NO₃⁻-N, and the removal rate of TP was in the order of NO₃⁻-N > NO₂⁻-N > NH₄⁺-N. The nitrogen and phosphorus removal of wastewater were mainly realized by simultaneous nitrification and denitrification and denitrifying phosphorus removal, respectively.

Key words: aerobic granular sludge; simultaneous nitrification and denitrification (SND); phosphorus removal; low COD/N ratio; dissolved oxygen

传统的生物脱氮工艺是将氨氮转化为亚硝态氮,再转化为硝态氮进行反硝化,是经历完全的硝化反硝化的过程,在这个过程中存在同步硝化反硝化^[1~3]和短程同步硝化反硝化^[4,5].对于反硝化菌,无论是NO₃⁻-N还是NO₂⁻-N都可以作为最终的受氢体,因此若将NO₂⁻-N作为最终的受氢体就可以缩短硝化反应的过程.因此与传统硝化反硝化相比,同步硝化反硝化可节省约25%能耗,40%的碳源,具有缩短反应时间,降低污泥的产量等优点^[6~9].近年来,如何将硝化反应停止在亚硝化的阶段,阻止亚硝酸盐的进一步氧化,并使其进一步迅速反硝化是目前研究的重点,但是在动态的反应器中,如何控制

亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 数量、富集氨氧化细菌 (AOB) 和好氧反硝化菌,使生成的NO₂⁻-N快速同步反硝化并非易事,同时影响亚硝酸盐积累以及脱氮因素有很多^[10~13],且大多数因素之间相互关联,主要因素有溶解氧、pH、温度、COD/N、接种污泥等^[14~18].目前大多数研究是针对处理高氨氮及COD/N较高的废水,并且存在启动时间较长、运行

收稿日期: 2015-05-18; 修订日期: 2015-06-19

基金项目: 四川省科技支撑计划项目 (2013GZ0067); 大气环境模拟与污染控制四川省高校重点实验室开放基金项目 (KFKT2014003)

作者简介: 冷璐 (1990~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为污染控制与资源化, E-mail: 397479676@qq.com

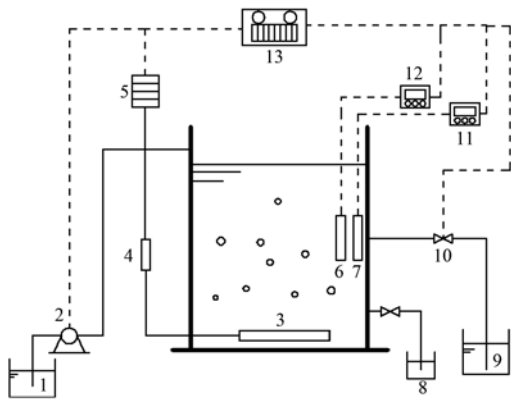
* 通讯联系人, E-mail: xx@cuit.edu.cn

不够稳定^[19~21]等缺点. 也有学者对低碳氮比的生活污水脱氮除磷进行研究^[22~24],但大多数工艺存在氮、磷同时去除不高^[25]、启动时间长等问题. 因此,针对我国南方城镇污水低 C/N 比生活污水同步脱氮除磷难的现状,在 SBR 中接种好氧颗粒污泥,以低 COD/N 比生活污水为进水基质,采用逐步降低曝气量的方式,以快速实现同步硝化反硝化耦合除磷为主要目的,研究反应器启动过程中的除污性能及颗粒污泥的变化特征,以期为低 COD/N 比生活污水脱氮除磷提供可靠的实验依据和理论基础.

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行方式

实验装置采用序批式活性污泥反应器(SBR)如图 1 所示. 反应器由有机玻璃制成,高 20 cm,长 10 cm,宽 7.5 cm 有效容积为 1.50 L. 反应器上部和下部设置了排水口和取样口,采用空气压力机通过底部的沙盘曝气头进行曝气,转子流量计控制气体流量.



1. 进水箱; 2. 进水泵; 3. 曝气盘; 4. 气体流量计; 5. 曝气泵;
6. pH 计; 7. DO 仪探头; 8. 排泥箱; 9. 出水箱; 10. 出水控制阀;
11. 溶解氧仪; 12. pH 计; 13. 自动控制箱

图 1 SBR 实验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of SBR

将反应器置于恒温水浴锅中,使其反应温度始终保持在 30℃左右. 反应器每天运行两个周期,每个周期 720 min: 进水 5 min、曝气 360 min、沉淀 5 min、排水 5 min、余下 345 min 为闲置. 每周期排水为反应器有效容积的 50%. 通过转子流量计控制反应器的曝气量,从而控制溶解氧浓度(DO). 本实验按照溶解氧的不同分为 3 个阶段:第 1 阶段(1~7 d)为 DO 1.50~2 mg·L⁻¹;第 2 阶段(8~15 d)为 DO 1~1.50 mg·L⁻¹;第 3 阶段(16~60 d)为 DO 0.50~1 mg·L⁻¹. 反应器启动运行过程中,根据实

际情况进行排泥,使反应器内污泥龄约为 20 d.

1.2 接种污泥

接种污泥为本课题组事先培养的好氧颗粒污泥^[26],接种量为反应器有效体积的 40%左右,接种后污泥浓度(MLSS)为 4.20 g·L⁻¹,污泥体积指数(SVI)为 38.10 mL·g⁻¹.

1.3 实验用水

实验用水为人工配制的模拟生活污水. 葡萄糖、柠檬酸三钠为碳源,(NH₄)₂SO₄为氮源,KH₂PO₄为磷源,反应器启动运行期间,加入 40 mg·L⁻¹ Ca²⁺以及微量 Fe²⁺、Cu²⁺等离子,NaHCO₃调节 pH 至 7.5~8.0,主要配水材料见表 1:主要水质指标ρ(COD)为 200~300 mg·L⁻¹,ρ(TN)为 50~75 mg·L⁻¹,ρ(TP)为 2~3.50 mg·L⁻¹,ρ(NH₄⁺-N)为 50~65 mg·L⁻¹.

表 1 实验配水材料/mg·L⁻¹

Table 1 Properties of the simulated wastewater used in the test/mg·L⁻¹

成分	含量	成分	含量
葡萄糖	103.2	FeCl ₃	0.1
柠檬酸三钠	282.8	CuCl ₂ ·6H ₂ O	0.1
(NH ₄) ₂ SO ₄	275.3	CoCl ₂	0.1
KH ₂ PO ₄	13.17	H ₃ BO ₃	0.1
CaCl ₂	40	EDTA	0.1
NaHCO ₃	105	ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0.1
MgSO ₄ ·7H ₂ O	100	NiCl ₂ ·6H ₂ O	0.1

1.4 分析方法

实验期间,平均每 2 d 和 5 d 对水质和污泥指标进行监测分析. 水体 COD、NH₄⁺-N、TN、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 和 TP 以及污泥 MLSS、SVI 指标均按国标法测定^[27];污泥形态采用光学显微镜(OLYMPUS CX41)观察;DO 采用 YSI DO200 型溶解氧仪测定;pH 采用雷磁 PHSJ-4A 型 pH 计测量. 数据均取于两个周期的平均值. 同步硝化反硝化效率、硝化效率的计算公式如下:

$$\text{SND 效率} = \frac{\Delta\text{NH}_4^+\text{-N} - (\text{NO}_2^-\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N})}{\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}} \times 100\%$$

$$\text{硝化效率} = \frac{\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}}{\text{NH}_4^+\text{-N}} \times 100\%$$

式中,ΔNH₄⁺-N 为 NH₄⁺-N 去除量.

反硝化速率、COD 降解速率、TP 降解速率:以对应污染物浓度 c 为纵坐标,时间 t 为横坐标,进行拟合,得到拟合关系式的系数即为对应速率(反硝化速率为全程反硝化速率,COD、TP 降解速率为快速降解阶段的速率).

2 结果与分析

2.1 启动过程中的水质变化分析

2.1.1 启动过程中对 COD 去除变化分析

反应器启动阶段对 COD 的去除情况如图 2 所示. 进水 COD 的浓度在 $200 \sim 300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间波动. 启动第一阶段 COD 去除效果较好, 去除率平均可达 90% 左右. 第二到第三阶段, 由于降低曝气量致使反应器中 DO 浓度减少, 出水 COD 浓度稍有升高, 在之后第三阶段的运行中逐步稳定在 80% 左右. 说明在低 DO 和低 COD/N 比的双重作用下, 起初对颗粒污泥中的微生物的活性造成一定的抑制, 但污泥中有些微生物通过一定的适应期, 很快就适应新的环境得到增殖, 保证了对 COD 较好的去除能力. 这与陈益明^[28]、张小玲等^[29]在低溶解氧的条件下启动半硝化反应的研究结果相似. 在整个启动过程中, 系统对 COD 的去除虽然有波动, 但是其去除率一直稳定在 80% 左右, 其出水浓度约为 $30 \sim 50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

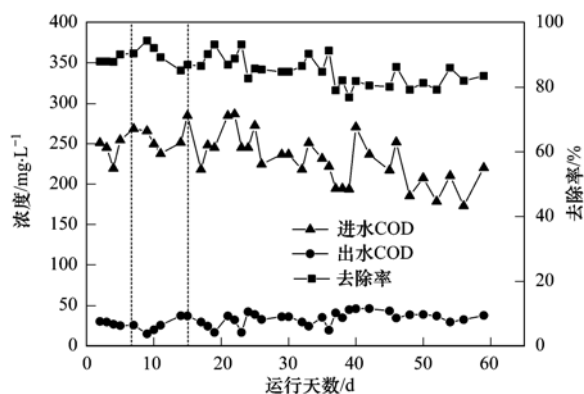


图2 COD 及其去除率的变化情况

Fig. 2 Changes of COD concentration and COD removal rate

2.1.2 启动过程中对氨氮的去除变化分析

在启动阶段, 定期测定反应器进出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的变化情况, 其结果如图 3 所示. 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在 $50 \sim 65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间波动. 在启动后的第一阶段, 由于反应器内的溶解氧浓度相对较高, 利于对氨氮的去除, 此阶段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均出水浓度为 $1.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率为 97.47%. 第二阶段中, DO 浓度的降低并未对微生物的活性造成较大的影响, 系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率依然很高. 第三阶段前期 (16 ~ 20 d), 由于 DO 浓度进一步降低, 导致反应系统对氨氮的去除能力有所下降, 出现较大的波动, 此阶段对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的平均去除率为 87.58%, 平均出水

浓度为 $7.37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 第三阶段后期 (40 d 后), 反应系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除能力有所提高并趋于稳定, 平均出水浓度为 $3.79 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

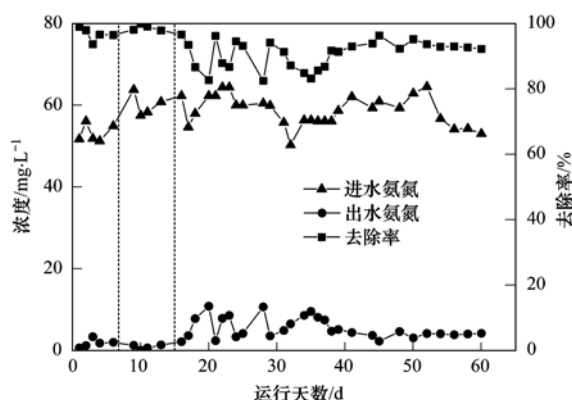


图3 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 及其去除率的变化情况

Fig. 3 Changes of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal rate

平均去除率稳定在 90% 以上. 原因在于, 在好氧颗粒污泥中有氨氧化菌 (AOB) 和亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 两大类起着污水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的硝化过程, 随着反应系统内 DO 的不断降低, 颗粒污泥中的亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的活性会受到一定的抑制, 反应系统短时期内会导致氨氮去除率的下降; 而好氧颗粒污泥中的氨氧化菌 (AOB) 能够耐受低溶解氧的环境, 很快适应低 DO 的环境^[30], 经过短时间的适应, 反应系统在运行第 40 d 后对氨氮的去除率重新稳定在 90% 以上.

2.1.3 启动过程对脱氮能力的变化分析

图 4 和图 5 是反应器在启动阶段 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累情况以及对 TN 的去除情况.

由图 4 可以看出, 在前两个阶段中, 溶解氧相对较高, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 氧化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 后, 又被延迟曝气氧化成了 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, 因此 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 几乎没有积累, 而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 有很高的积累, 其平均浓度约为 $24.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 第三阶段的前期 (16 ~ 20 d), 由于溶解氧进一步降低, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的积累明显下降, 但此时 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累量也不高, 其平均积累量都大约只有 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而此时出水中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 只有 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的减少量远远高出了出水中的各种氮素的总和, 因此可以判定发生了同步硝化反硝化现象. 20 d 后, 系统内 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累逐渐稳定, 且在以后运行的 40 d 里, 虽然有少许波动, 但是其积累量始终低于 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的平均积累量分别为 $3.98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $3.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 一方面, 颗粒污泥的固有结构对氧传质的限制, 使得 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 氧化受阻,

即抑制了硝酸菌的活性,从而产生了 NO_2^- -N的积累现象^[31,32],但由于同步硝化反硝化的作用,并未产生显著的亚硝酸盐积累现象;另一方面,在出水中检测到 NO_3^- -N,说明硝酸菌是始终存在于系统中的,但低浓度的溶解氧使其活性受到很大抑制。由于同步硝化反硝化的作用,氮素进而被还原为气体从系统中逸出,实现了对氮素的去除。

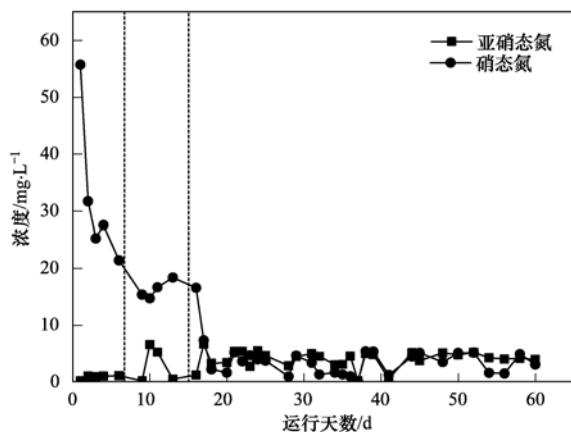


图4 NO_3^- -N、 NO_2^- -N的浓度变化情况

Fig. 4 Changes of NO_3^- -N and NO_2^- -N concentrations

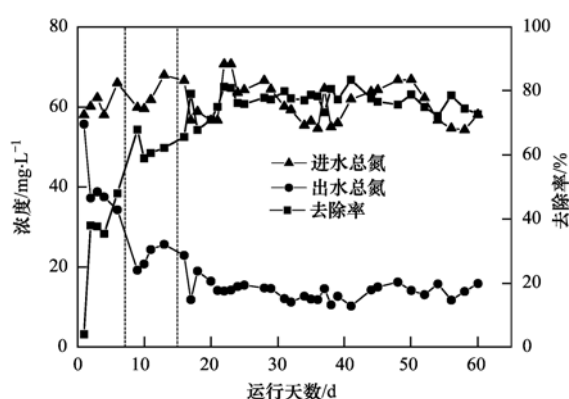


图5 TN 及其去除率的变化情况

Fig. 5 Changes of TN concentration and its removal rate

在启动第一阶段中, TN 的平均去除率只有 32.61%。在第二阶段中, 反应器对 TN 的去除效率明显升高, 去除率上升到 62.41%。第三阶段前期 (16~20 d), TN 的去除仍然呈上升趋势。在第三阶段开始的 20 d 后, 系统对 TN 的去除逐渐稳定, 虽有波动, 但大多都稳定在 70% 以上, 平均去除率达到 77.06%, 出水 TN 的平均浓度大约为 $13.53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。这是由于低溶解氧使反应器内部出现缺氧区, 另外, 颗粒污泥固有的结构使污泥内部同时存在厌氧与缺氧区, 这就为反硝化菌的反硝化创造了适宜的条件, 进而对 TN 的去除以及同步硝化反硝化

的实现有良好的促进作用。至此, 在 SBR 反应器中实现了同步硝化反硝化的启动。

2.1.4 启动阶段对总磷的去除变化分析

在启动后的第一阶段, 虽然有较高的曝气量, 但系统对 TP 的去除效果并不好, 平均去除率只有 34.53% (图 6), 这是由于接种污泥是在较高含磷量的条件下培养的, 接种时, 污泥中残余的磷较高, 系统中的微生物排出了部分磷。第二阶段后, 系统对 TP 的去除能力大幅上升, 此时系统对 TN 的去除效果也呈上升趋势, NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的积累量不高。有报道指出, 一些反硝化聚磷菌在低氧状态下会对 TP 有较高的去除率^[33,34], 因此, 本实验中, 随着反应器内 DO 的降低, 系统反而表现出较高的除磷效果, 初步推测反应器内出现了反硝化聚磷现象^[35]。随着反应器的继续运行, 在第三阶段, 反应器内颗粒污泥的微生物种群结构的逐渐稳定, 对总磷的去除也越来越稳定, 其平均出水浓度为 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率达到 85.90%。至此, 反应器实现了同时脱氮除磷, 并且对二者都有较好的去除效果。

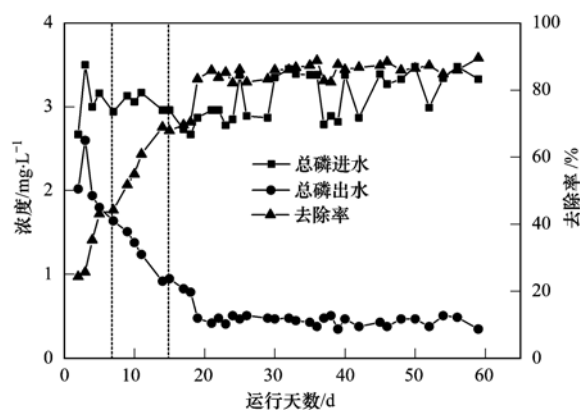


图6 TP 及其去除率的变化情况

Fig. 6 Changes of TP concentration and its removal rate

2.2 启动过程中的污泥性能

2.2.1 污泥的外观形态

好氧颗粒污泥接种后, 在适应反应器的结构、进水水质、进水方式以及温度等环境变化的过程中, 其外观形态开始发生变化 (图 7)。由于较低的溶解氧, 接种后第 10 d, 颗粒污泥的边缘由刚接种时的规则平整开始变得毛糙, 反应器内也开始出现小的分散的菌胶团; 随着溶解氧的进一步降低, 在第 20 d 左右, 颗粒污泥边缘依旧不平整, 但没有出现明显解体的迹象; 第 40 d 以后, 颗粒污泥开始适应低溶解氧的环境, 颗粒污泥的数量开始增多, 且可以明显观察到有新的颗粒污泥的形成, 但粒径比接种

颗粒污泥要小. 在整个过程中,颗粒污泥并没有因为溶解氧的降低而解体或者变黑,其颜色始终为棕黄色. 有研究表明^[36~38],反应器内需要较高的曝气量才能较好维持好氧颗粒污泥的稳定性,但本研究结果证实了,好氧颗粒污泥在较低溶解氧的环境下,也可以维持其结构的稳定. 分析原因在于: 本实验采用低 COD/N 比生活污水为进水基质的,好氧颗粒污泥中的大量异养微生物因为缺乏足够的有

机质的供给而使得其生长受到限制; 同时,低浓度的溶解氧满足不了高耗氧微生物的需求,使得这一部分的微生物的生长受到抑制而衰减,也被淘洗出系统; 但另一部分能很快适应该运行方式的微生物,能快速增值并成为优势菌群,因此保持了颗粒污泥的完整性. 长期的低 COD/N 进水水质和低 DO 使得最终的颗粒污泥粒径减小,污泥结构较密实.

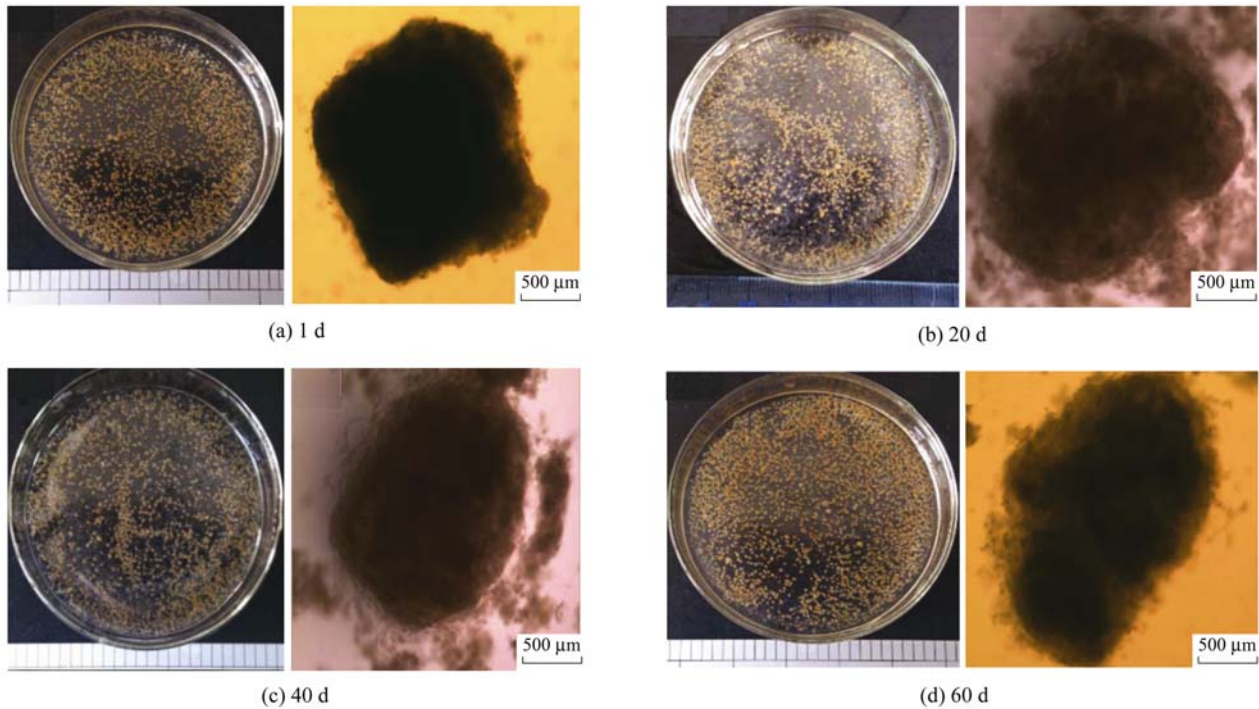


图 7 SBR 中颗粒污泥的形态变化

Fig. 7 Evolution of morphological observation of granular sludge in SBR

2. 2. 2 污泥浓度及沉降性能的变化

本实验中,反应器内 MLSS 及 SVI 的变化如图 8 所示. 反应器启动的第一到第二阶段(1 ~ 15 d),系统内 MLSS 快速下降,由最初接种时的 $4.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $2.95 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$; 而在第三阶段期间(16 ~ 40 d),MLSS 的下降趋势变得缓慢波动,其最低值为 $2.35 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$; 运行第 40 d 后,MLSS 开始有所回升,第 60 d 时,MLSS 达到 $2.77 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. SVI 值则从接种时的 $38.1 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 逐步升高,在运行第 10 d 左右后升高至最高为 $68.79 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$,而后又开始降低,第 60 d 时,SVI 降低到 $55.22 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$,沉降性能逐步趋于稳定. 这是因为在反应初期由于低 COD/N 的进水及逐渐降低曝气量的运行方式,一部分菌群适应不了低基质和低 DO 的环境,从而导致其从颗粒污泥上脱落,形成小的菌胶团,最终被淘洗出反应器,致使反应器内的污泥浓度明显减小,小的菌胶团则影响

了其沉降性能; 随着对反应器运行方式的适应,一些新的菌胶团开始形成小粒径的颗粒污泥,污泥浓度有所回升,沉降性能变好.

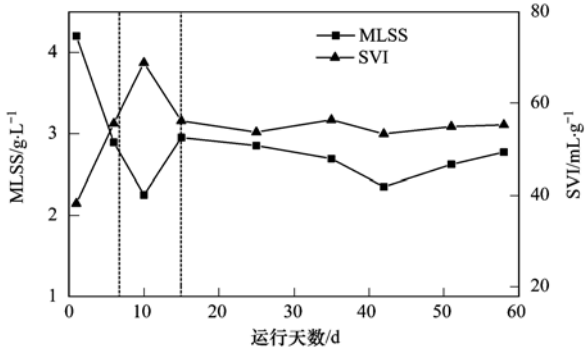


图 8 反应器中 MLSS 与 SVI 的变化情况

Fig. 8 MLSS and sedimentation performance of sludge in the reactor

2. 3 不同氮源的典型周期曝气阶段的变化

同步硝化反硝化耦合除磷工艺成功启动运行后

期,取运行第 57、58、59 d 的周期内的曝气处理阶段作为典型进行研究,分别以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 NaNO_2 、 NaNO_3 为氮源,对一个周期曝气阶段内 COD、TP、氮素的变化特征进行考察。

2.3.1 以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 为氮源

测得初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $68.86 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 图 9 和图 10 为曝气阶段内有机物、TP 及氮素随时间的变化趋势。在反应开始后的 1 h 内, COD 由进水时的 $204.57 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 快速降解至 $39.51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 然后降解速率变慢, 至反应结束时, COD 浓度为 $14.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率为 93.04%, 快速分解的 COD 为后续的反硝化反应及反硝化除磷提供能量。反应开始的 2 h 后, TP 的浓度由最初的 $3.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 快速降至 $0.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 降解速度达到 $0.58 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 至反应结束, TP 浓度为 $0.10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率为 96.68%。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在曝气开始的 30 min 内快速下降, 随后, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度随运行时间的增加而减少, 从 $68.86 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $1.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率为 97.27%; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在反应开始后 2~3 h 期内出现小幅上升, 后又降低, 平均积累浓度为 $3.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 而 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的积累量始终不高, 其平均积累浓度为 $2.92 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 由于系统内的氮素主要由氨氮组成, 且 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 均没有较高的积累, 因此 TN 的降解趋势与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 一致, 由进水的 $71.73 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低到 $9.08 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率达到 87.34%, 同步硝化反硝化效率达到 87.68%。

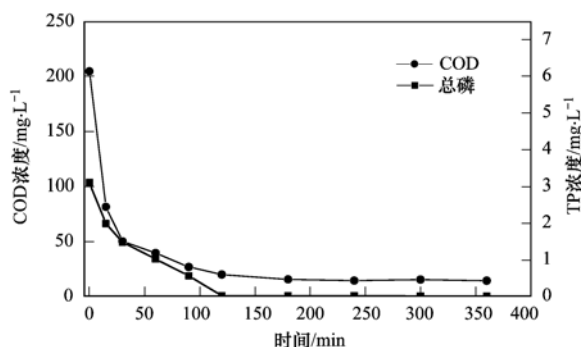


图 9 COD 和总磷的浓度变化

Fig. 9 Changes in concentration of COD and total phosphorus

2.3.2 以 NaNO_2 为主要氮源

图 11 和图 12 为典型周期曝气阶段内有机物、TP 及氮素随时间的变化趋势。曝气反应开始后, COD 在 1.5 h 内快速下降, 由 $266.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到 $46.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 之后下降趋势变缓, 结束时, 最终浓度为 $12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其降解速率(以 COD 计)为 41.44

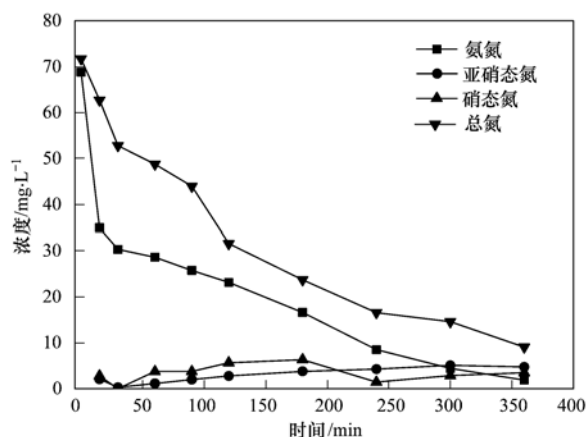


图 10 氮素的浓度变化

Fig. 10 Changes of nitrogen concentration

$\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$. TP 的降解趋势与 COD 相似, 在 1 h 内由初始 $2.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 快速降解至 $0.16 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 最终为 $0.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 计算得出 TP 的降解速率为 $0.80 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$. $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度在整个周期曝气过程中一直呈下降趋势, 由反应刚开始时的 $48.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 降低到 $1.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而 TN 则为 $8.04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TN 去除率为 85.45%。在整个过程中, 并没有发生 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的积累现象, 反硝化速率(以 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 计)为 $6.23 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 说明反应器内的微生物在进行反硝化反应, 能利用 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 为电子受体, 将氮素快速转化为气态氮逸出, 从而达到生物脱氮的效果。

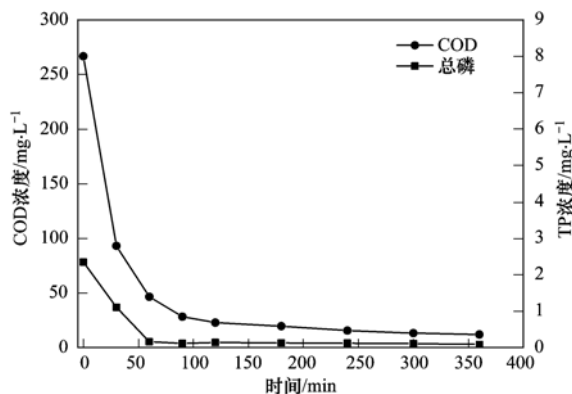


图 11 COD 和总磷的浓度变化

Fig. 11 Changes in concentration of COD and total phosphorus

2.3.3 以 NaNO_3 为主要氮源

图 13 和图 14 为曝气阶段内有机物、TP 及氮素随时间的变化情况。曝气反应开始时, COD 在 1 h 内快速下降, 由 $228.67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到 $53.36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 之后下降趋势变缓, 结束时, 最终浓度为 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其降解速率为 $35.86 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$. TP 的降解趋势与 COD 相似, 在 1.5 h 内由初始 3.18

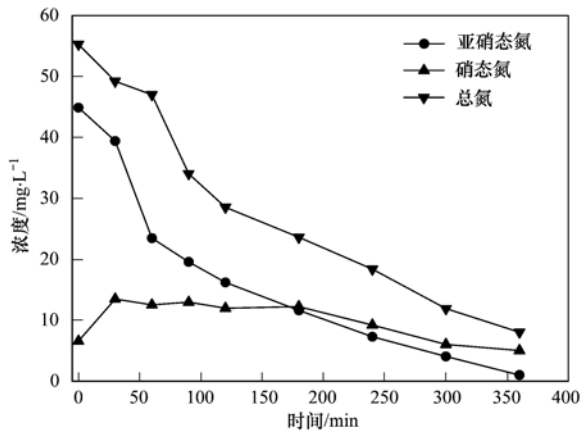


图 12 氮素的浓度变化

Fig. 12 Changes of nitrogen concentration

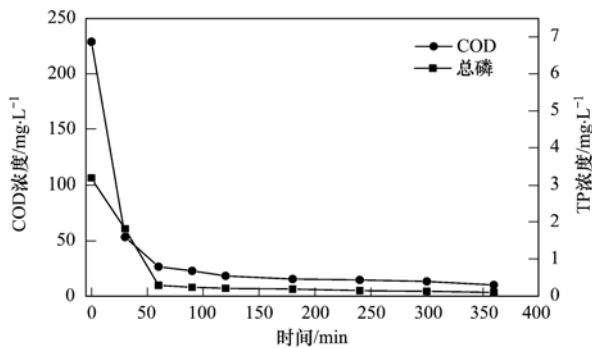


图 13 COD 和总磷的浓度变化

Fig. 13 Changes in concentration of COD and total phosphorus

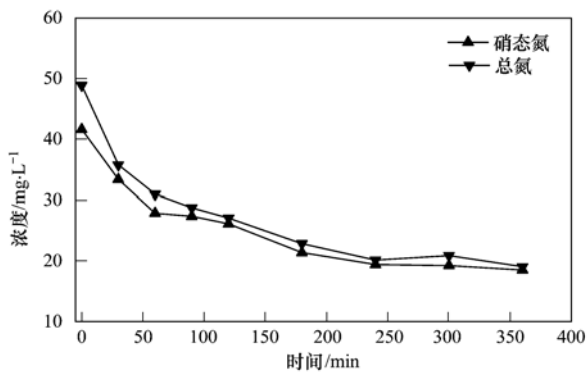


图 14 氮素的浓度变化

Fig. 14 Changes of nitrogen concentration

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 快速降解至 $0.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 最终浓度为 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 降解速率为 $1.11 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$. 初始 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 $41.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 在 1 h 内, 其浓度下降较快, 快此后其降解速度变得平稳, 最终反应结束时, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度为 $18.59 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 则为 $19.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除率只有 55.73%, 反硝化速率为 $2.63 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$.

3 系统脱氮除磷讨论

本研究中,在 SBR 系统内接种的好氧颗粒污泥在其边缘及内部存在溶解氧渗透梯度,能创造出好氧、缺氧或厌氧沿梯度方向分布的区域环境,这种独特的空间结构分别为硝化菌和反硝化菌提供了有利的生活环境^[39]. 在颗粒污泥外部,使得氨氧化菌将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 氧化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$; 在颗粒污泥中部,氧传递的限制使得其中部为缺氧环境,一些兼性菌可以在此条件下进行反硝化作用;在颗粒污泥内部,则为缺氧环境,反硝化菌将 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原为气态氮,从而实现了同步硝化反硝化^[40]. 不同氮源的周期曝气阶段结果表明,以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为氮源时,系统能够快速且有效的对有机物、TP 及氮素进行降解,其 SND 效率达到了 87.68%,对 COD 和 TP 在 2 h 内的降解速率为 $39.77 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $0.58 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$; 以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为氮源时,系统反硝化速率和反硝化效率达到了 $6.23 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 及 89.07%,对 COD 及 TP 有较强的去除能力,2 h 内的降解速率分别为 $41.44 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $0.82 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$; 以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为氮源时,对有机物及 TP 依旧有较强的去除能力,2 h 内的降解速率为 $35.86 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $1.11 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$,但对氮素的降解变得缓慢和较差的去除效果,反硝化速率及反硝化效率只有 $2.63 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 55.37%. 系统内存在着以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为底物的反硝化菌群. 以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为氮源时,由于硝化菌和反硝化菌的存在,这些细菌利用 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ ,同时发生着硝化反应和反硝化反应,因此其 TN 去除率最高;以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为氮源时,以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为底物的反硝化菌群是不进行反硝化反应的,导致系统其反硝化速率最低,对 TN 的去除率最低,反硝化速率仅为 $2.63 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$,明显低于 NO_2^- 为主要氮源时的反硝化速率 [$6.23 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$] (不同氮源时系统 TN 去除率: $\text{NH}_4^+ - \text{N} > \text{NO}_2^- - \text{N} > \text{NO}_3^- - \text{N}$). 因此,从实验结果分析判定系统是以同步硝化反硝化反应为主的除氮体系. 同时,不同氮源典型周期曝气时段内废水 TP 被快速去除,说明系统中存在大量的除磷菌,并且当氮源为硝态氮或亚硝态氮时,反硝化除磷速率均高于氮源为氨氮时的情况,说明反应器反硝化除磷占主导地位. 典型周期内,废水中 COD 被快速利用释放的能量为反硝化聚磷菌(DPAOs)提供足够的能量来进行反硝化除磷,DPAOs 体内的 ADP 以 NO_2^- 为

电子受体,并获得其氧化胞内的聚磷酸盐(PHB)时所产生的能量,再结合污水中的 H_3PO_4 来合成 ATP,以此来来进行细胞合成,由于微生物对污水中磷酸盐的过量吸入,从而达到除磷的效果^[41]。其次,进水中添加的 Ca^{2+} 与污水中的磷酸根相结合形成钙磷无机盐结合物,加上污泥的吸附作用,水体中的 TP 得到有效去除。关于反应器同步脱氮除磷的生物学机制需进一步深入研究。

4 结论

(1)以人工配置的低 C/N 生活污水为进水基质,在 SBR 反应器内接种好氧颗粒污泥,通过梯度降低溶解氧浓度的方式,可在 20 d 内快速实现反应器的同步硝化反硝化耦合除磷。

(2)在整个启动阶段,反应器对污染物有较高的去除效果。COD、 NH_4^+-N 、TN 和 TP 的平均进水浓度为 235.05、58.1、61.03 和 3.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均出水浓度为 33.87、3.79、13.53 和 0.45 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均去除率分别为 84.84%、93.51%、77.06% 和 85.69%; $\text{NO}_3^- -\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- -\text{N}$ 的平均积累量约为 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

(3)反应器启动运行过程中,反应系统颗粒污泥的 MLSS 由接种时的 4.20 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低,SVI 由接种时的 38.10 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 升高,在适应了这种环境后,松散的颗粒污泥再次变得密实,MLSS 有所回升为 2.77 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,SVI 降低为 55.22 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$,成功启动时,颗粒污泥颜色为棕黄色,且粒径较接种时小但密实。

(4)不同氮源典型周期结果表明,对 TN 的去除率为 $\text{NH}_4^+ -\text{N} > \text{NO}_2^- -\text{N} > \text{NO}_3^- -\text{N}$; 对 TP 的去除率为 $\text{NO}_3^- -\text{N} > \text{NO}_2^- -\text{N} > \text{NH}_4^+ -\text{N}$,反应器主要以同步硝化反硝化脱氮和反硝化方式除磷。

参考文献:

- [1] Zhang C Y, Wang L, Yan N, *et al.* Air-lift internal loop biofilm reactor for realized simultaneous nitrification and denitrification [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2013, **36**(5): 597-602.
- [2] Baek S H, Kim H J. Mathematical model for simultaneous nitrification and denitrification (SND) in membrane bioreactor (MBR) under Low Dissolved Oxygen (DO) concentrations [J]. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 2013, **18**(1): 104-110.
- [3] 邓时海,李德生,卢阳阳,等. 集成模块系统同步硝化反硝化处理低碳氮比污水的试验 [J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(9): 2259-2265.
- [4] Zeng W, Zhang Y, Li L, *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification of domestic wastewater without addition of external carbon sources at limited aeration and normal temperatures [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2010, **21**(13): 210-219.
- [5] 高大文,彭永臻,王淑莹. 交替好氧/缺氧短程硝化反硝化生物脱氮 I. 方法实现与控制 [J]. *环境科学学报*, 2004, **24**(5): 761-768.
- [6] 梁小玲,李平,吴锦华,等. 短程同步硝化反硝化过程的脱氮与 N_2O 释放特性 [J]. *环境科学*, 2013, **34**(5): 1845-1850.
- [7] Villaverde S, Fdz-Polanco F, Garcia P A. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters. Start-up influence [J]. *Water Research*, 2000, **34**(2): 602-610.
- [8] 赵志瑞,马斌,张树军,等. 高氨氮废水与城市生活污水短程硝化系统菌群比较 [J]. *环境科学*, 2013, **34**(4): 1448-1456.
- [9] Bai Y H, Sun Q H, Sun R H, *et al.* Bioaugmentation and adsorption treatment of coking wastewater containing pyridine and quinoline using zeolite-biological aerated filters [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, **45**(5): 1940-1948.
- [10] 张可方,方茜,曹勇锋. 温度和溶解氧对短程同步硝化反硝化脱氮效果的影响 [J]. *广州大学学报(自然科学版)*, 2011, **10**(1): 81-84.
- [11] 马娟,彭永臻,王丽,等. 温度对反硝化过程的影响以及 pH 值变化规律 [J]. *中国环境科学*, 2008, **28**(11): 1004-1008.
- [12] 尚会来,彭永臻,张精蓉,等. 温度对短程硝化反硝化的影响 [J]. *环境科学学报*, 2009, **29**(3): 516-520.
- [13] 吴迪,李冬,刘丽倩,等. SBR 亚硝化处理城市生活污水二级出水及其稳定性 [J]. *中国给水排水*, 2013, **29**(11): 6-10.
- [14] 赵卫兵,陈天虎,张强,等. 溶解氧对 Biolac 型 A^2O 工艺脱氮除磷性能的影响 [J]. *环境科学学报*, 2014, **34**(11): 2754-2758.
- [15] 李泽兵,李军,李妍,等. 短程硝化反硝化技术研究进展 [J]. *给水排水*, 2011, **37**(9): 163-168.
- [16] Mohammed R N, Abu-Alhail S, Wu L X. Intercross real-time control strategy in a novel phased isolation tank step feed process for treating low C/N real wastewater under ambient temperature [J]. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 2014, **31**(10): 1798-1809.
- [17] 谭冲,刘颖杰,王薇,等. 碳氮比对聚氨酯生物膜反应器短程硝化反硝化的影响 [J]. *环境科学*, 2014, **35**(10): 3807-3813.
- [18] 刘文如,丁玲玲,王建芳,等. 低 C/N 比条件下亚硝化颗粒污泥的培养及成因分析 [J]. *环境科学学报*, 2013, **33**(8): 2226-2233.
- [19] 罗思音. DO 对短程同步硝化反硝化除磷工艺的影响 [J]. *水科学与工程学报*, 2011, (5): 18-20.
- [20] 张立秋,韦朝海,张方可,等. 常温下 SBBR 反应器中短程同步硝化反硝化的实现 [J]. *工业用水与废水*, 2008, **39**(4): 1-5.
- [21] Wei D W, Du B, Xue X D, *et al.* Analysis of factors affecting

- the performance of partial nitrification in a sequencing batch reactor [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2014, **98** (4): 1863-1870.
- [22] 汪传新, 龚灵潇, 彭永臻. 低温下 MBBR 处理低碳氮质量比生活污水的同步硝化反硝化特性[J]. *中南大学学报(自然科学版)*, 2014, **45**(8): 2920-2927.
- [23] 张肖静, 李冬, 梁瑜海, 等. MBR-CANON 工艺处理生活污水的快速启动及群落变化[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2014, **46**(4): 25-30.
- [24] 赵庆良, 李江雯, 魏亮亮, 等. 混凝滤布过滤-缺氧滤池/生物滴滤工艺处理生活污水[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2014, **46**(8): 21-26.
- [25] Yan L L, Liu Y, Ren Y, *et al.* Analysis of the characteristics of short-cut nitrifying granular sludge and pollutant removal processes in a sequencing batch reactor [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2014, **37**(2): 125-132.
- [26] 姚力, 信欣, 周迎芹, 等. 好氧反硝化菌强化序批式活性污泥反应器处理生活污水[J]. *环境污染与防治*, 2014, **36** (3): 73-77, 81.
- [27] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 258-280.
- [28] 陈益明. SBR 反应器实现半亚硝化的启动策略[J]. *厦门大学学报(自然科学版)*, 2013, **52**(2): 232-236.
- [29] 张小玲, 王志盈. 低溶解氧下 SBR 内短程硝化影响因素试验研究[J]. *环境科学与技术*, 2011, **34**(1): 163-166.
- [30] Park H D, Noguera D R. Evaluating the effect of dissolved oxygen on ammonia-oxidizing bacterial communities in activated sludge[J]. *Water Research*, 2004, **38**(14-15): 3275-3286.
- [31] 高景峰, 周建强, 彭永臻. 处理实际生活污水短程硝化好氧颗粒污泥的快速培养[J]. *环境科学学报*, 2007, **27**(10): 1604-1611.
- [32] Guo X, Kim J H, Behera S K, *et al.* Influence of dissolved oxygen concentration and aeration time on nitrite accumulation in partial nitrification process [J]. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 2008, **5**(4): 527-534.
- [33] 方茜, 张朝升, 张立秋, 等. 曝气量对同时硝化/反硝化除磷工艺效能的影响[J]. *中国给水排水*, 2014, **30**(21): 14-18.
- [34] 张方可, 张朝升, 罗思音, 等. SBR 短程同步硝化反硝化耦合除磷的研究[J]. *中国给水排水*, 2010, **26**(7): 65-70.
- [35] 余鸿婷, 李敏. 反硝化聚磷菌的脱氮除磷机制及其在废水处理中的应用[J]. *微生物学报*, 2015, **55**(3): 264-272.
- [36] Adv S S, Lee D J, Lai J Y. Potential cause of aerobic granular sludge breakdown at high organic loading rates [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2010, **85**(5): 1601-1610.
- [37] 李志华, 吴军, 贺春博, 等. 水力旋流条件对好氧颗粒污泥稳定性影响[J]. *环境科学学报*, 2013, **33**(3): 671-675.
- [38] 牛姝, 段百川, 张祚薰, 等. 连续流态下以城市污水培养好氧颗粒污泥及颗粒特性研究[J]. *环境科学*, 2013, **34**(3): 988-992.
- [39] 彭永臻, 吴蕾, 马勇, 等. 好氧颗粒污泥的形成机制、特性及应用研究进展[J]. *环境科学*, 2010, **31**(2): 273-281.
- [40] 王建龙, 张子健, 吴伟伟. 好氧颗粒污泥的研究进展[J]. *环境科学学报*, 2009, **29**(3): 449-473.
- [41] 张倩, 王弘宇, 桑稳姣, 等. 1 株反硝化除磷菌的鉴定及其反硝化功能基因研究[J]. *环境科学*, 2013, **34**(7): 2876-2881.

CONTENTS

Composition and Source Apportionments of Saccharides in Atmospheric Particulate Matter in Beijing	LIANG Lin-lin, Guenter Engling, DUAN Feng-kui, <i>et al.</i> (3935)
Comparing Cell Toxicity of <i>Schizosaccharomyces pombe</i> Exposure to Airborne PM _{2.5} from Beijing and Inert Particle SiO ₂	LIU Meng-jiao, HUANG Yi, WEN Hang, <i>et al.</i> (3943)
Analysis on Regional Characteristics of Air Quality Index and Weather Situation in Beijing and Its Surrounding Cities During the APEC ...	GAO Qing-xian, LIU Jun-rong, WANG Ning, <i>et al.</i> (3952)
Analysis About Spatial and Temporal Distribution of SO ₂ and An Ambient SO ₂ Pollution Process in Beijing During 2000-2014	CHENG Nian-liang, ZHANG Da-wei, LI Yun-ting, <i>et al.</i> (3961)
Characteristics and Formation Mechanism of a Multi-Day Haze in the Winter of Shijiazhuang Using a Single Particle Aerosol Mass Spectrometer(SPAMS)	 ZHOU Jing-bo, REN Yi-bin, HONG Gang, <i>et al.</i> (3972)
Modeling Study of A Typical Summer Ozone Pollution Event over Yangtze River Delta	ZHANG Liang, ZHU Bin, GAO Jin-hui, <i>et al.</i> (3981)
Distribution of Regional Pollution and the Characteristics of Vertical Wind Field in the Pearl River Delta	LIU Jian, WU Dui, FAN Shao-jia (3989)
Distribution Characteristics of Urea and Constitution of Dissolved Nitrogen in the Bohai Sea and the Huanghai Sea in Spring	LI Zhi-lin, SHI Xiao-yong, ZHANG Chuang-song (3999)
Relationship Between Agricultural Land and Water Quality of Inflow River in Erhai Lake Basin	PANG Yan, XIANG Song, CHU Zhao-sheng, <i>et al.</i> (4005)
Input Characteristics and Pollution Assessment of Nutrients Pollution in the Primary Pollution Source of the Daliao River	MA Ying-qun, ZHANG Lei, ZHAO Yan-min, <i>et al.</i> (4013)
Temporal and Spatial Distribution of Nutrients in Daning River Sediments and Their Correlations with Chlorophyll in the Three Gorges Reservoir Area	 ZHANG Yong-sheng, LI Hai-ying, REN Jia-ying, <i>et al.</i> (4021)
Summer Greenhouse Gases Exchange Flux across Water-air Interface in Three Water Reservoirs Located in Different Geologic Setting in Guangxi, China	 LI Jian-hong, PU Jun-bing, SUN Ping-an, <i>et al.</i> (4032)
Distribution of Redox Zone at Different Water Layers in the Presence of Periphyton and the Responsible Microorganisms	WANG Feng-wu, LIU Wei, WAN Juan-juan, <i>et al.</i> (4043)
Distribution Characteristics and Source of Fluoride in Groundwater in Lower Plain Area of North China Plain: A Case Study in Nanpi County	 KONG Xiao-le, WANG Shi-qin, ZHAO Huan, <i>et al.</i> (4051)
Distribution Characteristics of Fluoroquinolones Antibiotics in Surface Water and Groundwater from Typical Areas in A City	CUI Ya-feng, HE Jiang-tao, SU Shi-hui, <i>et al.</i> (4060)
Distribution of Aerobic Ammonia-Oxidizing Microorganisms in Sediments from Adjacent Waters of Rushan Bay	HE Hui, ZHEN Yu, MI Tie-zhu, <i>et al.</i> (4068)
Sources, Migration and Conversion of Dissolved Sterols in Qingmuguan Underground River	LIANG Zuo-bing, SHEN Li-cheng, SUN Yu-chuan, <i>et al.</i> (4074)
Water-Sediment Partition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Karst Underground River	LAN Jia-cheng, SUN Yu-chuan, XIAO Shi-zhen (4081)
Variation Characteristics and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Karst Subterranean River During Rainfall Events	JIANG Ze-li, SUN Yu-chuan, WANG Zun-bo, <i>et al.</i> (4088)
Distribution and Transportation Characteristics of Heavy Metals in Nanshan Laolongdong Subterranean River System and Its Capacity of Self-Purification in Chongqing	 REN Kun, LIANG Zuo-bing, YU Zheng-liang, <i>et al.</i> (4095)
Distribution of Mercury in Plants at Water-Level-Fluctuating Zone in the Three Gorges Reservoir	LIANG Li, WANG Yong-min, LI Xian-yuan, <i>et al.</i> (4103)
Development of Sediment Micro-Interface Under Physical and <i>Chironomus plumosus</i> Combination Disturbance	WANG Ren, LI Da-peng, HUANG Yong, <i>et al.</i> (4112)
Norfloxacin Solution Degradation Under Ultrasound, Potassium Persulfate Collaborative System	WEI Hong, SHI Jing-zhuan, LI Jia-lin, <i>et al.</i> (4121)
Degradation of Acid Orange 7 with Persulfate Activated by Silver Loaded Granular Activated Carbon	WANG Zhong-ming, HUANG Tian-yin, CHEN Jia-bin, <i>et al.</i> (4127)
Kinetics and Reactive Species Analysis of Dimetridazole Degradation by TiO ₂	CHEN Dong-mei, YU Ze-bin, SUN Lei, <i>et al.</i> (4135)
Performance and Mechanism of Ferric Tannate in the Removal of Inorganic Nitrogen from Wastewater	ZHANG Rui-na, LI Lin, LIU Jun-xin (4141)
Performance of an Intermittent Aeration Membrane Bioreactor for Removal of Veterinary Antibiotics from Piggery Wastewater	DING Jia-li, LIU Rui, ZHENG Wei, <i>et al.</i> (4148)
Advanced Treatment of Incineration Leachate with O ₃ -BAC and Double O ₃ -BAC	DU An-jing, FAN Ju-hong, LIU Rui, <i>et al.</i> (4154)
Effects of Hydraulic Retention Time and Dissolved Oxygen on a CANON Reactor with Haydite as Carrier	WANG Hui-fang, FU Kun-ming, ZUO Zao-rong, <i>et al.</i> (4161)
Inhibiting Form of Ammonium to AOB and Inhibiting Rule	CUI Jian-hong, LI Xiang, HUANG Yong, <i>et al.</i> (4168)
Nitrogen Removal Using ANAMMOX and Denitrification for Treatment of Municipal Sewage	ZHANG Shi-ying, WU Peng, SONG Yin-ling, <i>et al.</i> (4174)
Rapid Start-up of Simultaneous Nitrification and Denitrification Coupled Phosphorus Removal Process and Its Performing Characteristics	LENG Lu, XIN Xin, LU Hang, <i>et al.</i> (4180)
Effect of HCO ₃ ⁻ on Nitrogen Removal Efficiency in Partial Nitritation-ANAMMOX Process	LI Xiang, CHENG Zong-heng, HUANG Yong, <i>et al.</i> (4189)
Research on Cultivation and Stability of Nitritation Granular Sludge in Integrated ABR-CSTR Reactor	WU Kai-cheng, WU Peng, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (4195)
Influence of the Application of Activated Persulfate on Municipal Sludge Conditioning	XU Xin, PU Wen-hong, SHI Ya-fei, <i>et al.</i> (4202)
Influence of Temperature on the Anaerobic Packed Bed Reactor Performance and Methanogenic Community	XIE Hai-ying, WANG Xin, LI Mu-yuan, <i>et al.</i> (4208)
Research on the Screening Method of Soil Remediation Technology at Contaminated Sites and Its Application	BAI Li-ping, LUO Yun, LIU Li, <i>et al.</i> (4218)
Comprehensive Risk Assessment of Soil Heavy Metals Based on Monte Carlo Simulation and Case Study	YANG Yang, DAI Dan, CAI Yi-min, <i>et al.</i> (4225)
Heavy Metals Pollution in Topsoil from Dagang Industry Area and Its Ecological Risk Assessment	ZHANG Qian, CHEN Zong-juan, PENG Chang-sheng, <i>et al.</i> (4232)
Effects of Land Use Type on Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Water-Stable Aggregates in Jinyun Mountain	LI Zeng-quan, JIANG Chang-sheng, HAO Qing-ju (4241)
Influence of Different Straws Returning with Landfill on Soil Microbial Community Structure Under Dry and Water Farming	LAN Mu-ling, GAO Ming (4252)
Carbon Source Utilization Characteristics of Soil Microbial Community for Apple Orchard with Interplanting Herbage	DU Yi-fei, FANG Kai-kai, WANG Zhi-kang, <i>et al.</i> (4260)
Effects of Different Kinds of Organic Materials on Soil Heavy Metal Phytoremediation Efficiency by <i>Sedum alfredii</i> Hance	YAO Gui-hua, XU Hai-zhou, ZHU Lin-gang, <i>et al.</i> (4268)
<i>In-situ</i> Study on Effects of Combined Amendment on Translocation Control of Pb and Cd in Soil-Vegetable System	ZHU Wei, LIU Li, WU Yan-ming, <i>et al.</i> (4277)
Effects of Rice Cultivar and Typical Soil Improvement Measures on the Uptake of Cd in Rice Grains	WANG Mei-e, PENG Chi, CHEN Wei-ping (4283)
Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of PAHs in Water and Fishes from Daqing Lakes	WANG Xiao-di, ZANG Shu-ying, ZHANG Yu-hong, <i>et al.</i> (4291)
Depth Profiles of Methane Oxidation Kinetics and the Related Methanotrophic Community in a Simulated Landfill Cover	XING Zhi-lin, ZHAO Tian-tao, GAO Yan-hui, <i>et al.</i> (4302)
Enhanced Performance of Rolled Membrane Electrode Assembly by Adding Cation Exchange Resin to Anode in Microbial Fuel Cells	MEI Zhuo, ZHANG Zhe, WANG Xin (4311)
Development of a Monoclonal Antibody-Based Sensor for Environmental Pyrene and Benzo(a)pyrene Detection	LI Xin, QIAO Yan, ZHONG Guo-zhen (4319)

《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11月15日 第36卷 第11期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 36 No. 11 Nov. 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