

(HUANJING KEXUE)

## ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第8期

Vol.37 No.8

2016

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社出版



## 採 施 静 享 (HUANJING KEXUE)

### ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第8期 2016年8月15日

### 目 次

在金兔、李云蜂、张大虎、张赤、熊素、熊果、新参州、王少英、常性则、何采为、程序灰、皮肿、马立花、星星生、另几(2847) 成规都不同大气颗粒物中无机水溶性离子污染特征	中国地区二次有机气溶胶的时空分布特征和来源分析
成都平原大气颗粒物中无机水溶性或子污染特征	程念亮,李云婷,张大伟,陈添,魏强,孙彤卉,王步英,富佳明,何乐为,程兵芬,皮帅,马立光,崔继宪,孟凡(2847) 抗战胜利70周年大阅兵期间石家庄大气细颗粒物在线来源解析 ····································
無円市を平一次持续奏極近世中气象条件与污染物型化容能分析。	
版用单层外产业业高版下、影响国家及理联风险、以黄阳印为网 郭奎思   于爽、整水港、井安、有著雪(2907)农田士璇随用另列郑望凤肥后气态成(NH、和N、O)减排效果比较(以及玉米季为例 结合、类糖螺、浆芡、精铯(2906)音尚南部高阳医阳等则均生长产高寒草甸土蛋仓(、CH、和N、O)通用的观测   疾来,	嘉兴市春李一次持续雾霾过程中气象条件与污染物变化特征分析
三峡库化介流域土地利用指持空化及其氮素输出控制效应,以三岭聚外流域为例	泉州市大气降尘中金属元素污染特征及来源解析 ····································
三峡库化介流域土地利用指持空化及其氮素输出控制效应,以三岭聚外流域为例	桂林市酸雨变化特征及来源分析 ····································
三峡库区小流域土地利用时空格局的响应研究,以洱海土部流域为例	青海南部高原积雪期与生长季高寒草甸土壤 $CO_2$ 、 $CH_4$ 和 $N_2O$ 通量的观测 ······················· 吴建国,周巧富(2914) 三峡库区香溪河秋末至中冬 $CO_2$ 和 $CH_4$ 分压特征分析 ············ 张军伟,雷丹,肖尚斌,张成,穆晓辉,刘佳,李迎晨(2924)
人两河流水原对土地利用印空格向的响应的影响。以管質的另侧 長睫形 罗光宫 操滴 走雨春,汪福,邓阜(2947)农田银流人工深湿地貌格局暂态存储特征分析 李如忠、黄青飞、钱鸡、殿晓蟆、韦林(2964)农田排水海梁水体、底池中溶质级分布转征试验研究 李忠、黄青飞、钱鸡、殿晓蟆、韦林(2964)农田排水海梁水体、底池中溶质级分布转征试验研究 李惠·曹夷、克利夏、江长胜、黄疸,茂迭纬、静庆菊(2973)重金属在河口区潮汐界面与盐度界面响应规律研究 刘参、郑丙萍、刘孝、马迎鲜、林西埭、王骏、夏阳(2989)瑶圳地区全氟辛烷酶酸的环境多介质迁移和归趋行为研究 杜晓中、平龙,罗骥、黑岩冰(3001)北运河水体中安光溶解性有机物空间分布特征及来源分析 卫亚宁 泽佳钊、宋玉梅、郭畴焦、王毅(3007)北运河水体中安光溶解性有机物空间分布特征及全服分价 卫亚宁 泽佳钊、宋玉梅、郭畴焦、王毅(3007)北运河水体中安光溶解性有机物空间分布特征及来源分析 原水纳,纳玮璇、虎村正、王晚惠(3007)北运河水体中安光溶解性有机物空间分布特征及全流设析 原是 35年,所来,纳,纳玮璇、虎村正、王晚惠(3017)昌邑族海湿地沉积物的放射性核索水平与环境指示意义 王启栋、宋金则、李字刚、袁华茂、寿宁、曹嘉(3026)南郊对油、起水和地区和静心等是现状与分布特征 岛龙、泉光、刘爽、耿芳等、养门翠(3041)雨季不同土地利用下表层岩溶泉中脂肪酸米源分析 张娟,外玉川、湖正兰、桑华、成哥、采沙集、《3042)对季不同土地利用下表层岩溶泉中脂肪酸水源分析 张娟,外玉川、湖正兰、桑华、成哥、采货兵(3049)及上省、移风及区路处理水中胸瘤的研究 下级,外王川、湖正兰、秦华、成阳、秦华、美岛(3058)亿宁、与 16 市的周班化芬倾体系和化苯族酚的放性与机制研究 下水,水 18 市,平 19 平,罗人传,正进,马军(3067)下火生物发地极反应器处理水中胸瘤的研究 下文,水 19 年,中,罗人传,正进,马军(3067)中,生物致是成都化处理同特市和为学发和创研。 原海、朱亚、朱亮、李、养,陈明、天。(3086)日,从银海、4170 光惟化险解的力学及机制 阳海、魏宏庆、胡乐、东、秦、东、秦、东、杨阳兵、(3094)横端全、4180 克尔·克州和北州北州市场、19 中,北州市场、19 中,北州市场、19 中,北州市场、19 中,北州市场、18 中,北州市场、18 中,北州市场、18 中,北州市场、18 中,北州市场、18 中,北州市场、18 中,北州市场、18 中,北州市场、18 中,北州市场、18 中,大州市场、18 中,大州市两、18 中,大州市场、18 中,大利利市场、18 中,大利利的、18 中,大利的、18 中,大利的、18 中,大利的、18 中,大利的、18 中,大利的、18 中,大利的、18 中,大利	气候变化对于桥水库总磷与溶解氧的潜在影响分析 ····································
重金属在河口区潮汐界面与盐度界面响应规律研究	一人湖冲流水面双土物利用时交格局的响应研究,以准强化部流或为物。 坝须 庞 滟 储略 开 胡小豆 补利 饒力强(2947)
重金属在河口区潮汐界面与盐度界面响应规律研究	库湾宫养盐循环对三峡库区宫养盐输运的影响:以阜室河为例 土
深川地区全业子院顺阪的外现多分质止移和归起行为明党 枯林湾麦层沉积物中有机氯依药的分布特征及来源分析	农田排水沟渠水体-底泥甲溶灰氮分布特征试验研究····································
拓林湾表层沉积物中有机氯农药的分布特征及生态风险评价 比运河水体中荧光溶解性有机物空间分布特征及来源分析	重金属在河口区潮汐界面与盐度界面响应规律研究
昌邑滨海湿地沉积物的放射性核素水平与环境指示意义	柘林湾表层沉积物中有机氯农药的分布特征及生态风险评价 卫亚宁,潘佳钊,宋玉梅,郭鹏然,王毅(3007)
乙n 系 LDHs 覆膜或性人工湿地沸石基质除磷机制	昌邑滨海湿地沉积物的放射性核素水平与环境指示意义 ············ 王启栋,宋金明,李学刚,袁华茂,李宁,曹磊(3026) 甾醇对南山老龙洞地下河娄便污染的指示 ············· 廖杲 孙玉川 王尊波 梁作兵 张远瞩(3034)
Ce**与Cu**协同强化分顺体条氧化苯酚的效能与机制研究	滹沱河冲洪积扇地下水中酞酸酯的污染现状与分布特征 ····································
P/生物炭电极反应器处理水中腐殖酸的研究	Ce <sup>2</sup> "与Cu <sup>2</sup> "协同强化分顿体系氧化苯酚的效能与机制研究 ············ 张剑桥, 迟惠中, 宋阳, 岁从伟, 江进, 马车(3067)
单偶氮染料 AY17 的光催化降解动力学及机制 阳海,魏宏庆,胡乐天,胡倩,阳立平,刘华杰,易翔,易兵(3086)硫自养反硝化处理高含氟光伏废水可行性	Pt/生物炭电极反应器处理水中腐殖酸的研究 ····································
膜曝气生物膜反应器生物强化处理阿特拉津废水运行性能	单偶氮染料 AY17 的光催化降解动力学及机制 阳海,魏宏庆,胡乐天,胡倩,阳立平,刘华杰,易翔,易兵(3086) 硫自养反硝化处理高含氟光伏废水可行性 马航,朱强,朱亮,李祥,黄勇,魏凡凯,杨朋兵(3094)
超低溶解氧条件下的 EBPR 系统除磷性能	- 腹曝气-生物膜反应器生物强化处理阿特拉津废水运行性能 刘素 干长富 张静 陈晓轩 张磊 杨景亮(3101)
超低溶解氧条件下的 EBPR 系统除磷性能	活性污泥厌氧 Fe(Ⅲ)还原氨氧化现象初探 ····································
里子垃圾拆解区土壤重金属空间异质性及分布特征	超低溶解氧条件 h 的 EBPR 系统除磷性能 ····································
流动搅动法研究针铁矿对亚砷酸盐的吸附特征 —— 李鑫,杨军,饶伟,王代长,杜光辉,化党领,刘世亮,刘红思(3169)聚羟基铝柱撑硅藻土的制备及其对水溶液中Cu²+、Zn²+的吸附特性 —— 朱健,雷明婧,王平,张伟丽,陈仰(3177)新型污泥基吸附材料制备及其氨氮去除性能评价 —— 王文东,刘荟,张银婷,杨生炯(3186)纳米复合水凝胶的制备及其对重金属离子的吸附 —— 朱倩,李正魁,张一品,韩华杨,王浩(3192)鼠李糖脂与β-环糊精复合提取预测污染土壤中 PAHs 的生物有效性 —— 张亚楠,杨兴伦,卞永荣,谷成刚,王芳,王代长,蒋新(3201)不同磷水平下丛枝菌根真菌对纳米氧化锌生物效应的影响 —— 景新新,苏志忠,邢红思,王发园,石兆勇,刘雪琴(3208)中美水生生物基准受试物种敏感性差异研究 —— 王晓南,闫振广,余若祯,王婉华,陈丽红,刘征涛(3216)贫营养和痕量抗生素对质粒抗生素抗性适应度代价的影响 —— 林文芳,陈胜,万堃,王春明,林惠荣,于鑫(3224)不同氮水平下间作对玉米土壤硝化势和氨氧化微生物数量的影响 —— 吕玉,周龙,龙光强,汤利(3229)	田东省典型金矿区土壤里金属空间特征分析与环境风险评估····································
聚羟基铝柱撑硅藻土的制备及其对水溶液中Cu²+、Zn²+的吸附特性	电子垃圾价牌区工壤里壶属空间开灰性及分布存证
	聚羟基铝柱撑硅藻土的制各及甘对水溶液由 $C_0^{2+}$ $Z_0^{2+}$ 的吸附特性
	纳米复合水凝胶的制备及其对重金属离子的吸附 ····································
贫营养和粮量抗生素对质粒抗生素抗性适应度代价的影响 ··············· 林文芳, 陈胜, 万堃, 王春明, 林惠荣, 于鑫(3224) 不同氮水平下间作对玉米土壤硝化势和氨氧化微生物数量的影响 ················ 吕玉, 周龙, 龙光强, 汤利(3229)	不同磷水平下丛枝菌根真菌对纳米氧化锌生物效应的影响 ········· 景新新,苏志忠,邢红恩,王发园,石兆勇,刘雪琴(3201)
不问氮水平下间作对玉米土壤硝化势和氨氧化微生物数量的影响 吕玉,周龙,龙光强,汤利(3229)《环境科学》征订启事(3025) 《环境科学》征稿简则(3057) 信息(3072,3085,3143)	中美水生生物基准受试物种敏感性差异研究 ····································
	不同氮水平下间作对玉米土壤硝化势和氨氧化微生物数量的影响 吕玉,周龙,龙光强,汤利(3229)《环境科学》征订启事(3025) 《环境科学》征稿简则(3057) 信息(3072,3085,3143)

### 活性污泥厌氧 Fe(Ⅲ)还原氨氧化现象初探

李祥1,2,林兴1,2,杨朋兵1,2,黄勇1,2,刘恒蔚1,2

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 苏州科技大学环境生物技术研究所, 苏州 215009)

摘要:采用常规化学分析和微生物群落变性梯度凝胶电泳(DGGE)监测技术,探究了厌氧条件下活性污泥中 Fe(II) 还原氨氧化(Feammox)反应的存在及微生物群落动态响应.结果表明,当反应器运行至第 24 d 时  $NH_4^+$  发生转化,同时检测到  $NO_3^-$  和 Fe(II) 的生成,表明活性污泥中存在着Fe(III) 还原  $NH_4^+$  氧化反应,产物主要为  $NO_3^-$  和 Fe(III),并伴随少量  $N_2$  生成.经过 84 d 培养,氨氮最大转化量达 29.85  $mg \cdot L^{-1}$ ,转化率为 59.7%,出水  $NO_3^-$  最高值达 24.56  $mg \cdot L^{-1}$ .活性污泥中 Feammox 为产酸过程,体系中 PH 值下降.整个培养过程中微生物群落条带分布发生变化,参与活性污泥中 Feammox 反应的部分群落在培养过程获得保留,部分优势菌群获得富集.

关键词:活性污泥; 厌氧环境; Fe(Ⅲ)还原氨氧化; 变性梯度凝胶电泳(DGGE); 微生物群落

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)08-3114-06 DOI: 10.13227/j. hjkx. 2016.08.037

# Simultaneous Ferric Reduction with Ammonia Oxidation Phenomena in Activated Sludge in Anaerobic Environment

LI Xiang<sup>1,2</sup>, LIN Xing<sup>1,2</sup>, YANG Peng-bing<sup>1,2</sup>, HUANG Yong<sup>1,2</sup>, LIU Heng-wei<sup>1,2</sup>

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Institute of Environmental Biotechnology, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China)

**Abstract:** In recent years, a few phenomena of ferric reduction and ammonia oxidation (Feammox) have been discovered in Paddy soil, lake sediments and wetland soil, but none was observed in activated sludge. Thus, the Feammox process and the dynamic response of corresponding microbial community in activated sludge were explored by conventional chemical analyses and microbial community denatured gradient gel electrophoresis (DGGE) technique. After 24 d of operation, ammonia transformation occurred. Nitrate and ferrous ion were detected in the reactor, indicating the existence of Feammox process in activated sludge with a reduction of nitrate and ferrous ion accompanied by a small amount of nitrogen gas. After 84 days of culture, the highest inversion of ammonia was 29. 85 mg·L<sup>-1</sup>, the conversion rate of ammonia reached 59. 7%, and the highest nitrate concentration of the reactor effluent was 24. 56 mg·L<sup>-1</sup>. Feammox in activated sludge was a process that resulted in acid leading, which decreased the pH value. The structure of community bands changed during the whole incubation, some communities were retained and part of the dominant bacteria were enriched in the reaction of activated sludge.

**Key words**: activated sludge; anaerobic environment; ferric reduction and ammonia oxidation; denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE); microbial community

氮素的循环与转化途径一直是学者们研究的重点,自然界的氮素主要有 $NH_4^+$ -N, $NO_2^-$ -N、 $NO_3^-$ -N、 $N_2$  以及氮氧化合物几种存在形式. 而微生物脱氮就是利用微生物将 $NH_4^+$ -N、 $NO_2^-$ -N、 $NO_3^-$ -N等对环境产生污染的物质转变为  $N_2$  的过程. 传统的生物脱氮主要以硝化-反硝化机制为主[1]. 厌氧氨氧化(ANAMMOX)[2]的发现打破了人们对传统脱氮观念的认识,使人们对脱氮的机制有了新的认识,为新型生物脱氮工艺的推出奠定了重要的基础.

ANAMMOX 反应即在厌氧条件下以 $NH_4^+$ -N为电子供体, $NO_2^-$ -N为电子受体将氮素转化为  $N_2$  的工艺. 随着人们对 ANAMMOX 微生物脱氮机制研究的深入,发现在厌氧条件下很多物质可以作为电子受体与 $NH_4^+$ -N进行反应,包括  $Mn^{[3]}$ 、 $SO_4^{2-[4,5]}$  和

有机酸<sup>[6,7]</sup>等. Roden 等<sup>[8]</sup>和 Clément 等<sup>[9]</sup>在湿地沉积物和湿地土壤中发现了Fe( $\blacksquare$ )氧化NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的现象,并推出Fe( $\blacksquare$ )也可以作为脱氮的电子受体. 2006年日本学者 Sawayama<sup>[10]</sup>在固定床反应器中验证了Fe( $\blacksquare$ )与NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N反应,并将厌氧条件下Fe( $\blacksquare$ )与NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N反应的现象定义为铁还原氨氧化(Feammox)反应,目前 Feammox 现象在稻田<sup>[11]</sup>和森林湿地<sup>[12]</sup>等很多系统中也得到了验证.

近年来, 曲久辉等[13] 在活性污泥中研究高价铁

收稿日期: 2016-03-19; 修订日期: 2016-04-01

基金项目: 国家自然科学基金项目(51478284,51408387); 江苏省研究生创新基金项目(CXLX14\_1289); 江苏省特色优势学科二期立项项目; 江苏省水处理技术与材料协同创新中心项目

作者简介:李祥(1984~),男,硕士,实验师,主要研究方向为废水脱 氮处理理论及工艺,E-mail:lixiang@ mail. usts. edu. cn 对NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N氧化去除效率影响时发现,加入少量Fe(Ⅲ)有助于提高NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的去除率. 柴立元<sup>[14]</sup>等在活性污泥中添加 0. 15 mol·L<sup>-1</sup>的氯化铁溶液对其进行改性,结果表明加入氯化铁后污泥脱氮效率大幅度提升. 但是对于增强NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N转化机制的分析较少,是否由于 Feammox 现象存在而导致尚不清晰. 而目前活性污泥中有关 Feammox 的现象也鲜有报道.

为此,本研究在厌氧条件下利用常规的水质分析及变性梯度凝胶电泳(DGGE)技术对活性污泥中Feammox 反应存在性进行初步研究,并对 Feammox 反应器启动过程中微生物群落的变化进行观察,以期为更好地阐述传统活性污泥中脱氮机制提供理论参考.

#### 1 材料与方法

#### 1.1 装置及运行条件

实验运行装置采用 250 mL 规格的血清瓶,螺旋盖密封. 装置运行条件:血清瓶放置在气浴恒温振荡箱中,温度为  $32^{\circ}$  恒定;转速为 125 r·min  $^{-1}$ ;水力停留时间为 2 d;进水 pH 值为 6.5 ~ 7.0,通过 0.5 mol·L  $^{-1}$ 的盐酸调节控制;每次静置后换水体积保持在 200 mL. 反应前用高纯氦曝气 15 min 以除去水中溶解氧,通过 ORP 进行表征,进水反应器内ORP 控制在( $-60 \pm 20$ ) mV.

#### 1.2 接种污泥来源与实验废水

接种的污泥取自苏州某污水处理厂的沉淀池,MLVSS/MLSS 为 0. 65. 实验废水采用模拟废水,模拟废水主要成分为  $NH_4Cl(NH_4^+-N 50 \text{ mg·L}^{-1})$ 、FeCl<sub>3</sub>[Fe(II)按需配制]、NaHCO<sub>3</sub> 600 mg·L<sup>-1</sup>、KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 27 mg·L<sup>-1</sup>、CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O 92 mg·L<sup>-1</sup>、MgCl<sub>2</sub>·7H<sub>2</sub>O 16. 5 mg·L<sup>-1</sup>、微量元素浓缩液成分为:EDTA 5 000 mg·L<sup>-1</sup>,ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 430 mg·L<sup>-1</sup>,CoCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O 240 mg·L<sup>-1</sup>,NaMoO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O 220 mg·L<sup>-1</sup>,NiCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O 190 mg·L<sup>-1</sup>,NaSeO<sub>4</sub>·10H<sub>2</sub>O 210 mg·L<sup>-1</sup>,H<sub>3</sub>BO<sub>4</sub>14 mg·L<sup>-1</sup>.微量元素投加量为 1. 25 mL·L<sup>-1</sup>.

#### 1.3 分析方法

分析方法参见文献[15].  $NH_4^+$ -N:纳氏试剂分光光度法;  $NO_2^-$ -N和 $NO_3^-$ -N:戴安 ICS900/AS23 离子色谱; pH:哈纳 pH211 型酸度计; MLSS 和MLVSS:重量法;  $TN: \bigcup NH_4^+$ -N、 $NO_2^-$ -N和 $NO_3^-$ -N三者之和表示 TN; TOC:德国耶拿 Multi 3100 TON/TC

仪; Fe(Ⅱ)和Fe(Ⅲ):采用邻菲啰啉分光光度法.

#### 1.4 DNA 的提取与 PCR-DGGE

反应器运行 0、48 和 84 d 时分别提取 5 g 活性污泥,利用土壤 DNA 快速提取试剂盒(MP,美国)提取 DNA. PCR 扩增时,采用真细菌 16S rRNA 通用引物 F341 (5' CgCCCgCCgCgCgC ggCggg CggggCACgggggCACgggggCC)和 R518 (5' ATT ACC gCggCTgCTgg3'),引物 F341 5'端有一个 GC 夹(TAC gggAggCAgCAg3'),由宝生生物公司 (上海)合成. PCR 反应程序为:预变性 95°C,5 min;接以 20 次循环包括 94°C变性 10 s,58°C 退火 30 s,72°C 延伸 5 s,循环完毕,72°C 延伸 5 min.

采用 Bio-Rad 公司 Dcode<sup>TM</sup>基因突变检测系统进行 DGGE 分析. 变性梯度胶为 45% ~ 65% (100%的变性剂为 7  $\mathrm{mol} \cdot \mathrm{L}^{-1}$ 的尿素和 40%的去离子甲酰胺的混合物). 待胶凝固后,将胶板装入电泳槽,取 5  $\mu \mathrm{L}$  PCR 样品混合加样缓冲液后上样. 在 80 V 电压下,60°C 电泳 16 h. 电泳结束后,将胶片剥离,然后放入盛有硝酸银的溶液中进行染色 5  $\mathrm{min}$ . 然后对各泳道群落进行主成分分析,并与反应器运行状态相结合,解析群落变化与反应器功能的关系.

#### **1.5** Fe(Ⅱ)和Fe(Ⅲ)测定

Fe(Ⅱ)和Fe(Ⅲ)测定均采用邻菲啰啉分光光度法,为避免取样过程中氧气对Fe(Ⅱ)的影响,保证测量的准确性,测定中需注意以下两点:①水相中Fe(Ⅱ)测定:采用 0.5 mol·L<sup>-1</sup>盐酸溶液作为稀释液,用带有塑料管的针筒进行取样. 加样时先加稀释液,再将采样的塑料管深入稀释液内部加入水样. ②污泥中Fe(Ⅱ)和Fe(Ⅲ)测定:用带有塑料管的针筒吸取 10mL 静置完全后的污泥于预先装有 40 mL 稀释液的 50 mL 离心管中,在摇床上振荡 30 min,用 0.22 μm 滤膜进行过滤<sup>[16]</sup>,测定滤液中Fe(Ⅱ)和Fe(Ⅲ)浓度,方法与水相测定相同.

#### 2 结果与讨论

#### 2.1 Feammox 反应过程中氮素形态及浓度转化

保持进水 $NH_4^+$ -N浓度 50  $mg \cdot L^{-1}$ 、Fe( III ) 浓度 50  $mg \cdot L^{-1}$ 不变,长期运行结果如图 1 所示. 根据进 水 $NH_4^+$ -N浓度的变化将整个运行时间分为 2 个阶段,驯化阶段(0 ~ 23 d)和富集培育阶段(24 ~ 84 d). 驯化阶段,出水  $NH_4^+$ -N浓度最高达到 60  $mg \cdot L^{-1}$ ,明显大于进水,主要是因为该阶段驯化以  $NH_4^+$ -N和Fe( III ) 为营养的自养微生物,接种污泥中的异养微生物及部分无法获取营养基质的自养微生

物出现死亡,导致体系中NH4-N浓度的升高. 当反 应器运行到 18d 后, 出水 NH<sub>4</sub>+-N基本围绕在 50 mg·L-1左右波动. 说明此时不适应环境的微生物基 本筛选掉,反应器中的微生物开始以自养为主. 从 24d 开始,NH<sub>4</sub>+-N开始稳定下降,体系中开始测定到 NO<sub>2</sub>-N生成,同时检测到有Fe(Ⅱ)生成,由于反应 器运行初期进行了除氧,由 ORP 的监测指标看出体 系中不含氧,所以排除硝化反应生成NO,-N的可能, 而唯一的电子受体是Fe(Ⅲ),所以认为NO;-N是 Fe( III ) 与NH,<sup>+</sup>-N反应生成. 随着运行时间的增长, NH<sub>4</sub> -N转化量在不断增加, 第76 d 时下降到20.15 mg·L<sup>-1</sup>,转化率为59.7%,而出水NO<sub>3</sub>-N含量也随 之增大,最高值达 24.56 mg·L-1.整个反应器的运 行过程中出水 NO,7-N浓度很少,基本低于 2 mg·L-1. 根据氮元素守恒可知,反应器运行过程中 会有少部分的氮损失,通过长期累积气体后分析为  $N_2$ .

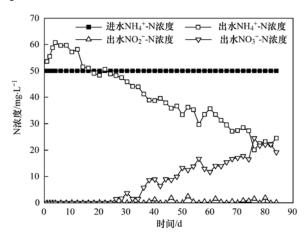


图 1 Feammox 反应过程中氮素转化

Fig. 1 Nitrogen transformation in Feammox reaction

目前报道的 Feammox 反应产物主要有 $NO_2^{-[9,10,12,17]}$ 、 $NO_3^{-[17]}$ 、 $N_2^{[11,17]}$ 以及 $N_2O^{[11]}$ . Yang 等 $^{[17]}$ 指出这种反应产物的不一致可能与所在系统控制条件有关,其研究表明,Feammox 反应可以在很多领域内发生,在高风化等含低结晶铁矿物场所发生的可能性更大,同时指出从能量方面来说Feammox 反应产生  $N_2$  比  $NO_2^-$  和  $NO_3^-$  更容易. Ding 等 $^{[11]}$ 虽然认为产物是  $N_2$ ,但其也表示  $N_2$  有可能是Feammox 产生  $NO_2^-$  或  $NO_3^-$  以后发生反硝化或者厌氧氮氧化反应产生的. Park 等 $^{[18]}$ 用厌氧污泥在验证 Feammox 反应产物是否为  $NO_2^-$  时就发现有大量的  $NO_3^-$ ,因为其接种的厌氧污泥具有厌氧氮氧化的能力,所以生成的  $NO_3^-$  会被再次反应生成  $NO_3^-$ . 所

以,目前对 Feammox 反应的产物以及控制条件没有一个很好的界定. 本实验在厌氧条件下进行,由氮素形态转化可知  $NH_4^+$  转化的产物主要为  $NO_3^-$ ,还有少量的  $NO_2^-$  和  $N_2$ . Feammox 过程中, $NH_4^+$  是一步达到  $NO_3^-$ 、 $NO_2^-$  或  $N_2$ ,还是有其他生化反应共同完成还需要进一步深入分析.

#### 2.2 Feammox 反应过程中铁素形态及浓度的转化

Feammox 反应过程中保持进水Fe(Ⅲ)浓度 50 mg·L<sup>-1</sup>不变, 出水Fe(Ⅱ)和Fe(Ⅲ)变化如图 2 所 示. 反应前期出水基本没有Fe(Ⅱ)生成,第6d出 水NH4+N不再升高且呈现下降趋势,此时出水 Fe(Ⅱ)开始升高,达到 8.34 mg·L<sup>-1</sup>. 测定反应器 中进出水 TOC 为 0 mg·L<sup>-1</sup>,判断有机物与Fe(Ⅲ) 反应生成Fe(II)的可能性不大,因此Fe(II)为 Fe(Ⅲ)与NH<sub>4</sub>+N反应产物. 随着出水NH<sub>4</sub>+N的持 续降低,出水Fe(Ⅱ)开始逐步提升,最高值达 16.95 mg·L<sup>-1</sup>. 第 18 d 出水中开始有NO<sub>3</sub>-N的生成,此时 体系中Fe(Ⅱ)浓度开始快速下降,从接种反应开 始,体系中水相中的Fe(Ⅲ)含量一直处于较低范 围.0~6 d,体系中没有Fe(Ⅱ)生成时,出水中 Fe(Ⅲ)呈现较低值,且从 13.61 mg·L<sup>-1</sup>逐渐降低至 6.84 mg·L<sup>-1</sup>. 第 6 d 后出水Fe( II ) 开始升高,此时 出水中Fe(Ⅲ)继续降低,最终稳定在1~5 mg·L<sup>-1</sup> 范围内. 第 18 d 后, 出水Fe(Ⅱ) 开始大幅度降低, 此时出水中Fe(Ⅲ)有升高的趋势,由元素守恒推测 是由Fe(II)转化而来,但浓度只有 10 mg·L<sup>-1</sup>左右. 而在整个过程中,水相中总铁[Fe(Ⅱ)与Fe(Ⅲ)之 和]一直都远低于进水( $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ).

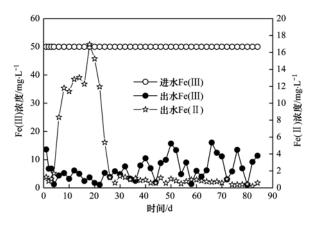


图 2 Feammox 反应过程中铁元素转化

Fig. 2 Iron transformation in Feammox reaction

Mazuelos 等<sup>[19]</sup>研究表明,铁离子在进行氧化还原反应时, Fe(Ⅲ)与Fe(Ⅱ)相互转化会产生电子的传递,因此铁离子的加入可以对生物氧化反应起

促进作用. 而 Bond 等<sup>[20]</sup>和 Pham 等<sup>[21]</sup>研究表明, 当体系中溶解氧有限时, Geobacter sulfurreducen 和 Aeromonas hydrophila 两种酶可以在缺氧条件下利用 Fe(Ⅲ)代替 O, 作为电子受体参与反应. 由本实验 结果可知,厌氧条件下Fe(Ⅲ)确实可以作为电子受 体与NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N反应,其中Fe(**II**)被还原为Fe(**II**). 但 按照方程理论比计算可知反应前期 Fe(Ⅲ)消耗量 比理论值要多,这与 Ding 等[11]和 Yang 等[17]在稻田 和旱地系统中研究结论相似,他们认为可能是 Fe(Ⅲ)发生了其他的反应. 然而在本实验体系中只 有NH<sub>4</sub> -N和 Fe(Ⅲ)两种反应物, Fe(Ⅲ)的过多消 耗可能与其他反应无关. 而按照 Fe(Ⅲ)与NH₄-N 反应方程理论比可知,当NO, -N最大生成量为 24.56 mg·L<sup>-1</sup>,对应混合体系中Fe(Ⅲ)应该需要 761.09 mg·L<sup>-1</sup>, 而进水的 50 mg·L<sup>-1</sup>远远不够. 这 在 Sawayama [10]的研究中也有体现,按反应方程比 例,其进水最高铁浓度为 10 mmol·L<sup>-1</sup>,理论NO<sub>2</sub>-N 最高生成量为23.33 mg·L<sup>-1</sup>,但其反应实际得到的  $NO_2^-$ -N最大生成值为 49 mg·L<sup>-1</sup>, 是理论值的 2 倍 多. 结合本实验的现象,推测过多消耗的Fe(Ⅲ)可 能是被吸附在污泥中或者以沉淀形式存在,由 Fe(OH),溶度积( $K_{sp} = 2.64 \times 10^{-39}$ )可知,pH 时在 6.5~7 之间时,Fe(Ⅲ)会有部分形成沉淀. 而实际 产物中NO, -N的过量生成,可能是由污泥中的 Fe( **■** ) 或者沉淀的Fe( **■** ) 与 NH<sub>4</sub> 反应形成.

#### 2.3 污泥中Fe(Ⅱ)和Fe(Ⅲ)含量

Wilfert 等[22] 研究表明随着 pH 在 0~14 之间变 化,铁离子的形态会发生转变,由离子态变为固态 「如 Fe、FeO 和 Fe(OH)」],而当 pH >4 就可能形 成沉淀(如图 3). 本课题组<sup>[23]</sup>前期在研究Fe(Ⅱ) 和Fe(Ⅲ)对厌氧氨氧化污泥影响时发现,当进水铁 离子浓度大于5 mg·L-1时,出水铁离子浓度基本不 会增加,会以 Fe(OH),形式存在于反应器底部.本 实验模拟废水 pH 在 6.5~7 之间,推测反应器内 Fe(Ⅲ)会出现快速的絮凝沉淀. 为验证推测,将反 应结束后反应器中污泥提取测定污泥中Fe(Ⅲ)和 Fe(Ⅱ)含量,并与接种前污泥进行对比. 结果如图 4 所示,起初接种的活性污泥中Fe(Ⅱ)含量为41.9 mg·L<sup>-1</sup>,Fe(Ⅲ)含量为 27.2 mg·L<sup>-1</sup>. 经过 84d 反 应后污泥中Fe(Ⅱ)含量为214.1 mg·L<sup>-1</sup>,Fe(Ⅲ)含 量为 1893. 2 mg·L<sup>-1</sup>. 说明水相中Fe( Ⅲ) 的过量减 少是被吸附在活性污泥中. Fe(OH), 是一种不稳定 的化合态,易与还原性物质发生反应[17]. 扣除接种 前污泥中Fe(Ⅱ)的含量,计算得到经过反应体系中 Fe(  $\blacksquare$  )的累积量为 172. 19 mg·L<sup>-1</sup>. 其值仍低于理论计算量,出现其原因可能有两个方面:一方面 Fe(  $\blacksquare$  )极易氧化为Fe(  $\blacksquare$  ),很容易造成测定误差,这可能也是很多研究者发现实际量低于理论量的原因;另一方面本实验采用 SBR 反应器,因此在每次打开反应器盖子出水后,反应器中Fe(  $\blacksquare$  )都有机会与  $O_2$  充分接触,从而保证体系中有足够的Fe(  $\blacksquare$  ) 与  $O_1$  的H<sub>+</sub> 反应.

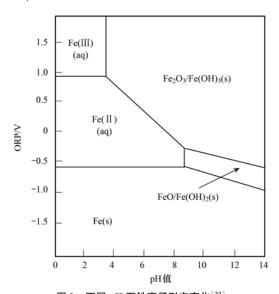


图 3 不同 pH 下铁离子形态变化<sup>[22]</sup>

Fig. 3 Species changes of iron ions at different pH

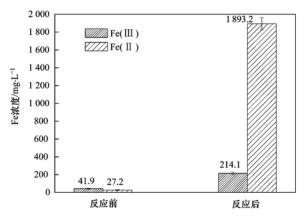


图 4 接种前与反应后活性污泥中铁离子变化

Fig. 4 Changes of iron ion in activated sludge before and after reaction

#### 2.4 Feammox 反应过程中 pH 变化

pH 是铁还原氨氧化反应的一个重要参数, Luther 等<sup>[24]</sup>研究表明,铁还原只有在 pH 较低时才可能发生,且从能量角度来说只有当 pH 小于 6.8 时铁氨氧化才可能产生NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N<sup>[25]</sup>;而 Yang 等<sup>[17]</sup>也表明,当 pH 低于 6.5 时才有可能发生NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N的生成. Clément 等<sup>[9]</sup>研究表明,在合适范围内适当的提 高 pH 有助于Fe(  $\Pi$  )生成量的增加. 本实验进水 pH 维持在 6.5~7.0之间,出水 pH 如图 5 所示,整体结果出水 pH 比进水低,且随着  $NH_4^+$ -N转化量的增大,pH 下降得越多. 因此活性污泥中铁还原氨氧化反应过程是一个产酸的过程.

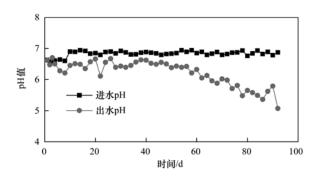


图 5 Feammox 反应过程中 pH 变化

Fig. 5 Changes of pH in the Feammox reaction

#### 2.5 生物群落分析(DGGE)

反应器中物质的转化与微生物群落结构存在很好的响应关系.反应器中的主体是微生物,其状态是由某些功能微生物类群决定的<sup>[26]</sup>.为了探究反应器内微生物群落的变化,本实验结合 DGGE 技术对不同时期污泥中的微生物群落进行分析<sup>[27]</sup>.在反应运行的 0、48 和84 d 分别从体系中提取少量污泥,采用 DGGE 技术检测体系中微生物种类的变化,微生物图谱变化如图 6 所示. DGGE 技术的图谱具有明显的差异性,说明整个培养过程微生物群落发生很大的变化,可以分为 4 种:整个过程中基本不变的、减少或者消失的、本身存在并得到富集的以及本身不存在驯化后产生并富集的.从图 6 可知,1 号和 3 号条带的信号在反应器运行前后没有

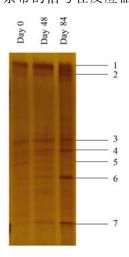


图 6 Feammox 反应器允许过程中细菌群落的演替过程

Fig. 6 Succession of bacterial community in activated sludge with Feammox reactor operation

发生太大变化,说明该菌种一直存在于反应器内,在整个驯化过程得到了保留;5号条带的信号逐渐减弱并消失,说明在驯化过程中逐步被筛选出.而2、4、6、7号条带的信号在驯化过程中逐步增强,说明在反应过程中逐渐富集.说明Feammox驯化过程微生物发生了较大的变化.从图谱也可以看出,虽然部分微生物明显获得富集,但是微生物多样性一直比较高,说明反应器内发现的Feammox反应仍是一个多菌种协调的过程.对于氮素的具体转化途径,及各个途径的主要参与微生物仍需要深入分析.

#### 3 结论

- (1)在厌氧自养的条件下,经过 84 d 富集培养,活性污泥中出现 $NH_4^+$ -N的转化和Fe(II)的生成, $NH_4^+$ -N最大转化量为 29. 85  $mg \cdot L^{-1}$ ,出水硝酸盐最高值达 24. 56  $mg \cdot L^{-1}$ . 说明活性污泥中存在Feammox 反应.
- (2) Feammox 过程中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的转化产物主要是NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 同时还有少量NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 和 N<sub>2</sub>. Fe(Ⅲ)的转化产物为 Fe(Ⅱ). 同时 Feammox 过程是一个消耗碱度、pH 下降的过程.
- (3)通过 DGGE 技术分析后发现 Feammox 驯化过程中微生物群落发生很大变化. 即使经过 84d 的 驯化,反应器内仍然是多群落共生的状态,说明 Feammox 现象是一个多菌种协调的过程.

#### 参考文献:

- [1] 张宗和,郑平,厉巍,等.一体化生物脱氮技术研究进展 [J]. 化工进展, 2015, **34**(10): 3762-3768.
- [2] De Lille M V, Berkhout V, Fröba L, et al. Ammonium estimation in an ANAMMOX SBR treating anaerobically digested domestic wastewater[J]. Chemical Engineering Science, 2015, 130: 109-119.
- [3] Luther III G W, Sundby B, Lewis B L, et al. Interactions of manganese with the nitrogen cycle: alternative pathways to dinitrogen[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1997, 61 (19): 4043-4052.
- [4] Fdz-Polanco F M, Fdz-Polanco M, Fernandez N, et al. New process for simultaneous removal of nitrogen and sulphur under anaerobic conditions[J]. Water Research, 2001, 35(4): 1111-1114.
- [5] 张丽,黄勇,袁怡,等.硫酸盐/氨的厌氧生物转化试验研究 [J].环境科学,2013,34(11):4356-4361.
- [6] Strous M, Pelletier E, Mangenot S, et al. Deciphering the evolution and metabolism of an anammox bacterium from a community genome [J]. Nature, 2006, 440 (7085): 790-794.
- [7] Kartal B, Rattray J, van Niftrik L A, et al. Candidatus "Anammoxoglobus propionicus" a new propionate oxidizing

- species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria [ J ]. Systematic and Applied Microbiology, 2007, **30**(1): 39-49.
- [8] Roden E E, Wetzel R G. Organic carbon oxidation and suppression of methane production by microbial Fe(Ⅲ) oxide reduction in vegetated and unvegetated freshwater wetland sediments[J]. Limnology and Oceanography, 1996, 41(8): 1733-1748.
- [9] Clément J C, Shrestha J, Ehrenfeld J G, et al. Ammonium oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron under anaerobic conditions in wetland soils [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37(12): 2323-2328.
- [10] Sawayama S. Possibility of anoxic ferric ammonium oxidation
  [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2006, 101(1):
  70-72.
- [11] Ding L J, An X L, Li S, et al. Nitrogen loss through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction from paddy soils in a chronosequence [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(18): 10641-10647.
- [12] Huang S, Jaffé P R. Characterization of incubation experiments and development of an enrichment culture capable of ammonium oxidation under iron-reducing conditions [J]. Biogeosciences, 2015, 12(3): 769-779.
- [13] 曲久辉,王立立,田宝珍,等. 高铁酸盐氧化絮凝去除饮用水中氨氮的研究[J]. 环境科学学报,2000,20(3):280-283.
- [14] 柴立元,罗仙平,丁丽超,等.涂铁污泥吸附处理中低浓度 氨氮废水[J].有色金属科学与工程,2013,4(1):53-56.
- [15] 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. 258-282.
- [16] Rasmussen H, Nielsen P H. Iron reduction in activated sludge measured with different extraction techniques [J]. Water Research, 1996, 30(3): 551-558.
- [17] Yang W H, Weber K A, Silver W L. Nitrogen loss from soil through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction [J]. Nature Geoscience, 2012, 5(8): 538-541.

- [18] Park W, Nam Y K, Lee M J, et al. Anaerobic ammonia-oxidation coupled with Fe<sup>3+</sup> reduction by an anaerobic culture from a piggery wastewater acclimated to NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/Fe<sup>3+</sup> medium [J]. Biotechnology and Bioprocess Engineering, 2009, 14(5): 680-685.
- [19] Mazuelos A, Iglesias N, Romero R, et al. Influence of zinc on ferrous iron bio-oxidation; biological or physical nature? [J]. Biochemical Engineering Journal, 2010, 49(2); 235-240.
- [20] Bond D R, Lovley D R. Electricity production by *Geobacter sulfurreducens* attached to electrodes [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2003, **69**(3): 1548-1555.
- [21] Pham C A, Jung S J, Phung N T, et al. A novel electrochemically active and Fe ( III )-reducing bacterium phylogenetically related to Aeromonas hydrophila, isolated from a microbial fuel cell [ J ]. FEMS Microbiology Letter, 2003, 223 (1): 129-134.
- [22] Wilfert P, Kumar P S, Korving L, et al. The relevance of phosphorus and iron chemistry to the recovery of phosphorus from wastewater: a review[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(16): 9400-9414.
- [23] 李祥, 黄勇, 巫川, 等.  $Fe^{2+}$ 和  $Fe^{3+}$ 对厌氧氨氧化污泥活性的影响[J]. 环境科学, 2014, **35**(11): 4224-4229.
- [24] Luther III G W, Shellenbarger P A, Brendel P J. Dissolved organic Fe(III) and Fe(II) complexes in salt marsh porewaters [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1996, 60(5): 951-960
- [25] Iii G W L, Shellenbarger P A, Brendel P J. Dissolved organic Fe ( III ) and Fe ( II ) complexes in salt marsh porewaters [ J ]. Geochimica Et Cosmochimica Acta, 1996, 60 (6): 951-960.
- [26] 赵阳国,任南琪,王爱杰,等.铁元素对硫酸盐还原过程的 影响及微生物群落响应[J].中国环境科学,2007,27(2): 199-203.
- [27] 刘有胜,杨朝晖,曾光明,等. PCR-DGGE 技术对城市餐厨垃圾堆肥中细菌种群结构分析[J]. 环境科学学报,2007,27(7):1151-1156.

## **HUANJING KEXUE**

Environmental Science (monthly)

Vol. 37 No. 8 Aug. 15, 2016

### **CONTENTS**

Spatiotemporal Distribution and Source Attribution of SOA in China	CHEN Zhuo, LIU Jun-feng, TAO Wei, et al. (2815)
Emission Inventory of Heavy Metals in Fine Particles Emitted from Residential Coal Burning in China	
Diurnal Variation of PM <sub>2,5</sub> Mass Concentration in Beijing and Influence of Meteorological Factors Based on Long Term Date ······	
Characteristics of Ozone Background Concentration in Beijing from 2004 to 2015	
Online Sources about Atmospheric Fine Particles During the 70th Anniversary of Victory Parade in Shijiazhuang	
Pollution Characteristics of Inorganic Water-soluble Ions in Atmospheric Particulate Matter in Chengdu Plain	
Observation Analysis on the Characteristics of Meteorological Elements and Pollutants During a Continuous Fog and Haze Episode in	
observation manages of the contractions of meteorological zerological zerological states and the states of the sta	
Characteristics and Source Apportionment of Metals in the Dustfall of Quanzhou City	
Level and the Courses of Heavy Metals and Its Risk Assessment in Indoor Dust of City: Take Guiyang as a Case	
Chemical Characteristics and Source of Acid Precipitation in Guilin	
Assessment of Gaseous Nitrogen (NH <sub>3</sub> and N <sub>2</sub> O) Mitigation After the Application of a Range of New Nitrogen Fertilizers in Summe	
Assessment of Gaseous Nurogen (Art <sub>3</sub> and N <sub>2</sub> O) mingation After the Application of a Range of New Nurogen Fertilizers in Summe	r maize Cultivation
Soil CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> and N <sub>2</sub> O Fluxes from Alpine Meadows on the Plateau of Southern Qinghai Province During Snow Cover Period and G	
Partial Pressure of Carbon Dioxide and Methane from Autumn to Winter in Xiangxi Bay of the Three Gorges Reservoir	
Potential Impacts of Climate Change on Phosphorus and DO in Yuqiao Reservoir	
Land Use Structure Change and Its Control Effect of Nitrogen Output in a Small Watershed of Three Gorges Reservoir Area; A Case	Study of Lanlingxi Watershed
Response of Inflow Water Quality to Land Use Pattern in Northern Watershed of Lake Erhai	
Effect of Nutrient Cycles in Tributaries on the Transport of Nutrient in the Three Gorge Reservoirs; A Case Study of Caotang River	
Transient Storage Characteristics of Artificial Pool Geomorphic Structure in an Agricultural Headwater Stream	
Distribution Characteristics of Solute Nitrogen in the Water-Sediment of Farmland Drainage Ditch	
Characteristics and Influencing Factors of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservations of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservations of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservations of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservations of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservations of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservations of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservations of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservations of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservations of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservations of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Carbon and Nitrogen Indoord Area (Natural Area) and Ni	voir
Response Behaviors of Heavy Metals at Tidal Currents Interface and Salinity Interface in the Estuary Area	
Simulation of Multimedia Transfer and Fate of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) in Shenzhen Region	
Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Organochlorine Pesticides in Surface Sediments of Zhelin Bay in Gua	ngdong Province, China ·····
	····· WEI Ya-ning, PAN Jia-chuan, SONG Yu-mei, et al. (3007)
Spatial Distribution Characteristics and Source Analysis of Dissolved Organic Matter in Beiyun River	CHEN Yong-juan, HU Wei-xuan, PANG Shu-jiang, et al. (3017)
Distribution and Environmental Significances of Radionuclides in the Sediment of the Changyi Coastal Wetland	······ WANG Qi-dong, SONG Jin-ming, LI Xue-gang, et al. (3026)
Fecal Contamination in Laolongdong Underground River as Measured by the Sterol Biomarkers	LIAO Yu, SUN Yu-chuan, WANG Zun-bo, et al. (3034)
Distribution Characteristics and Pollution Status of Phthalate Esters in the Groundwater of Hutuo River Pluvial Fan	
Impacts of Land Use on the Source of Dissolved Fatty Acids in Epikarst Spring During Rainy Season	
Mechanisms of Phosphorus Removal by Modified Zeolites Substrates Coated with Zn-LDHs in Laboratory-scale Vertical-flow Construction	eted Wetlands ·····
	·· ZHANG Xiang-ling, HUANG Hua-ling, GUO Lu, et al. (3058)
Synergistic Enhancement on Oxidation of Phenol by Fenton Processes by Adding Ce <sup>3 +</sup> and Cu <sup>2 +</sup> Ions	··· ZHANG Jian-qiao, CHI Hui-zhong, SONG Yang, et al. (3067)
Removal of Humic Acid from Water Using Pt/biochar Electrode Reactor	
Generation of Graphene-titanium Dioxide Nanotubes Catalytic Board and Its Photocatalysis Capability to Degrade Pentachlorophenol	
Photocatalytic Degradation Kinetics and Mechanism of Monoazo Dye Acid Yellow 17 by UV/TiO <sub>2</sub> in Aqueous Solution	
Feasibility of Sulfur-based Autotrophic Denitrification of Photovoltaic Wastewater Containing High Fluorine	
Operation Performance of a Bioaugmented Membrane-aerated Biofilm Reactor Treating Atrazine Wastewater	0. 0. 0.
Nitrogen Removal of Municipal Wastewater by ANAMMOX Coupled Shortcut Nitrification in Anaerobic Baffled Reactor	
Simultaneous Ferric Reduction with Ammonia Oxidation Phenomena in Activated Sludge in Anaerobic Environment	
Rapid Start-up of One-stage Autotrophic Nitrogen Removal Process in EGSB Reactor for Wastewater with Low Concentration of Amn	
Phosphorus Removal Performance in EBPR System under Extra-low Dissolved Oxygen Condition	
	-
Influence of Activated Sludge Surface Properties on Flocculating Settling and Effluent Suspend Solid	• •
Spatial Characteristics and Environmental Risk of Heavy Metals in Typical Gold Mining Area of Shandong Province	
Spatial Variation of Soil Heavy Metals in an E-waste Dismantling Area and Their Distribution Characteristics	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·
Selenate Adsorption and Desorption in 18 Kinds of Chinese Soil with Their Physicochemical Properties	
Adsorption Characteristics of Arsenite on Goethite by Flow Stirring Method	
Preparation of Poly-hydroxy-aluminum Pillared Diatomite and Characteristics of Cu <sup>2+</sup> , Zn <sup>2+</sup> Adsorption on the Pillar in Aqueous S	olutions
Preparation and NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N Removal Performance of a Novel Filter Substrate Made from Sludges	
Preparation of Nanocomposite Hydrogel and Its Adsorption of Heavy Metal Ions	ZHU Qian, LI Zheng-kui, ZHANG Yi-pin, et al. (3192)
Prediction of PAHs Bioavailability in Spiked Soil by Composite Extraction with Hydroxypropyl- $\beta$ -cyclodextrin and Rhamnolipid …	ZHANG Ya-nan, YANG Xing-lun, BIAN Yong-rong, et al. (3201)
Biological Effects of ZnO Nanoparticles as Influenced by Arbuscular Mycorrhizal Inoculation and Phosphorus Fertilization	
Difference of Species Sensitivities for Aquatic Life Criteria in China and the USA	WANG Xiao-nan, YAN Zhen-guang, YU Ruo-zhen, $\it et~al.~(~3216~)$
Effects of Low-level Nutrition and Trace Antibiotics on the Fitness Cost of Plasmids Bearing Antibiotic Resistance	LIN Wen-fang, CHEN Sheng, WAN Kun, et al. (3224)
Effect of Different Nitrogen Rates on the Nitrification Potential and Abundance of Ammonia-oxidizer in Intercropping Maize Soils	LÜ Yu, ZHOU Long, LONG Guang-qiang, et al. (3229)

### 《环境科学》第6届编辑委员会

主 编:赵进才

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

赵进才 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

## 环维种草

#### (HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2016年8月15日 第37卷 第8期

#### ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 37 No. 8 Aug. 15, 2016

		1 - 74 - 11 - 11 - 12 - 11 - 774			
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
协	办	(以参加先后为序)			Academy of Sciences
		北京市环境保护科学研究院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental
		清华大学环境学院			Protection
主	编	赵进才			School of Environment, Tsinghua University
编	辑	《环境科学》编辑委员会	Editor-in -Chief	•	ZHAO Jin-cai
>m	7-4	北京市 2871 信箱(海淀区双清路	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING
		18号,邮政编码:100085)			KEXUE)
		电话:010-62941102,010-62849343			P. O. Box 2871, Beijing 100085, China
		传真:010-62849343			Tel:010-62941102,010-62849343; Fax:010-62849343
		E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn			E-mail; hjkx@ rcees. ac. cn
		http://www.hjkx.ac.cn			http://www.hjkx.ac.cn
出	版	4 学业版社	Published	by	Science Press
-	742	北京东黄城根北街 16 号			16 Donghuangchenggen North Street,
		邮政编码:100717			Beijing 100717, China
印刷装	ŧ订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发	行	斜华出版社	Distributed	by	Science Press
		电话:010-64017032			Tel:010-64017032
		E-mail:journal@mail.sciencep.com			E-mail; journal@ mail. sciencep. com
订 购	处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总统	发行	中国国际图书贸易集团有限公司	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji
		(北京 399 信箱)			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