

环境科学

(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



目次

中国地区二次有机气溶胶的时空分布特征和来源分析	陈卓,刘峻峰,陶玮,陶澍 (2815)
中国民用煤燃烧排放细颗粒物中重金属的清单	刘海彪,孔少飞,王伟,严沁 (2823)
基于长时间序列的北京 PM _{2.5} 浓度日变化及气象条件影响分析	苗蕾,廖晓农,王迎春 (2836)
2004~2015年北京市清洁点臭氧浓度变化特征	
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	
周静博,李治国,路娜,徐曼,杨鹏,高康宁,王建国,靳伟 (2855)	
成都平原大气颗粒物中无机水溶性离子污染特征	蒋燕,贺光艳,罗彬,陈建文,王斌,杜云松,杜明 (2863)
嘉兴市春季一次持续雾霾过程中气象条件与污染物变化特征分析	
沈利娟,王红磊,李莉,吕升,袁婧,张孝寒,章国骏,王翥 (2871)	
泉州市大气降尘中金属元素污染特征及来源解析	张棕巍,胡恭任,于瑞莲,刘贤荣,胡起超,王晓明 (2881)
城市室内灰尘重金属水平、影响因素及健康风险:以贵阳市为例	李晓燕,汪浪,张舒婷 (2889)
桂林市酸雨变化特征及来源分析	郭雅思,于爽,黎泳珊,孙平安,何若雪 (2897)
农田土壤施用系列新型氮肥后气态氮(NH ₃ 和N ₂ O)减排效果比较:以夏玉米季为例	范会,姜姗姗,魏茨,蒋静艳 (2906)
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 ₂ O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)
气候变化对于桥水库总磷与溶解氧的潜在影响分析	张晨,刘汉安,高学平,张文娜 (2932)
三峡库区小流域土地利用结构变化及其氮素输出控制效应:以兰陵溪小流域为例	
吴东,黄志霖,肖文发,曾立雄,韩黎阳 (2940)	
入湖河流水质对土地利用时空格局的响应研究:以洱海北部流域为例	项颂,庞燕,储昭升,胡小贞,孙莉,薛力强 (2947)
库湾营养盐循环对三峡库区营养盐运输的影响:以草堂河为例	王晓彤,罗光富,操满,王雨春,汪福顺,邓兵 (2957)
农田溪流人工深潭地貌格局暂态存储特征分析	李如忠,黄青飞,钱靖,殷晓曦,韦林 (2964)
农田排水沟渠水体-底泥中溶质氮分布特征试验研究	李强坤,胡亚伟,宋常吉,彭聪 (2973)
三峡库区典型消落带土壤微生物生物量碳、氮的变化特征及其影响因素探讨	
柴雪思,雷利国,江长胜,黄哲,范志伟,郝庆菊 (2979)	
重金属在河口区潮汐界面与盐度界面响应规律研究	刘静,郑丙辉,刘录三,马迎群,林岗璇,汪星,夏阳 (2989)
深圳地区全氟辛酸磺酸的环境多介质迁移和归趋行为研究	崔晓宇,张鸿,罗骥,张若冰 (3001)
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)
北运河水体中荧光溶解性有机物空间分布特征及来源分析	陈永娟,胡玮璇,庞树江,王晓燕 (3017)
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)
甬醇对南山老龙洞地下水粪便污染的指示	廖昱,孙玉川,王尊波,梁作兵,张远瞩 (3034)
漳沱河冲洪积扇地下水中酚酸酯的污染现状与分布特征	昌盛,赵兴茹,刘琰,耿梦娇,肖肖翠 (3041)
雨季不同土地利用下表层岩溶泉中脂肪酸来源分析	张媚,孙玉川,谢正兰,余琴,赵瑞一,梁作兵 (3049)
Zn系LDHs覆膜改性人工湿地沸石基质除磷机制	张翔凌,黄华玲,郭露,陈巧珍,阮聪颖,冷玉洁 (3058)
Ce ³⁺ 与Cu ²⁺ 协同强化芬顿体系氧化苯酚的效能与机制研究	张剑桥,迟惠中,宋阳,罗从伟,江进,马军 (3067)
Pt/生物炭电极反应器处理水中腐殖酸的研究	丁文川,向星光,曾晓岚,厉晓宇,梁国强, M. M. Mian (3073)
石墨烯-TiO ₂ 光催化剂复合板制备及其对五氯酚的催化降解	徐琪,周泽宇,王洪涛 (3079)
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)
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	刘春,于长富,张静,陈晓轩,张磊,杨景亮 (3101)
ABR工艺ANAMMOX耦合短程硝化协同脱氮处理城市污水	吴鹏,张诗颖,宋吟玲,徐乐中,沈耀良,张婷 (3108)
活性污泥厌氧Fe(III)还原氨氧化现象初探	李祥,林兴,杨朋兵,黄勇,刘恒蔚 (3114)
低浓度氨氮废水单级自养脱氮EGSB反应器的快速启动	顾书军,方芳,李凯,刘勇,郭劲松,陈猷鹏,蒋甫阳 (3120)
超低溶解氧条件下的EBPR系统除磷性能	马娟,宋璐,俞小军,李璐,孙雷军,孙洪伟,李光银 (3128)
活性污泥表面性质对絮凝沉降性能与出水悬浮物的影响	何志江,赵媛,张源凯,王洪臣,齐鲁,尹训飞,张晓军 (3135)
山东省典型金矿区土壤重金属空间特征分析与环境风险评估	
王菲,吴泉源,吕建树,董玉龙,曹文涛,康日斐,曹见飞 (3144)	
电子垃圾拆解区土壤重金属空间异质性及分布特征	赵科理,傅伟军,叶正钱,戴巍 (3151)
我国18种不同理化性质的土壤对硒酸盐的吸附解吸作用研究	冯璞阳,李哲,者渝芸,黄杰,梁东丽 (3160)
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,刘红恩 (3169)
聚羧基铝柱撑硅藻土的制备及其对水溶液中Cu ²⁺ 、Zn ²⁺ 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,邢红恩,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)
不同氨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)	

硫自养反硝化处理高含氟光伏废水可行性

马航^{1,2}, 朱强^{1,2}, 朱亮^{1,2}, 李祥^{1,2*}, 黄勇^{1,2}, 魏凡凯^{1,2}, 杨朋兵^{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: 为了研究硫自养反硝化处理高含氟光伏废水的可行性, 室温(20~25℃)下, 采用驯化后的硫自养反硝化生物膜反应器, 探究了不同进水 F^- 浓度对硫自养反硝化脱氮效能的影响。结果表明, 当进水 F^- 浓度为 0~700 $mg \cdot L^{-1}$ 时, 随着 F^- 浓度的提升, 反应器的脱氮效能逐渐提升, 且当 F^- 浓度为 700 $mg \cdot L^{-1}$ 时, 可获最大 TN 去除速率 1.0 $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ 。当进水 F^- 浓度在 700~900 $mg \cdot L^{-1}$ 时, 经短期驯化, TN 去除速率可稳定在 0.81~0.87 $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ 。当进水 F^- 浓度提升至 900 $mg \cdot L^{-1}$ 以上时, 反应器的 TN 去除速率随进水 F^- 浓度的提升而下降, 最低至 0.4~0.5 $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ 。以光伏废水为研究对象, 在进水 F^- 浓度为 800 $mg \cdot L^{-1}$ 左右, 进水 NO_3^- -N 浓度为 390~420 $mg \cdot L^{-1}$, HRT 为 8.8 h 的条件下, 经 50 d 运行后, 获得稳定的脱氮效能, TN 去除速率为 1.1 $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$, 出水 TN 为 15~25 $mg \cdot L^{-1}$, 达到污水接管排放标准。采用传统反硝化工艺和硫自养反硝化工艺脱氮处理光伏废水的成本分别为 2.468 $元 \cdot t^{-1}$ 和 2.072 $元 \cdot t^{-1}$, 硫自养反硝化工艺更节约脱氮处理成本。

关键词: 硫自养反硝化; 高含氟光伏废水; 单质硫; 脱氮效能; 氟影响

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)08-3094-07 DOI: 10.13227/j.hjxx.2016.08.034

Feasibility of Sulfur-based Autotrophic Denitrification of Photovoltaic Wastewater Containing High Fluorine

MA Hang^{1,2}, ZHU Qiang^{1,2}, ZHU Liang^{1,2}, LI Xiang^{1,2*}, HUANG Yong^{1,2}, WEI Fan-kai^{1,2}, YANG Peng-bing^{1,2}

(1. School of Environment 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: Effect of different influent F^- concentrations on nitrogen removal efficiency of sulfur-based autotrophic denitrification was researched at room temperature (20–25℃) using domesticated biofilm reactor to explore the feasibility of sulfur-based autotrophic denitrification of photovoltaic wastewater containing high fluorine. The results indicated that when the influent F^- concentration was in the range of 0–700 $mg \cdot L^{-1}$, the nitrogen removal efficiency promoted with rising influent F^- concentration. The maximum TN removal rate of 1.0 $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ was attained with the influent F^- concentration was 700 $mg \cdot L^{-1}$. When the influent F^- concentration increased to 700–900 $mg \cdot L^{-1}$, the removal rate of TN reached a stable level at 0.81–0.87 $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ after short-term domestication. When the influent F^- concentration was above 900 $mg \cdot L^{-1}$, the removal efficiency of reactor lowered with rising influent F^- concentration. The minimum TN removal rate was 0.4–0.5 $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$. Photovoltaic wastewater was used as the influent of the reactor. After 50 d operation, the reactor gained steady denitrification efficiency. With the influent NO_3^- -N concentration of 390–420 $mg \cdot L^{-1}$, F^- concentration of 800 $mg \cdot L^{-1}$, and HRT of 8.8 h, the maximum TN removal rate of 1.1 $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ was attained. The effluent TN concentration was 15–25 $mg \cdot L^{-1}$, which met the standard of sewage discharge. Costs of treating photovoltaic wastewater by disposing conventional denitrification and sulfur-based autotrophic denitrification were 2.468 Yuan $\cdot t^{-1}$ and 2.072 Yuan $\cdot t^{-1}$, respectively. Compared with conventional denitrification, the sulfur-based autotrophic denitrification could save more costs.

Key words: sulfur-based autotrophic denitrification; photovoltaic wastewater containing high fluorine; element sulfur; nitrogen removal efficiency; effect of fluoride

光伏产业的迅速发展解除了传统发电技术的弊端, 减少了空气污染, 保护了环境。但是在多晶硅片生产过程中, 会产生粉尘、固体废弃物、酸碱废液、烟气等有害污染物^[1,2]。在清洗和制绒硅片的过程中, 会用到具有腐蚀性的 HF、HNO₃ 等酸液, 因此会产生大量含 F^- 和 NO_3^- 的废水^[3]。 NO_3^- -N 的去除若采用物理化学法处理成本较高^[4~6], 因而大部分还是采用生物脱氮工艺去除污水中 NO_3^- -N^[7,8]。传统的生物脱氮一般采用异养反硝化进行, 但异养反

硝化需要外加有机碳源、污泥产量大, 后续处理还需要额外的费用^[9,10]。

硫自养反硝化作为一种自养生物脱氮, 目前受

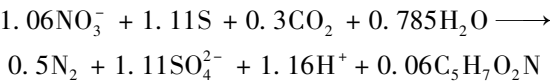
收稿日期: 2016-02-28; 修订日期: 2016-03-26

基金项目: 国家自然科学基金项目(51478284, 51408387); 2015 年江苏省大学生创新实践训练计划项目(201510332029Y); 江苏省环境科学与工程重点专业(类)项目; 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; 苏州市分离净化材料与技术重点实验室项目(SZS201512)

作者简介: 马航(1996~), 男, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: mhllymhh@qq.com

* 通讯联系人, E-mail: lixiang68411364@163.com

到众多研究者的关注. 所谓硫自养反硝化是指采用单质硫作为电子供体, 在微生物的作用下将水中 NO_3^- -N 还原成 N_2 , 达到脱氮的目的. Koenig 等^[11] 研究硫自养反硝化动力学表明, 当进水中无氨氮时, 硫自养反硝化的反应方程式如下:



相比于传统反硝化, 硫自养反硝化无需外加有机碳源, 具有污泥产量小、运行成本低的优点^[12], 目前广泛应用于地下水等含低浓度 NO_3^- 水体的处理^[13~16], 由于随着进水 NO_3^- 浓度的提升会生成更多 SO_4^{2-} , 造成新的污染, 因此很少应用于高浓度 NO_3^- 废水的处理. 本课题组前期将硫自养反硝化应用于高浓度 NO_3^- 废水的处理, 在进水 NO_3^- -N 浓度为 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, HRT 为 3.3 h 的条件下, NO_3^- -N 去除率为 91%, TN 去除率为 77%, TN 去除速率为 $0.67\sim0.83\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 因此尝试将其应用于光伏废水的处理.

光伏废水中含有高浓度的 F^- , 会对生物产生一定的毒性^[17]. 然而关于 F^- 对自养反硝化菌的影响及硫自养反硝化处理光伏废水的研究甚少, 为此本试验以模拟废水和光伏废水为研究对象, 探讨了不同 F^- 浓度对硫自养反硝化脱氮效能的影响及硫自养反硝化处理光伏废水的可行性, 并对比分析了传统反硝化和硫自养反硝化两大工艺处理光伏废水的经济成本, 以期为处理光伏废水及其他高含氟废水提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验装置

反应装置为柱状由有机玻璃制成, 如图 1 所示,

有效体积 2 L. 反应器配有搅拌及三相分离装置, 搅拌速度 $150\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$. 进水方式为连续流, 进水流量由兰格蠕动泵控制. 室温 ($20\sim25^\circ\text{C}$) 条件运行.

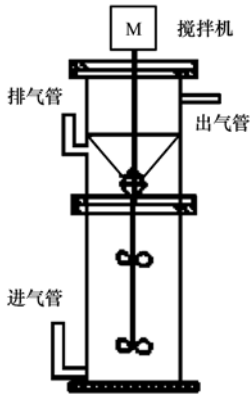


图 1 反硝化反应器示意
Fig. 1 Schematic diagram of the denitrification reactor

1.2 接种污泥

反应器为驯化后的硫自养反硝化生物膜反应器, 采用单质硫 (粒径 0.8 mm) 作为电子供体, 最初接种污泥为厌氧颗粒污泥, 硫自养反硝化反应器启动成功后 TN 去除速率为 $0.75\sim0.84\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, TN 去除率为 70%~75%.

1.3 反应器进水水质

试验前期进水为模拟废水. 废水主要组成 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$): $1\ 080\text{ KNO}_3$, $220\sim3\ 100\text{ NaF}$, $27\text{ KH}_2\text{PO}_4$, $20\text{ MgCl}_2\cdot6\text{H}_2\text{O}$, 以及 $1\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 微量元素: $5\ 000\text{ EDTA}$, $5\ 000\text{ MnCl}_2\cdot\text{H}_2\text{O}$, $3\ 000\text{ FeSO}_4\cdot7\text{H}_2\text{O}$, $50\text{ CoCl}_2\cdot6\text{H}_2\text{O}$, $40\text{ NiCl}_2\cdot6\text{H}_2\text{O}$, $20\text{ H}_3\text{BO}_3$, $20\text{ (NH}_4)_2\text{MoO}_4$, 10 CuSO_4 , 3 ZnSO_4 . 同时加入 $4\ 500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{ NaHCO}_3$ 提供碱度和无机碳源. 光伏废水取自苏州某太阳能电池板生产企业, 多晶硅片生产清洗废水, 水质指标如表 1 所示.

表 1 清洗废水主要水质指标

Table 1 Main quality indexes of cleaning wastewater

NO_3^- -N/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	NO_2^- -N/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	F^- / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	TOC/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	pH
442.80 ± 37.02	0	781.9 ± 54.64	0	1.95 ± 0.42

1.4 试验方法

F^- 对硫自养反硝化的影响: 恒定进水 NO_3^- -N 的浓度 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 水力停留时间控制在 3.3 h. 将进水 F^- 浓度从 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐步提升, 每次提升前以反应器脱氮能力稳定为依据. 通过进出水 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、 F^- 和 SO_4^{2-} 浓度变化, 探究不同 F^- 浓度对硫自养反硝化反应器脱氮效能的阶段影响.

光伏废水硫自养反硝化脱氮: 以光伏废水作为

反应器进水, 进水 F^- 浓度为 $800\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, NO_3^- -N 浓度 $400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右. 通过进出水 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、 F^- 和 SO_4^{2-} 浓度变化, 观察硫自养反硝化反应器脱氮效能, 探究硫自养反硝化处理高含氟光伏废水的可行性.

1.5 分析项目及方法

取反应器进水、出水, 过滤后采用离子色谱 (戴安 IC-900) 测定 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、 F^- 和 SO_4^{2-} 浓度,

采用 pH 计 (pHS-3E) 测定进出水 pH 值。

在进水 F^- 浓度为 0、800、1 400 $mg \cdot L^{-1}$ 时, 分别从反应器中取适量污泥, 作扫描式电子显微镜分析。

2 结果与讨论

2.1 不同 F^- 浓度对硫自养反硝化脱氮效能的阶段影响

反应器的运行可大致分为两个阶段。阶段 1 (0 ~ 116 d), 设置初始进水 F^- 浓度为 100 $mg \cdot L^{-1}$, NO_3^- -N 浓度为 150 $mg \cdot L^{-1}$, HRT 为 3.3 h, 其出水水质变化如图 2 所示。此阶段出水 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 浓度分别为 15 $mg \cdot L^{-1}$ 和 25 $mg \cdot L^{-1}$, 与未引入 F^- 的基本相同, 说明反应器的脱氮效能未受影响。当 F^-

浓度提升至 200 $mg \cdot L^{-1}$, 出水 NO_3^- -N 降低至 0 $mg \cdot L^{-1}$, NO_2^- -N 也略有降低。反硝化过程中, NO_3^- -N 先转化为 NO_2^- -N, 进而 NO_2^- -N 转化为 N_2 [18]。该浓度下的 F^- 对反硝化的两个过程都有促进作用。随着 F^- 浓度提升至 500 $mg \cdot L^{-1}$, 出水 NO_3^- -N 上升至 4 ~ 10 $mg \cdot L^{-1}$, 出水 NO_2^- -N 略有降低, 但出水 TN 减小至 15 ~ 20 $mg \cdot L^{-1}$, TN 去除速率由 0.86 $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ 上升至 0.97 $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ 。说明在该浓度下, F^- 抑制了 NO_3^- -N 向 NO_2^- -N 的转化, 同时促进了 NO_2^- -N 向 N_2 的转化, 导致出水 TN 的下降。反应器运行的第 24 ~ 40 d, 进水 F^- 浓度为 500 ~ 700 $mg \cdot L^{-1}$, 出水 NO_2^- -N 变为 0 $mg \cdot L^{-1}$, 出水 NO_3^- -N 逐渐上升至 15 ~ 30 $mg \cdot L^{-1}$, 且在进水 F^- 浓度为 700 $mg \cdot L^{-1}$ 时获得最大 TN 去除速率 1.0

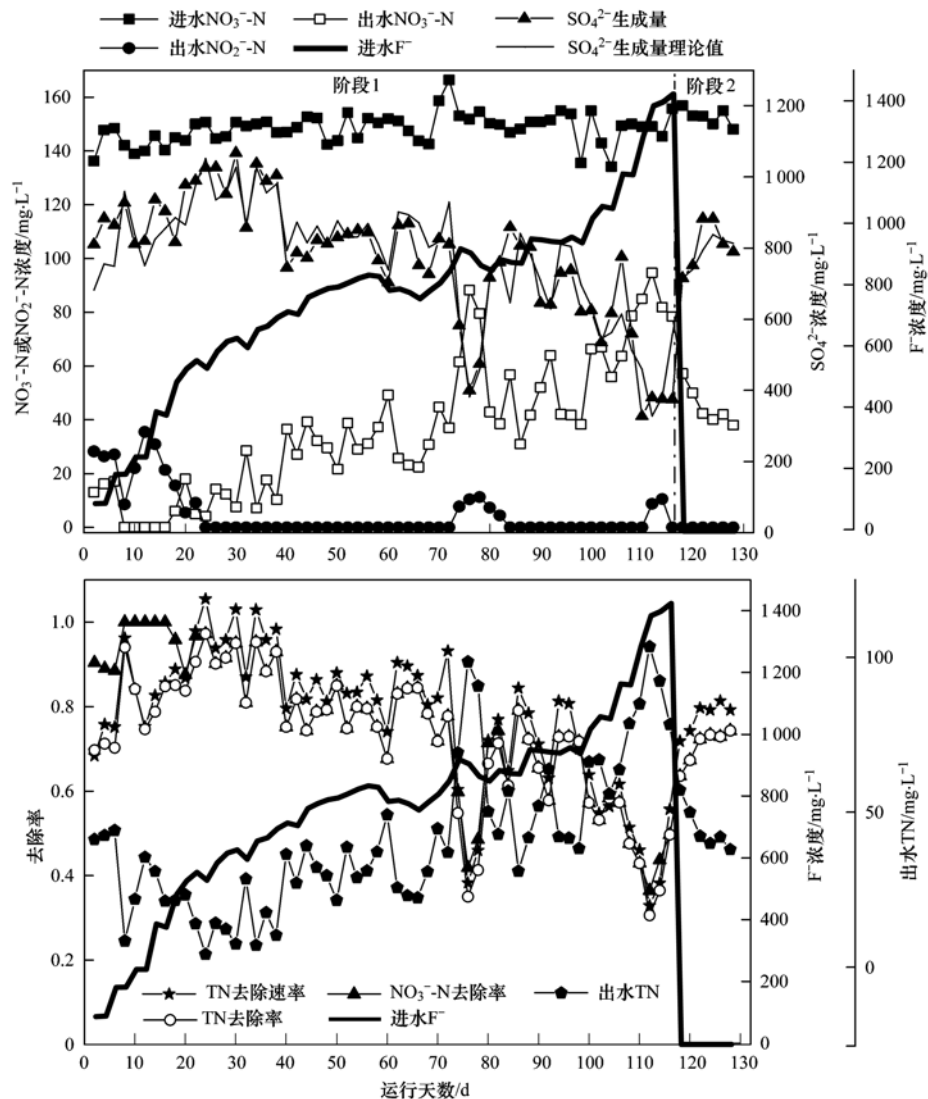


图2 不同进水 F^- 浓度对反应器脱氮效能的影响

Fig. 2 Effect of different influent F^- concentrations on the nitrogen removal efficiency of the reactor

$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 进一步说明在此阶段, F^- 抑制了 NO_3^- -N 向 NO_2^- -N 的转化.

当进水 F^- 浓度提升至 $900 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 出水 NO_2^- -N 由 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 提升至 $4 \sim 7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_3^- -N 浓度提升至 $60 \sim 80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除速率下降为 $0.45 \sim 0.6 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 可能是反应器内微生物不适应 $900 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 F^- 浓度, 整个反硝化过程受到了抑制, 导致 TN 去除速率的大幅度下降. 继续以 $900 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 F^- 浓度运行至第 88 d, 出水 NO_2^- -N 变为 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_3^- -N 降低至 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除速率上升至 $0.8 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 可能是由于 F^- 对反应器污泥的驯化作用, 生物膜中微生物逐渐适应了高含氟进水.

随后, 随着进水 F^- 浓度由 $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 提升至 $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 NO_3^- -N 在较长时间内不能降低, 且出水 NO_3^- -N 浓度升高至 $70 \sim 90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除速率最低下降至 $0.4 \sim 0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 说明此时 F^- 严重抑制了 NO_3^- -N 向 NO_2^- -N 的转化. 当进水 F^- 浓度提升至 $900 \sim 1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 对硫自养反硝化反应器脱氮效能产生明显的抑制作用. 且随着 F^- 浓度的增加, 抑制效果越强.

为了探究此阶段的抑制效果是否可逆, 阶段 2 (118 ~ 128 d), 将进水 F^- 浓度降低至 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 第

120 d 后出水 NO_2^- -N 仍然为 0, 出水 NO_3^- -N 由 $85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 且在之后的几天, 出水 NO_3^- -N 逐渐下降至 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除速率提升至 $0.6 \sim 0.8 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 因此 F^- 浓度对硫自养反硝化的抑制是可逆的.

反应器运行过程中, 理论上每转化 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NO_3^- -N 会产生 $7.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ SO_4^{2-} , 本试验中每转化 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NO_3^- -N 产生了 $6.84 \sim 7.68 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ SO_4^{2-} , 相对误差在 10% 以内, 说明整个脱氮过程是由硫自养反硝化菌完成的.

2.2 SEM(扫描式电子显微镜)图片分析

在进水 F^- 浓度为 0、800 和 $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 分别从反应器中取适量污泥, 处理后作扫描电镜分析, 分析结果如图 3 所示, 反应器内微生物以球状菌为主, 当进水 F^- 浓度分别为 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应器中微生物形态无明显差异. 当进水 F^- 浓度为 $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 虽然反应器的脱氮效能明显下降, 但由图 3(c) 可知, 污泥上仍富集大量的球状菌. 说明此时微生物的活性仅受到抑制, 未出现大量死亡的现象. 因此当进水 F^- 浓度由 $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 下降至 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应器的脱氮效能能在短期内恢复.

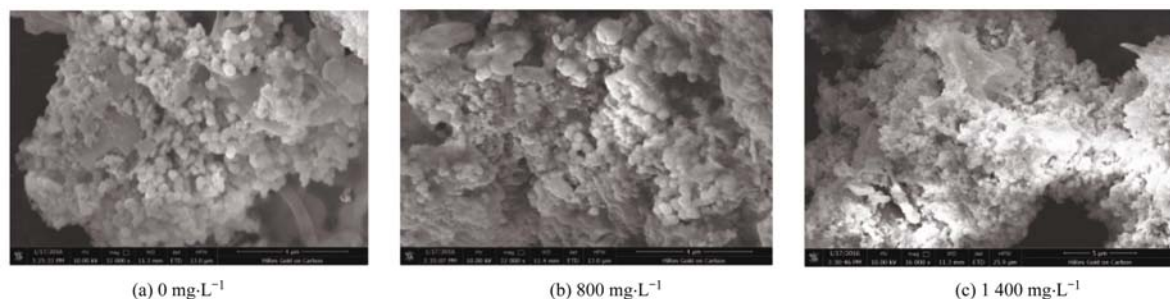


图 3 0、800 及 $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 进水 F^- 浓度下 SEM 图像

Fig. 3 SEM images under influent F^- concentrations of 0, 800 and $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

2.3 硫自养反硝化反应器 TN 去除速率与进水 F^- 浓度的关系

随着进水 F^- 浓度的升高, 反应器的 TN 去除率呈现先升高、后稳定、再降低的趋势. 如图 4 所示, 大致可分为 3 个阶段. I 刺激阶段: 当进水 F^- 浓度在 $0 \sim 700 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TN 去除率随着 F^- 的提升而增大, 可能由于盐度的增加促进了硫自养反硝化反应的进行^[19]. 且当进水 F^- 浓度为 $700 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 可获最大 TN 去除速率 $1.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. II 稳定阶段: 当进水浓度在 $700 \sim 900 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 经短期驯化, 反应器 TN 去除率稳定在 $0.81 \sim 0.87$

$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. III 抑制阶段: 当进水 F^- 大于 $900 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 随着 F^- 浓度的增加, TN 去除率逐渐下降. 当进水 F^- 浓度提升至 $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 此时 TN 去除速率与初始去除速率 $0.75 \sim 0.84 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 相当. 当进水 F^- 浓度提升至 $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除率降低至 $0.4 \sim 0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 约为初始 TN 去除速率的一半.

在 F^- 浓度为 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应器的脱氮效能未大幅度下降, 说明驯化后的生物膜反应器对 F^- 的耐受性较强, 满足大多数含氟废水的需要. 当 F^- 浓度超过 $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应器的 TN 去除速率低

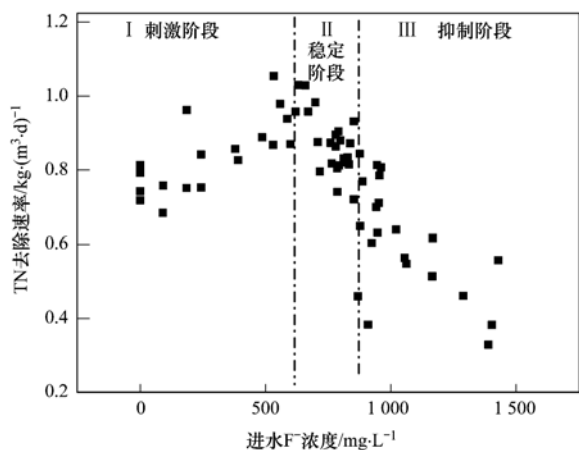


图4 反应器 TN 去除速率与进水 F^- 浓度的关系

Fig. 4 Relationship between TN removal rate of reactor and influent F^- concentration

于初始去除速率 $0.75 \sim 0.84 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 彭志俊^[17]通过研究表明氟化物与微生物表面的蛋白质作用,影响了正常的新陈代谢,且这种作用随着氟化物浓度的提升而提升. 因此,本试验中较高的 F^- 浓度可能破坏了微生物的结构,导致脱氮效能的下降.

结合 2.1 节的分析,可推测硫自养反硝化的两个过程分别由两种不同的功能菌完成,两种功能菌分别负责 NO_3^- -N 向 NO_2^- -N 的转化和 NO_2^- -N 向 N_2 的转化,且这两种功能菌对 F^- 浓度的耐受性不同,导致在整个提升 F^- 浓度的阶段,出水 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 的改变不同步. 研究不同 F^- 浓度对硫自养反硝化两个过程的影响对于处理光伏废水具有重要意义.

2.4 硫自养反硝化反应器处理光伏废水

以光伏废水为研究对象(图 5),控制进水 NO_3^- -N 浓度为 $390 \sim 420 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, F^- 浓度为 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右. 为保持进水 NO_3^- -N 负荷与之前一致,将 HRT 上调为 8.8 h. 刚运行时,反应器出水 NO_2^- -N 浓度为 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_3^- -N 浓度为 $60 \sim 65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,达不到排放标准. 可能是部分微生物不适应较高的 NO_3^- -N 浓度. 继续运行反应器,微生物逐渐适应了高 NO_3^- -N 进水,反应器的脱氮效能逐步提升. 第 15 d,反应器的 NO_3^- -N 去除率提升至 90%, TN 去除速率提升至 $0.96 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 之后 30 d,随着反应器 NO_3^- -N 去除率的提高. 最终,出水 TN 浓度稳定在 $15 \sim 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,达到污水接管排放标准, TN 去除速率达 $1.1 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$.

NO_2^- -N 作为反硝化过程的中间产物,危害比 NO_3^- -N 更大^[20]. 但在本处理过程中出水无 NO_2^- -N 的积累,可能原因有以下 3 点:①较长的 HRT 能使 NO_2^- -N 向 N_2 的转化这一过程反应完全;②结合上述分析可知,在 F^- 浓度为 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NO_3^- -N 向 NO_2^- -N 的转化过程受到抑制,出水无 NO_2^- -N 积累;③ $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 F^- 对 NO_2^- -N 向 N_2 的转化这一过程无影响或起促进作用.

近年来国内外关于硫自养反硝化生物脱氮的研究甚多,但多数用于低 NO_3^- -N 浓度地下水的处理,主要是因为随着 NO_3^- -N 转化量的增加,会生成更多的 SO_4^{2-} ,带来二次污染^[21,22]. 光伏废水处理过程本就需要投加 Ca^{2+} 进行除 F^- ^[23],因此可加入 Ca^{2+} 与

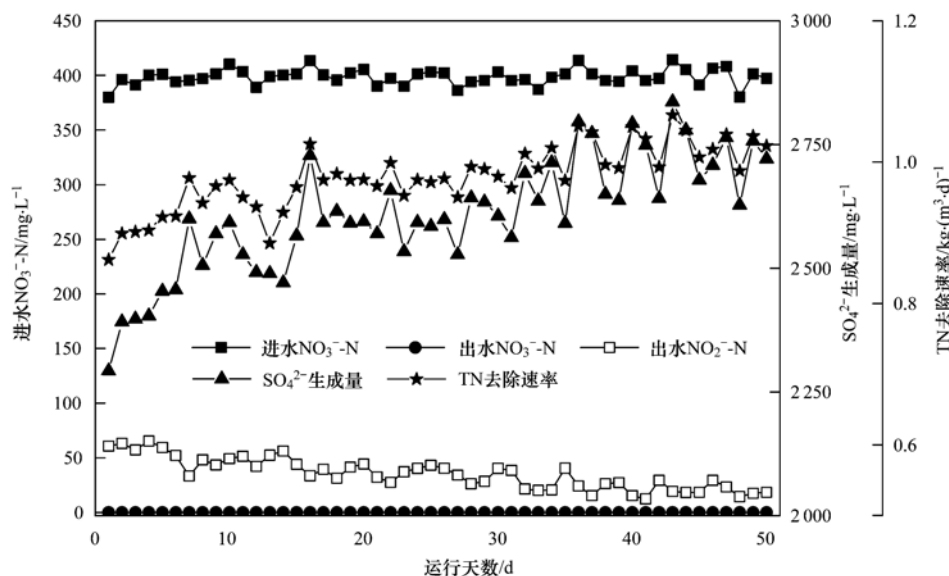


图5 硫自养反硝化反应器处理光伏废水

Fig. 5 Treating photovoltaic wastewater by sulfur-based autotrophic denitrification reactor

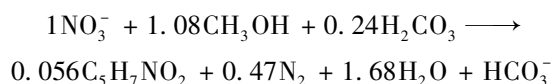
SO_4^{2-} 形成 CaSO_4 沉淀来消除 SO_4^{2-} 带来的污染。

3 硫自养反硝化与传统反硝化脱氮处理光伏废水成本对比

由本试验可得 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 F^- 对硫自养反硝化无抑制作用, 且在处理光伏废水的过程中仍能保持较高的脱氮效能。相比于传统反硝化脱氮工艺, 硫自养反硝化脱氮工艺具有污泥产量小、无需外加有机碳源、运行成本低、二次污染小的优点, 尽可能地减小处理成本是一个企业的最终目标。为更好地对比两种反硝化工艺处理光伏废水的成本, 对每部分处理方法的脱氮成本作以下计算。

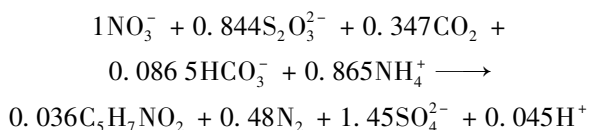
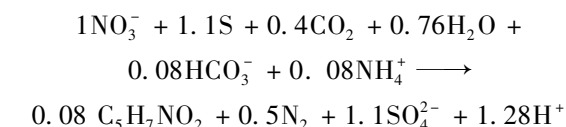
设待处理 1t 光伏废水, 废水 NO_3^- -N 浓度为 $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 同时要求出水 SO_4^{2-} 浓度满足地表水环境质量标准^[24] (SO_4^{2-} 浓度 $\leq 250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。

若采用传统反硝化方法进行脱氮, 可采用甲醇或者乙酸盐提供有机碳源进行生物脱氮^[9,12]。甲醇的价格相对便宜, 且 TOC 含量高, 反应方程式为:



1 t 光伏废水中 NO_3^- -N 含量为 400 g, 若采用传统反硝化方法进行去除, 则需要 987.42 g 甲醇提供电子供体, 甲醇价格按 $2500 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 计算, 需消耗 2.468 元。

对于硫自养反硝化脱氮工艺, 可采用 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 或单质 S 作为电子供体^[25], 反应方程式分别为:



虽然采用 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 作为电子供体能获得较快的反应速率^[26], 但对比两个反应方程式可以看出, 相对于 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$, 采用单质硫作为硫自养反硝化电子供体, 转化等量的 NO_3^- , 生成的 SO_4^{2-} 更少; 且单质硫价格相对低廉^[27], 因此采用单质硫作为电子供体更能节约处理成本。在进水无氨氮的情况下, 若采用硫自养反硝化方法去除 NO_3^- -N, 则需要 957.41 g 单质硫提供电子供体, 单质硫按 $1200 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 计算, 则单质硫成本为 1.148 元; 经硫自养反硝化处理后, 出水 SO_4^{2-} 升高至 $2942.22 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 为了使出水 SO_4^{2-} 达标,

须将超出的 $2692 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{SO}_4^{2-}$ 去除, 经计算需要 1093 g Ca^{2+} 进行沉淀, 即需要 $\text{CaO } 1541 \text{ g}$, 按 $600 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 计算, CaO 成本约为 0.9248 元 。采用硫自养反硝化处理光伏废水成本共计 2.0728 元 。

由上面的计算可知, 处理 1t 光伏废水, 传统反硝化方法需耗材 2.468 元, 硫自养反硝化方法耗材共 2.0728 元 。此外, 传统反硝化会产生更多的污泥, 处理污泥还需要额外的费用。综上可知, 采用硫自养反硝化方法去除污水中的 NO_3^- -N 更经济。

4 结论

(1) F^- 对硫自养反硝化脱氮效能的影响可分为刺激阶段 ($0 \sim 700 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、稳定阶段 ($700 \sim 900 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和抑制阶段 ($900 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上)。进水 F^- 浓度为 $700 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 获最大 TN 去除速率 $1.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; 进水 F^- 浓度为 $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TN 去除速率最低可至 $0.4 \sim 0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。

(2) 以光伏废水为研究对象, 进水 NO_3^- -N 浓度为 $390 \sim 420 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, F^- 浓度为 $790 \sim 810 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, HRT 为 8.8h, TN 去除速率可达 $1.1 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 出水 TN 为 $15 \sim 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 达到污水接管排放标准。

(3) 将进水 F^- 浓度由 $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 短期内反应器的 TN 去除速率由 $0.4 \sim 0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 提升至 $0.6 \sim 0.8 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 说明 F^- 对硫自养反硝化的抑制效果是可逆的。

(4) 采用硫自养反硝化工艺脱氮处理光伏废水成本为 $2.0728 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 。与传统反硝化相比, 利用硫自养反硝化工艺脱氮处理光伏废水可节约 $0.4 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 。

参考文献:

- [1] 卢兰兰, 毕冬勤, 刘壮, 等. 光伏太阳能电池生产过程中的污染问题[J]. 中国科学: 化学, 2013, 43(6): 687-703.
- [2] 许伟军, 高璠, 王家德. 多晶硅企业生产废水处理工程实例[J]. 中国给水排水, 2012, 28(20): 129-132.
- [3] Alvarez-Guerra E, Dominguez-Ramos A, Irabien A. Design of the Photovoltaic Solar Electro-Oxidation (PSEO) process for wastewater treatment[J]. Chemical Engineering Research and Design, 2011, 89(12): 2679-2685.
- [4] 周玲, 李铁龙, 全化民, 等. 还原铁粉去除地下水中硝酸盐氮的研究[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(2): 368-372.
- [5] 高建峰, 徐春彦, 王久芬, 等. 无机膜复合催化反应器脱除水中硝酸盐氮[J]. 环境化学, 2008, 27(5): 596-599.
- [6] 张环, 金朝晖, 韩璐, 等. 负载型纳米铁化学反硝化法去除硝酸盐氮的研究[J]. 中国给水排水, 2006, 22(15): 83-87.
- [7] Bi Z, Takekawa M, Park G, et al. Effects of the C/N ratio and

- bacterial populations on nitrogen removal in the simultaneous anammox and heterotrophic denitrification process: mathematic modeling and batch experiments [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, **280**: 606-613.
- [8] Duan J M, Feng H D, Su B, *et al.* Characterization of a halophilic heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium and its application on treatment of saline wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2015, **179**: 421-428.
- [9] Glass C, Silverstein J. Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation[J]. *Water Research*, 1998, **32**(3): 831-839.
- [10] Bezbaruah A N, Zhang T C. Performance of a constructed wetland with a sulfur/limestone denitrification section for wastewater nitrogen removal [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, **37**(8): 1690-1697.
- [11] Koenig A, Liu L H. Kinetic model of autotrophic denitrification in sulphur packed-bed reactors[J]. *Water Research*, 2001, **35**(8): 1969-1978.
- [12] Sahinkaya E, Yurtsever A, Aktaş Ö, *et al.* Sulfur-based autotrophic denitrification of drinking water using a membrane bioreactor[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, **268**: 180-186.
- [13] 欧阳丽华, 周伟丽, 张振家, 等. 包埋固定化微生物的硫自养反硝化实验研究[J]. *环境科学*, 2011, **32**(6): 1644-1652.
- [14] 万东锦, 刘会娟, 雷鹏举, 等. 硫自养反硝化去除地下水中硝酸盐氮的研究[J]. *环境工程学报*, 2009, **3**(1): 1-5.
- [15] Kong Z, Feng C P, Chen N, *et al.* A soil infiltration system incorporated with sulfur-utilizing autotrophic denitrification (SISSAD) for domestic wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2014, **159**: 272-279.
- [16] Wan D J, Liu H J, Liu R P, *et al.* Study of a combined sulfur autotrophic with proton-exchange membrane electrodialytic denitrification technology: sulfate control and pH balance [J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(23): 10803-10809.
- [17] 彭志俊. 影响 *A. f* 菌活性的氟毒物活性形态及其影响机制的初步研究[D]. 长沙: 中南大学, 2012.
- [18] Wen J P, Pan L, Du L P, *et al.* The denitrification treatment of low C/N ratio nitrate-nitrogen wastewater in a gas-liquid-solid fluidized bed bioreactor [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2003, **94**(2): 155-159.
- [19] 王子超. 盐度和重金属对序批式生物反应器性能及微生物群落结构影响的研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2014.
- [20] Kleinjans J C S, Albering H J, Marx A, *et al.* Nitrate contamination of drinking water: evaluation of genotoxic risk in human populations [J]. *Environmental Health Perspectives*, 1991, **94**: 189-193.
- [21] Sun Y M, Nemat M. Evaluation of sulfur-based autotrophic denitrification and denitritation for biological removal of nitrate and nitrite from contaminated waters [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **114**: 207-216.
- [22] 叶良涛, 左胜鹏. 脱氮硫杆菌自养反硝化及其影响因素研究进展[J]. *环境科学与管理*, 2011, **36**(3): 58-63.
- [23] 史婷婷, 杨秀丽, 王宁涛. 聚合硫酸铁和钙盐除氟试验研究[J]. *安全与环境工程*, 2009, **16**(2): 58-61.
- [24] GB 3838-2002, 地表水环境质量标准[S].
- [25] Park J H, Kim S H, Delaune R D, *et al.* Enhancement of nitrate removal in constructed wetlands utilizing a combined autotrophic and heterotrophic denitrification technology for treating hydroponic wastewater containing high nitrate and low organic carbon concentrations [J]. *Agricultural Water Management*, 2015, **162**: 1-14.
- [26] 袁莹, 周伟丽, 王晖, 等. 不同电子供体的硫自养反硝化脱氮实验研究[J]. *环境科学*, 2013, **34**(5): 1835-1844.
- [27] Christianson L, Summerfelt S. Fluidization velocity assessment of commercially available sulfur particles for use in autotrophic denitrification biofilters [J]. *Aquacultural Engineering*, 2014, **60**: 1-5.

CONTENTS

Spatiotemporal Distribution and Source Attribution of SOA in China	CHEN Zhuo, LIU Jun-feng, TAO Wei, <i>et al.</i> (2815)
Emission Inventory of Heavy Metals in Fine Particles Emitted from Residential Coal Burning in China	LIU Hai-biao, KONG Shao-fei, WANG Wei, <i>et al.</i> (2823)
Diurnal Variation of PM _{2.5} Mass Concentration in Beijing and Influence of Meteorological Factors Based on Long Term Date	MIAO Lei, LIAO Xiao-nong, WANG Ying-chun (2836)
Characteristics of Ozone Background Concentration in Beijing from 2004 to 2015	CHENG Nian-liang, LI Yun-ting, ZHANG Da-wei, <i>et al.</i> (2847)
Online Sources about Atmospheric Fine Particles During the 70th Anniversary of Victory Parade in Shijiazhuang	ZHOU Jing-bo, LI Zhi-guo, LU Na, <i>et al.</i> (2855)
Pollution Characteristics of Inorganic Water-soluble Ions in Atmospheric Particulate Matter in Chengdu Plain	JIANG Yan, HE Guang-yan, LUO Bin, <i>et al.</i> (2863)
Observation Analysis on the Characteristics of Meteorological Elements and Pollutants During a Continuous Fog and Haze Episode in Spring in Jiaying City	SHEN Li-juan, WANG Hong-lei, LI Li, <i>et al.</i> (2871)
Characteristics and Source Apportionment of Metals in the Dustfall of Quanzhou City	ZHANG Zong-wei, HU Gong-ren, YU Rui-lian, <i>et al.</i> (2881)
Level and the Courses of Heavy Metals and Its Risk Assessment in Indoor Dust of City: Take Guiyang as a Case	LI Xiao-yan, WANG Lang, ZHANG Shu-ting (2889)
Chemical Characteristics and Source of Acid Precipitation in Guilin	GUO Ya-si, YU Shi, LI Yong-shan, <i>et al.</i> (2897)
Assessment of Gaseous Nitrogen (NH ₃ and N ₂ O) Mitigation After the Application of a Range of New Nitrogen Fertilizers in Summer Maize Cultivation	FAN Hui, JIANG Shan-shan, WEI Ying, <i>et al.</i> (2906)
Soil CO ₂ , CH ₄ and N ₂ O Fluxes from Alpine Meadows on the Plateau of Southern Qinghai Province During Snow Cover Period and Growing Seasons	WU Jian-guo, ZHOU Qiao-fu (2914)
Partial Pressure of Carbon Dioxide and Methane from Autumn to Winter in Xiangxi Bay of the Three Gorges Reservoir	ZHANG Jun-wei, LEI Dan, XIAO Shang-bin, <i>et al.</i> (2924)
Potential Impacts of Climate Change on Phosphorus and DO in Yuqiao Reservoir	ZHANG Chen, LIU Han-an, GAO Xue-ping, <i>et al.</i> (2932)
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	WU Dong, HUANG Zhi-lin, XIAO Wen-fa, <i>et al.</i> (2940)
Response of Inflow Water Quality to Land Use Pattern in Northern Watershed of Lake Erhai	XIANG Song, PANG Yan, CHU Zhao-sheng, <i>et al.</i> (2947)
Effect of Nutrient Cycles in Tributaries on the Transport of Nutrient in the Three Gorge Reservoirs: A Case Study of Caotang River	WANG Xiao-tong, LUO Guang-fu, CAO Man, <i>et al.</i> (2957)
Transient Storage Characteristics of Artificial Pool Geomorphic Structure in an Agricultural Headwater Stream	LI Ru-zhong, HUANG Qing-fei, QIAN Jing, <i>et al.</i> (2964)
Distribution Characteristics of Solute Nitrogen in the Water-Sediment of Farmland Drainage Ditch	LI Qiang-kun, HU Ya-wei, SONG Chang-ji, <i>et al.</i> (2973)
Characteristics and Influencing Factors of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Drawdown Area in the Three Gorges Reservoir	CHAI Xue-si, LEI Li-guo, JIANG Chang-sheng, <i>et al.</i> (2979)
Response Behaviors of Heavy Metals at Tidal Currents Interface and Salinity Interface in the Estuary Area	LIU Jing, ZHENG Bing-hui, LIU Lu-san, <i>et al.</i> (2989)
Simulation of Multimedia Transfer and Fate of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) in Shenzhen Region	CUI Xiao-yu, ZHANG Hong, LUO Ji, <i>et al.</i> (3001)
Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Organochlorine Pesticides in Surface Sediments of Zhelin Bay in Guangdong Province, China	WEI Ya-ning, PAN Jia-chuan, SONG Yu-mei, <i>et al.</i> (3007)
Spatial Distribution Characteristics and Source Analysis of Dissolved Organic Matter in Beiyun River	CHEN Yong-juan, HU Wei-xuan, PANG Shu-jiang, <i>et al.</i> (3017)
Distribution and Environmental Significances of Radionuclides in the Sediment of the Changyi Coastal Wetland	WANG Qi-dong, SONG Jin-ning, LI Xue-gang, <i>et al.</i> (3026)
Fecal Contamination in Laolongdong Underground River as Measured by the Sterol Biomarkers	LIAO Yu, SUN Yu-chuan, WANG Zun-bo, <i>et al.</i> (3034)
Distribution Characteristics and Pollution Status of Phthalate Esters in the Groundwater of Hutuo River Pluvial Fan	CHANG Sheng, ZHAO Xing-ru, LIU Yan, <i>et al.</i> (3041)
Impacts of Land Use on the Source of Dissolved Fatty Acids in Epikarst Spring During Rainy Season	ZHANG Mei, SUN Yu-chuan, XIE Zheng-lan, <i>et al.</i> (3049)
Mechanisms of Phosphorus Removal by Modified Zeolites Substrates Coated with Zn-LDHs in Laboratory-scale Vertical-flow Constructed Wetlands	ZHANG Xiang-ling, HUANG Hua-ling, GUO Lu, <i>et al.</i> (3058)
Synergistic Enhancement on Oxidation of Phenol by Fenton Processes by Adding Ce ³⁺ and Cu ²⁺ Ions	ZHANG Jian-qiao, CHI Hui-zhong, SONG Yang, <i>et al.</i> (3067)
Removal of Humic Acid from Water Using Pt/biochar Electrode Reactor	DING Wen-chuan, XIANG Xing-guang, ZENG Xiao-lan, <i>et al.</i> (3073)
Generation of Graphene-titanium Dioxide Nanotubes Catalytic Board and Its Photocatalysis Capability to Degrade Pentachlorophenol	XU Qi, ZHOU Ze-yu, WANG Hong-tao (3079)
Photocatalytic Degradation Kinetics and Mechanism of Monoazo Dye Acid Yellow 17 by UV/TiO ₂ in Aqueous Solution	YANG Hai, WEI Hong-qin, HU Le-tian, <i>et al.</i> (3086)
Feasibility of Sulfur-based Autotrophic Denitrification of Photovoltaic Wastewater Containing High Fluorine	MA Hang, ZHU Qiang, ZHU Liang, <i>et al.</i> (3094)
Operation Performance of a Bioaugmented Membrane-aerated Biofilm Reactor Treating Atrazine Wastewater	LIU Chun, YU Chang-fu, ZHANG Jing, <i>et al.</i> (3101)
Nitrogen Removal of Municipal Wastewater by ANAMMOX Coupled Shortcut Nitrification in Anaerobic Baffled Reactor	WU Peng, ZHANG Shi-ying, SONG Yin-ling, <i>et al.</i> (3108)
Simultaneous Ferric Reduction with Ammonia Oxidation Phenomena in Activated Sludge in Anaerobic Environment	LI Xiang, LIN Xing, YANG Peng-bing, <i>et al.</i> (3114)
Rapid Start-up of One-stage Autotrophic Nitrogen Removal Process in EGSB Reactor for Wastewater with Low Concentration of Ammonia	GU Shu-jun, FANG Fang, LI Kai, <i>et al.</i> (3120)
Phosphorus Removal Performance in EBPR System under Extra-low Dissolved Oxygen Condition	MA Juan, SONG Lu, YU Xiao-jun, <i>et al.</i> (3128)
Influence of Activated Sludge Surface Properties on Flocculating Settling and Effluent Suspend Solid	HE Zhi-jiang, ZHAO Yuan, ZHANG Yuan-kai, <i>et al.</i> (3135)
Spatial Characteristics and Environmental Risk of Heavy Metals in Typical Gold Mining Area of Shandong Province	WANG Fei, WU Quan-yuan, LÜ Jian-shu, <i>et al.</i> (3144)
Spatial Variation of Soil Heavy Metals in an E-waste Dismantling Area and Their Distribution Characteristics	ZHAO Ke-li, FU Wei-jun, YE Zheng-qian, <i>et al.</i> (3151)
Selenate Adsorption and Desorption in 18 Kinds of Chinese Soil with Their Physicochemical Properties	FENG Pu-yang, LI Zhe, ZHE Yu-yun, <i>et al.</i> (3160)
Adsorption Characteristics of Arsenite on Goethite by Flow Stirring Method	LI Xin, YANG Jun, RAO Wei, <i>et al.</i> (3169)
Preparation of Poly-hydroxy-aluminum Pillared Diatomite and Characteristics of Cu ²⁺ , Zn ²⁺ Adsorption on the Pillar in Aqueous Solutions	ZHU Jian, LEI Ming-jing, WANG Ping, <i>et al.</i> (3177)
Preparation and NH ₄ ⁺ -N Removal Performance of a Novel Filter Substrate Made from Sludges	WANG Wen-dong, LIU Hui, ZHANG Yin-ting, <i>et al.</i> (3186)
Preparation of Nanocomposite Hydrogel and Its Adsorption of Heavy Metal Ions	ZHU Qian, LI Zheng-kui, ZHANG Yi-pin, <i>et al.</i> (3192)
Prediction of PAHs Bioavailability in Spiked Soil by Composite Extraction with Hydroxypropyl-β-cyclodextrin and Rhamnolipid	ZHANG Ya-nan, YANG Xing-lun, BIAN Yong-rong, <i>et al.</i> (3201)
Biological Effects of ZnO Nanoparticles as Influenced by Arbuscular Mycorrhizal Inoculation and Phosphorus Fertilization	JING Xin-xin, SU Zhi-zhong, XING Hong-en, <i>et al.</i> (3208)
Difference of Species Sensitivities for Aquatic Life Criteria in China and the USA	WANG Xiao-nan, YAN Zhen-guang, YU Ruo-zhen, <i>et al.</i> (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, <i>et al.</i> (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, <i>et al.</i> (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 境 科 学

(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

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	赵进才	Editor-in -Chief		ZHAO Jin-cai
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	中国国际图书贸易集团有限公司 (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