

百方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社



2019

Vol.40 No.2
第40卷 第2期

目次

冬季山谷风和海陆风对京津冀地区大气污染分布的影响 李青春, 李炬, 郑祚芳, 王耀庭, 于淼 (513)

珠三角地区利用 PM_{2.5} 反演气溶胶数浓度谱方法 李菲, 谭浩波, 邓雪娇, 邹宇, 刘礼, 蔡明甫, 张芷言, 周声圳 (525)

广州冬季气溶胶中水溶性有机物和类腐殖质的吸光性和荧光光谱特性 范行军, 余旭芳, 操涛, 王艳, 肖新, 谢越, 李飞跃, 宋建中, 彭平安 (532)

扬州市 PM_{2.5} 中重金属来源及潜在健康风险评估 董世豪, 谢扬, 皇甫延琦, 史旭荣, 易睿, 史国良, 冯银厂 (540)

聊城市冬季 PM_{2.5} 中正构烷烃和糖类的污染特征及来源解析 刘晓迪, 孟静静, 侯战方, 衣雅男, 魏本杰, 伏梦璇 (548)

博斯腾湖流域大气多环芳烃污染特征、干沉降通量及来源 宋世杰, 黄韬, 赵留元, 毛潇萱, 穆熙, 高宏, 马建民 (558)

某集约化肉鸡饲养场 PM_{2.5} 中抗生素抗性基因的分布特征 刘菲, 许霞, 屠博文, 汪楚乔, 江晓栋, 王利平, 薛银刚 (567)

水汽源地和局地蒸发对大气降水氢氧稳定同位素组分的影响 胡勇博, 肖薇, 钱雨妃, 刘强, 谢成玉, 张秀芳, 张文庆, 温学发, 刘寿东, 李旭辉 (573)

滇池大气沉降氮磷形态特征及其入湖负荷贡献 任加国, 贾海斌, 焦立新, 王一茹, 杨苏文, 武倩倩, 高秋生, 崔志丹, 郝子峰 (582)

基于地统计学分析的太湖颗粒态和溶解态氮、磷营养盐时空分布特征及来源分析 吕伟伟, 姚昕, 张保华, 高光, 邵克强 (590)

湖泊蓝藻水华对连通河道水质的影响 余茂蕾, 洪国喜, 许海, 朱广伟, 朱梦圆, 权秋梅 (603)

异龙湖沉积物重金属人为污染与潜在生态风险 李小林, 刘恩峰, 于真真, 张恩楼, 林祺, 王荣, 沈吉 (614)

珠江河口悬浮物中重金属时空变化特征及其影响因素 杜佳, 王永红, 黄清辉, 戴琦, 杨远东 (625)

北运河粪源微生物分布特征及健康风险评估 陈磊, 李蕾芳, 郅晓沙, 张普, 戴莹, 肖月晨, 沈珍瑶 (633)

氧化还原循环过程中沉积物磷的形态及迁移转化规律 郝文超, 王从锋, 杨正健, 刘德富, 纪道斌, 赵萍, 丹勇, 胡子龙 (640)

磁性赭铁改性膨润土添加对河道底泥磷迁移与形态转化的影响 王艳, 林建伟, 詹艳慧, 张宏华, 张志斌, 何思琪, 赵钰颖, 吴小龙, 俞阳 (649)

钙预处理对磁性赭铁改性膨润土吸附水中磷酸盐的影响 赵钰颖, 林建伟, 张宏华, 张志斌, 詹艳慧, 姜博汇, 何思琪, 俞阳, 吴小龙, 王艳, 陈璐, 李十盛 (658)

NH₄⁺ 对镁改性生物炭除磷效果的影响 郭蒙蒙, 王鹏飞, 侯泽英, 曹晶, 储昭升, 杨永哲 (669)

3种吸附剂对污水磷污染去除性能与机制比较 吴露, 刘锋, 龙睿, 罗沛, 肖润林, 陈向, 吴金水 (677)

硝酸纤维素膜光降解水中对硝基苯酚的机制 代志峰, 赵同谦, 阴永光, 余加平, 武俐, 郅超, 孙静阳, 罗玉俊 (685)

ZnTiO₂-TiO₂ 复合光催化剂的制备及光催化降解有机污染物机制分析 张文海, 吉庆华, 兰华春, 李静 (693)

高指数晶面 TiO₂ 对铬的吸附及光催化去除 钟德健, 张建峰, 李尧, 谢晓丹 (701)

Fe⁰/海藻酸钙微球还原-Fenton 氧化协同降解酸性红 B 张环, 李爽爽, 魏俊富, 傅敏, 李雪曦, 丁琦, 白蓉 (708)

不同滤料滤池启动期内对铁锰离子的去除机制 蔡言安, 毕学军, 张嘉凝, 何睿, 董杨, 王海港 (717)

SGO 改性复合纳滤膜的制备及分盐性能 张彦君, 张少峰, 赵长伟, 王军 (724)

一体式铝盐絮体-超滤膜净水效能与机制 薛文清, 李文江, 刘娟, 马百文 (730)

臭氧-CNT 膜改性联用工艺通量及膜污染分析 王凯伦, 刘芳, 关羽琪, 祝学东, 董丹, 薛小雷, 马燕林, 栾桂荣, 郭瑾 (738)

多环芳烃及其衍生物在 SBR/MBBR 工艺中的分布与去除 刘淑惠, 田伟君, 周建仁, 赵婧, 王喆 (747)

微气泡曝气生物膜反应器处理低 C/N 比废水脱氮过程 刘春, 王聪聪, 陈晓轩, 张静, 张瑞娜, 张磊 (754)

从枝菌根强化型生态浮床处理煤化工模拟含盐废水 袁文清, 何皓, 宋文萍, 王曙光, 戴东伟 (761)

夏季高温下污水处理厂生物处理系统的硝化性能及强化方法 宋天伟, 盛晓琳, 王家德, 刘锐, 陈吕军 (768)

硝化包埋菌颗粒氨吸附性能及动力学特性 于德爽, 吕廷廷, 陈光辉, 王晓霞, 唐鹏, 黄硕, 刘诚诚, 杜世明 (774)

乙酸钠作为碳源不同污泥源短程反硝化过程亚硝酸盐积累特性 毕春雪, 于德爽, 杜世明, 王晓霞, 陈光辉, 王钧, 巩秀珍, 都叶奇 (783)

DPR-SNED 系统处理低 C/N 城市污水与硝酸盐废水的运行特性 杜世明, 于德爽, 毕春雪, 王晓霞, 陈光辉, 袁梦飞, 甄建园, 张帆, 吕廷廷 (791)

间歇曝气连续流反应器同步硝化反硝化除磷 赵智超, 黄剑明, 李健, 张为堂, 张力航, 吴雪晴, 陈永志 (799)

ABR-MBR 反硝化除磷工艺的启动及稳定运行 韦佳敏, 蒋志云, 程诚, 朱琳, 刘文如, 沈耀良 (808)

进水 C/N 对 SNEDPR 系统脱氮除磷的影响 都叶奇, 于德爽, 甄建园, 王晓霞, 陈光辉, 唐鹏, 王钧, 毕春雪, 巩秀珍, 黄硕, 刘诚诚 (816)

ABR 除碳-CANON 耦合工艺除碳脱氮特性 李田, 印雯, 王昕竹, 沈耀良, 吴鹏, 宋吟玲 (823)

不同曝气密度对 CANON 工艺启动的影响 李冬, 高雪健, 张杰, 曹正美, 郭跃洲, 李帅 (829)

调控温度和沉降时间实现 ANAMMOX 颗粒快速启动及其稳定运行 李海玲, 李冬, 张杰, 刘博, 李帅 (837)

C/N 和污泥浓度对以 pH 值调控的亚硝化系统影响 张敏, 韦佳敏, 黄慧敏, 姜滢, 郭萌蕾, 陈重军, 沈耀良 (845)

基于活性微生物特征的供水管壁生物膜生长特性 王杨, 朱斌, 董俊, 白晓慧 (853)

黄山土壤细菌群落和酶活性海拔分布特征 姚兰, 胡立煌, 张焕朝, 方炎明, 王良梅 (859)

基于高通量测序分析的生物修复石油污染土壤菌群结构变化 祁燕云, 吴蔓莉, 祝长成, 叶茜琼, 徐会宁 (869)

硝化作用对盐碱湿地 N₂O 排放的影响及其环境因子分析 杨曲, 高伟峰, 刘凤琴, 王文锋, 马建华, 徐卓, 梁红, 高大文 (876)

长期定位施用牛粪对夏玉米-冬小麦体系农田 N₂O 和 NO 排放的影响 聂皇华, 张家升, 和周明, 安梅, 杨学云, 顾江新 (885)

地膜覆盖和施肥对菜地 N₂O 排放的影响 倪雪, 郝庆菊, 陈世杰, 李晓茜, 石孝均, 江长胜 (893)

双季稻品种根际特征与甲烷排放差异及其关系 肖志祥, 傅志强, 徐华勤, 苏姗, 郭昱, 张浪, 唐剑武 (904)

多年施用生物炭对河南烤烟种植区土壤呼吸的影响 李亚森, 丁松爽, 殷金玉, 李佳轶, 周迪, 刘国顺 (915)

桂林毛村不同土地利用方式下土壤呼吸空间变异特征 丁梦凯, 胡晓农, 曹建华, 吴夏, 黄芬, 王奇岗, 闵佳 (924)

工业发达城市土壤重金属时空变异与源解析 李锋, 刘思源, 李艳, 史舟 (934)

膨润土对不同类型农田土壤重金属形态及生物有效性的影响 林海, 靳晓娜, 董颖博, 罗明科, 赵一鸣 (945)

缙云山不同林分下土壤有机碳及矿化特征 陈仕奇, 吕盛, 高明, 黄容 (953)

复杂地形条件下根系对土壤有机碳的贡献 张彦军, 郭胜利 (961)

不同水平外源碳在稻田土壤转化与分配的微生物响应特征 王季斐, 童瑶瑶, 祝贞科, 陈珊, 邓悟悟, 葛东达, 吴金水 (970)

宝鸡市植被叶子重金属分布规律及生态风险评价 张俊辉, 林青, 姜珊, 刘滨, 李东兴, 王彦虎 (978)

生物炭对污泥堆肥及其利用过程重金属有效态的影响 周楫, 余亚伟, 蒋越, 杨雨滢, 张成 (987)

污泥停留时间对餐厨垃圾与剩余污泥中温厌氧混合发酵系统的影响 袁宏林, 马静, 邢保山, 温俊伟, 韩宇乐, 李倩, 王晓昌 (994)

热碱-分步酶水解-厌氧消化工艺处理秸秆畜粪混合物料及其甲烷高值化条件 卞爱琴, 远野, 张璐璐, 付强, 陈天明, 何磊, 丁成, 王爱杰 (1003)

《环境科学》征订启事(547) 《环境科学》征稿简则(828) 信息(581, 933, 952)

进水 C/N 对 SNEDPR 系统脱氮除磷的影响

都叶奇, 于德爽, 甄建园, 王晓霞*, 陈光辉, 唐鹏, 王钧, 毕春雪, 巩秀珍, 黄硕, 刘诚诚
(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

摘要: 为了解同步硝化内源反硝化系统(SNEDPR)脱氮除磷性能, 采用延时厌氧(180 min)/低氧(溶解氧 0.5~2.0 mg·L⁻¹)运行的 SBR 反应器, 以人工配置的模拟废水为处理对象, 先采用恒定进水 C/N(为 10), 以实现 SNEDPR 的启动和聚磷菌(PAOs)的富集培养, 再调控进水 C/N 值(分别为 10、7.5、5 和 2.5), 考察不同 C/N 对系统的脱氮除磷性能的影响. 结果表明, 当进水 C/N 为 10, 可实现 SNEDPR 的启动与深度脱氮除磷, 出水 PO₄³⁻-P 和总氮(TN)浓度分别平均为 0.1 mg·L⁻¹ 和 8.1 mg·L⁻¹, PO₄³⁻-P 去除率、TN 去除率和 SNED 率平均值分别为 99.79%、89.38% 和 58.0%. 当进水 C/N 由 5 提高至 10 时, 系统维持良好的脱氮除磷性能, 释磷量(PRA)和 SNED 率分别由 16.0 mg·L⁻¹ 和 48.0% 提高至 24.4 mg·L⁻¹ 和 69.2%; 当 C/N 为 10 时, TN 和 PO₄³⁻-P 去除率最高达 94.5% 和 100%; 当 C/N 为 2.5 时, 系统失去脱氮、除磷性能, PRA 和 SNED 率仅为 1.36 mg·L⁻¹ 和 10%. 在系统稳定运行阶段(C/N 为 10、7.5 和 5), SNED 率达 85.9%, 出水 NH₄⁺-N、NO_x⁻-N 和 PO₄³⁻-P 浓度平均为 0、8.1 和 0.1 mg·L⁻¹.

关键词: 碳氮比; 同步硝化内源反硝化(SNED); 反硝化除磷; 聚磷菌(PAOs); 反硝化聚糖菌

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2019)02-0816-07 **DOI:** 10.13227/j.hj.kx.201806172

Effect of Influent C/N Ratio on the Nutrient Removal Characteristics of SNEDPR Systems

DU Ye-qi, YU De-shuang, ZHEN Jian-yuan, WANG Xiao-xia*, CHEN Guang-hui, TANG Peng, WANG Jun, BI Chun-xue, GONG Xiu-zhen, HUANG Shuo, LIU Cheng-cheng
(School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China)

Abstract: To determine the performance of nitrogen and phosphorus removal within a simultaneous nitrification endogenous denitrification system (SNEDPR), an extended anaerobic/low aerobic (dissolved oxygen: 0.5-2.0 mg·L⁻¹)-operated sequencing batch reactor (SBR) was fed with simulation wastewater. The SBR was initiated under a constant influent C/N ratio of 10, with the simultaneous enrichment of polyphosphate-accumulating organisms (PAOs). It was then investigated at different influent C/N ratios of 10, 7.5, 5, and 2.5. The experimental results indicated that, when the influent C/N ratio was 10, SNEDPR could be successfully started up. The effluent PO₄³⁻-P and total nitrogen (TN) concentrations were 0.1 mg·L⁻¹ and 8.1 mg·L⁻¹. PO₄³⁻-P efficiency, TN efficiency, and SNED efficiency were 99.79%, 89.38%, and 58.0%, respectively. When the influent C/N ratio increased from 5 to 10, the nitrogen and phosphorus removal performance of the system improved with PRA, and SNED efficiency increased from 16.0 mg·L⁻¹ and 48.0% to 24.4 mg·L⁻¹ and 69.2%, respectively. When the C/N ratio was 10, the TN and PO₄³⁻-P removal efficiencies increased to 94.5% and 100%, respectively. When the C/N ratio was decreased to 2.5, the nitrogen and phosphorus removal performance of the system decreased. The PRA and SNED efficiencies were only 1.36 mg·L⁻¹ and 10%, respectively. During the stable phase of the system (C/N ratio were 10, 7.5 and 5), SNED efficiency reached to 85.9%, with the average effluent concentration of NH₄⁺-N, NO_x⁻-N, and PO₄³⁻-P being 0.0, 8.1, and 0.1 mg·L⁻¹, respectively.

Key words: C/N ratio; simultaneous nitrification-endogenous denitrification(SNED); denitrifying phosphorus removal; phosphorus accumulating organisms(PAOs); denitrifying glycogen accumulating organisms

我国城市污水水质特点为低碳氮比(一般 C/N 为 3.3~8.5)^[1], 污水厂为达标排放在处理城市污水过程中需额外投加碳源, 期间会伴有 CO₂ 气体的产生, 由此不仅增加了处理成本而且还会造成环境污染. 有研究表明, 碳源的投加量会影响硝化反硝化过程, 当碳氮比低于完全反硝化所需的最小值时, 可造成 NO₂⁻-N 积累, 发生不完全硝化^[2]; 而当碳源过量时, 硝化作用会受到抑制, 导致出水中有机物含量增加^[2], 降低出水水质.

同步硝化内源反硝化(SNED)^[3-5]系统, 是指在好氧条件下, 硝化菌进行硝化反应的同时, 反硝

化聚磷菌(DPAOs)和反硝化聚糖菌(DGAOs)^[6]利用细胞内储存的 PHAs 作为内碳源, 以 NO₃⁻、NO₂⁻ 为电子受体进行缺氧反硝化(除磷)反应^[7]. 在厌氧/好氧条件下运行的同步硝化内源反硝化除磷(SNEDPR)系统中, PAOs 和 GAOs 在厌氧段储存的 PHAs 可用于后续好氧段的吸磷过程及 SNED 脱氮

收稿日期: 2018-06-20; 修订日期: 2018-07-07

基金项目: 国家自然科学基金项目(51778304, 51708311); 山东省自然科学基金项目(ZR2017BEE002); 中国博士后科学基金项目(2017M612209)

作者简介: 都叶奇(1994~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: d_duyeqi@163.com

* 通信作者, E-mail: elainewangxx@163.com

过程, 进而降低出水中 NO_x^- -N 的含量, 其可在提高系统脱氮率而且同时减少 NO_x^- -N 对下一反应周期 PAOs 释磷过程的影响. SNEDPR 系统采用延时厌氧时, 有利于强化内碳源的储存; 且其好氧段采用低氧曝气(溶解氧在 $0.5 \sim 2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)时, 与传统硝化反硝化脱氮过程相比可节省 50% 以上的曝气量^[4, 8~11]. SNEDPR 系统促使 DPAOs 替代同时硝化反硝化(SND)工艺中常规反硝化菌, 成为反硝化过程的优势菌群, 使硝化和反硝化、除磷同时发生. 因此, SNEDPR 工艺可实现“一碳多用”, 解决了反硝化脱氮过程与除磷过程之间对碳源的矛盾与竞争, 且具有气量消耗低、无需外加有机碳源、污泥产量少等优势, 是一种节能、降耗的污水处理工艺.

而有关污水生物脱氮除磷的影响因素的研究主要集中在碳源种类及浓度^[12~14]、溶解氧(DO)、厌氧时间和污泥龄(SRT)^[15~18]等方面, 近年来, 有研究发现 C/N 是生物脱氮除磷关键因素之一. 有学者发现, 高的 C/N 下, 异养菌会优先利用氨物质进行合成代谢, 大量消耗 DO, 从而抑制自养好氧型硝化菌的活性, 并阻碍硝化作用的顺利进行^[6, 7, 19]; 故近年来有关 SNEDPR 工艺的研究主要集中在低 C/N; 在高 C/N 下, 成功启动 SNEDPR 系统的研究鲜有报道, Lo 等^[20]在 SBR 中以 C/N 为 15 启动的 SNEDPR, SND 率仅为 16.7%, TN 去除率仅为 26.7%. 在高 C/N(C/N=10)的情况下, 成

功启动 SNEDPR-SBR 系统, 并进一步研究在不同 C/N 下系统脱氮除磷特性的研究尚未见报道.

本研究以人工配置的模拟废水为处理对象, 采用延时厌氧(180 min)/低氧(溶解氧 $0.5 \sim 2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)运行的 SBR 反应器, 首先以进水 C/N 为 10 启动 SNEDPR-SBR 系统, 并通过调控不同进水 COD 浓度来考察不同 C/N 对 SNEDPR-SBR 脱氮除磷性能的影响. 此外, 通过分析系统典型周期内基质浓度等的变化情况, 可进一步了解系统的脱氮除磷机制, 以期 SNEDPR 系统应用于不同 C/N 污水和实际工程应用提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验装置与运行方式

本试验反应器为序批式反应器(SBR), 采用有机玻璃制成, 总容积为 13 L, 有效容积为 8 L, 充水比为 0.375. 反应器采用延时厌氧搅拌/曝气搅拌的运行方式, 每天运行 4 周期, 每周期为 6 h, 其中进水 10 min, 延时厌氧 180 min, 好氧 150 min, 沉淀 10 min, 排水 10 min. 反应器内污泥浓度维持在 $2\,500 \sim 3\,500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SRT 为 10 d, HRT 为 16 h. 曝气段 DO 浓度控制在 $0.5 \sim 2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 沿反应器有机玻璃壁的垂直方向设置一排取样口, 用于取样和排水.

如表 1 中, 根据 COD 浓度不同将反应器运行分为 4 个阶段.

表 1 不同阶段下进水水质情况

Table 1 Concentration of the substrates at different stages

项目	阶段一	阶段二	阶段三	阶段四
厌氧时间/min	180	180	180	180
好氧时间/min	150	150	150	150
SRT/d	10	10	10	10
HRT/h	16	16	16	16
曝气段溶解氧/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$0.5 \sim 2.0$	$0.5 \sim 2.0$	$0.5 \sim 2.0$	$0.5 \sim 2.0$
温度/ $^{\circ}\text{C}$	20	20	20	20
进水 COD 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	600	450	300	150
进水 NH_4^+ 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	60	60	60	60
C/N	10	7.5	5	2.5

1.2 试验用水及接种污泥

人工模拟废水水质: NH_4^+ -N 浓度为 $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_2^- -N 浓度 $< 1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_3^- -N 浓度 $< 1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, PO_4^{3-} -P 浓度为 $6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 浓度为 $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CaCl_2 浓度为 $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NaHCO_3 浓度为 $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, 微量元素 $1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ (如表 2), pH 值为 $7.3 \sim 7.6$. 试验过程中, 通过向废水中投加不同质量的无水乙酸钠来调控进水 C/N 比.

试验污泥接种于青岛市某污水处理厂二沉池

回流污泥, 接种后 SBR 反应器内污泥浓度 (MLSS) 为 $3\,848 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SV 为 64%, SVI 为 $166.32 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$.

经过 60 d, 在进水 COD 浓度为 $600 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NH_4^+ -N 浓度为 $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, C/N 为 10 的情况下, 成功启动了 SNEDPR-SBR 系统, SV 为 22%, SVI 为 $56.74 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. 成功启动 SNEDPR-SBR 系统后, 逐步降低进水 COD 浓度, 研究较低进水 C/N 对 SNEDPR-SBR 系统脱氮除磷的影响.

表 2 微量元素 I 和 II 成分/ $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Table 2 Trace elements I and II composition/ $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

微量元素种类	项目	参数
I	EDTA	5
I	$\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	5
II	EDTA	15
II	$\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.99
II	$\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.25
II	$\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.43
II	$\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.19
II	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.16
II	$\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.24
II	$\text{Na}_2\text{SeO}_3\cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.159 6
II	H_3BO_3	0.011

1.3 内碳源的 COD 量($\text{COD}_{\text{intra}}$)

SNEDPR 系统厌氧段有机碳源的消耗量(COD_{AC})主要包括两部分:一部分是通过异养菌的外源反硝化作用去除的 COD 量(COD_{dn}),另一部分是通过 PAOs 和 GAOs 的作用储存为内碳源的 COD 量($\text{COD}_{\text{intra}}$). $\text{COD}_{\text{intra}}$ 的计算方法见式(1)~(2).

$$\text{COD}_{\text{dn}} = 2.86\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} + 1.71\Delta\text{NO}_2^- - \text{N} \quad (1)$$

$$\text{COD}_{\text{intra}} = \text{COD}_{\text{AC}} - \text{COD}_{\text{dn}} \quad (2)$$

式中, ΔNO_2^- 和 ΔNO_3^- 分别为系统厌氧段 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化量, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 1.71 和 2.86 分别为单位质量浓度的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 被异养菌反硝化时所消耗的 COD 浓度(质量比).

1.4 SNED 率

SNED 率用以表示在 SNEDPR 系统好氧段的氮损失情况^[21], 其计算方法见公式(3):

$$\text{SNED} = [1 - (\Delta\text{NO}_3^- + \Delta\text{NO}_2^-) / \Delta\text{NH}_4^+] \times 100\% \quad (3)$$

式中, ΔNH_4^+ 、 ΔNO_2^- 和 ΔNO_3^- 分别为系统好氧段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化量, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

1.5 检测方法

水样经过中速滤纸(最大孔径 15~20 μm)过滤后测定以下各参数: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法^[22]、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺分光光度法^[22]、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用麝香草酚分光光度法^[22]、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 采用钼酸铵分光光度计测定^[22]; COD 采用联华 5B-3A 型 COD 快速测定仪测定; MLSS 与 MLVSS 采用重量法测定; pH 值采用雷磁 PHS-3CpH 计测定、温度与 DO 值采用雷磁便携式溶解氧仪测定. 此外, SBR 反应器运行第 15 d 和 60 d 时, 测定一个典型运行周期内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 和 COD 浓度及 pH 值、DO 浓度的变化情况.

用 OLYMPUSCX-31 显微镜对污泥絮体形态进

行观察, SV 是活性污泥在 100 mL 的量筒内静沉 30 min 测得. SVI 值根据 SV 和 MLSS 进行计算得到^[5]. 反应中用污泥指数(SVI)来反映污泥沉降性能. 当 SVI 值到 $150 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 以上时, 认为发生污泥膨胀^[6].

2 结果与讨论

2.1 C/N 对 SNEDPR 系统 COD 去除情况的影响

从图 1 可知, 本试验中 4 个不同 C/N(10、7.5、5 和 2.5)条件下进水 COD 浓度分别为 600、450、300 和 $150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 进水 COD 浓度相差较大, 但厌氧末 COD 浓度相差较小($40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 表明系统所采用延时厌氧的运行方式, 可在厌氧段实现碳源充分储存.

当进水 C/N 为 10 时(与系统启动过程运行条件一致), 系统维持稳定运行. 厌氧末和出水 COD 浓度分别平均为 $76.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $66.59 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 说明进水碳源充足, 厌氧反应结束后仍存在部分碳源剩余. COD 去除率平均为 88.90%, 厌氧段内碳源储存量平均为 $170.24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 占进水 COD 的 63.87%. 说明系统 COD 的去除率较高, 且主要是在厌氧段去除的.

当进水 C/N 为 7.5 时, 系统进水 COD 降低为 $450 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 厌氧末和出水 COD 浓度迅速下降为 $64.71 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $56.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 稳定后厌氧末和出水 COD 浓度分别平均为 $56.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $46.39 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 去除率平均为 89.69%, 厌氧段内碳源储存量平均为 $132.40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

当进水 C/N 为 5 时, 系统进水 COD 降低为 $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 厌氧末和出水 COD 浓度分别平均为 $54.49 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $39.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 与上一阶段相比, 厌氧末和出水 COD 浓度无显著变化, 说明当 $\text{C/N} \leq 7.5$ 时进水提供的碳源并不充足. 该阶段 COD 去除率平均为 86.89%, 厌氧段内碳源储存量平均为 $72.65 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

当进水 C/N 为 2.5 时, 系统进水 COD 降低为 $150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 厌氧末和出水 COD 浓度平均为 $36.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $31.44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 去除率平均为 79.04%. 此外, 碳源严重匮乏, 理论推断厌氧段内碳源储存量趋近于 0.

上述 4 个阶段的 COD 去除率变化较小, 说明了进水 COD 负荷的变化对系统 COD 去除性能的影响不大, 这与戴娴等^[14]的研究结果一致. 当进水 C/N 为 10 时, 总氮去除率平均值为 89.38%, 低氧曝气段存在同步硝化反硝化作用, 在厌氧段因反硝化作用而消耗的 COD 理论值为 $6.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 占进

水 COD 的 1.1%。当 C/N 为 7.5 时, 由计算得出此时厌氧段用于反硝化的 COD 平均值为 $9.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 占进水 COD 的 2.1%。当 C/N 为 5 和 2.5 时, 计算所得厌氧段用于反硝化的 COD 平均值分别为 $9.96 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $19.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 占进水 COD 的 3.32% 和 12.91%。由此可知, 随着进水 COD 负荷的减小, 用于反硝化的 COD 占进水 COD 负荷的比例增大; 且随着 COD 负荷的减小, 内碳源储存量明显减少。因此可以判断, 当 C/N 为 5 和 2.5 时, 反硝化菌对 COD 利用优势明显, 用于释磷及内碳源储存的外碳源比例减小^[23,24]。

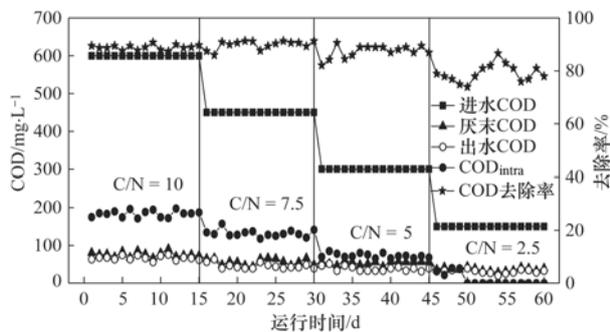


图1 不同进水 C/N 下 COD 浓度、 $\text{COD}_{\text{intra}}$ 和去除率变化情况

Fig. 1 Variations in COD concentration, $\text{COD}_{\text{intra}}$, and removal efficiency under different influent C/N ratios

2.2 C/N 对 SNEDPR 系统好氧段 SNED 率和脱氮性能的影响

系统运行期间 TN 去除率、SNED 率、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度的变化情况见图 2。从中可知, 不同的 C/N (10、7.5、5 和 2.5) 条件下, 系统均表现出良好的硝化性能。出水 NH_4^+ -N 浓度均低于 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NH_4^+ -N 去除率基本达到 100%; 出水 NO_2^- -N 浓度平均值为 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

当 C/N 为 10 时, 出水 NO_3^- -N 浓度平均为 $6.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NH_4^+ -N 去除过程 (100 min) 最缓慢, 去除速率最低, TN 去除率和 SNED 率均维持稳定, 分别平均为 88.38% 和 69.22%。系统低氧曝气段存在着显著的 SNED 现象, 同步硝化反硝化脱氮效果良好。

当 C/N 为 7.5 时, 出水 NO_3^- -N 由 $7.37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐升高至 $9.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在这一阶段初期 (16 ~ 22 d) 出水 NO_3^- -N、TN 去除率和 SNED 率存在波动, 分析原因是异养反硝化菌和 PAOs 竞争碳源; 稳定后 (23 ~ 30 d) 其分别平均为 8.25、85.70 和 $56.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。结合 2.1 节可知, 此阶段出水 NO_3^- -N 浓度升高的原因可能在于进水碳源不充足, 厌氧段存在 PAOs、GAOs 和反硝化细菌对碳源的竞争, 反硝化可利用的碳源减少, 故此时进水碳源浓度为影响出

水 NO_3^- -N 浓度的主要因素; 在该阶段, SNED 率与 TN 去除率的变化趋势相一致, 但其与出水 NO_3^- -N 的变化趋势相反, 其解释了系统脱氮性能降低的原因 (碳源减少, 反硝化可利用的碳源减少, 出水 NO_3^- -N 升高, 脱氮性能下降)。与上一阶段相比, NH_4^+ -N 去除速率提高, 去除时间减少到 80 min, 这与文献 [6, 7, 19] 的研究结果相一致。

当 C/N 为 5 时, 在这一阶段初期 (31 ~ 36 d) 出水 NO_3^- -N、TN 去除率和 SNED 率也存在波动, 稳定后浓度平均分别为 $8.91 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、84.77% 和 47.97%。 NH_4^+ -N 去除速率进一步提高, 分析原因是厌氧末 COD 浓度减少, 在好氧段消耗的水中溶解氧减少, 硝化作用可利用的溶解氧量增加, 使得硝化速率升高。

当 C/N 为 2.5 时, 在这一阶段初期 (46 ~ 52 d) 出水 NO_3^- -N、TN 去除率和 SNED 率亦存在波动。出水 NO_3^- -N 浓度由 $9.92 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐升高为 $24.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 NO_3^- -N 平均浓度高达 $21.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除率和 SNED 率稳定后分别维持在 60% 和 10% 左右。厌氧末阶段出现了 NO_2^- -N 积累的现象, 说明可能存在短程硝化反硝化。结合 2.1 节可知, 内碳源缺乏是造成低氧曝气段内源反硝化受阻的主要原因。此阶段厌氧段释磷消耗了大部分 COD 且内碳源储存量趋近于 0 (如图 1), 好氧段外碳源极少, 一部分碳源还要用于维持微生物的基本生长, 故硝化过程所产生 NO_3^- -N 无法被同步反硝化^[25], 导致 SNED 现象几乎消失。这也说明了 SNED 工艺 C/N 有一定适用范围。

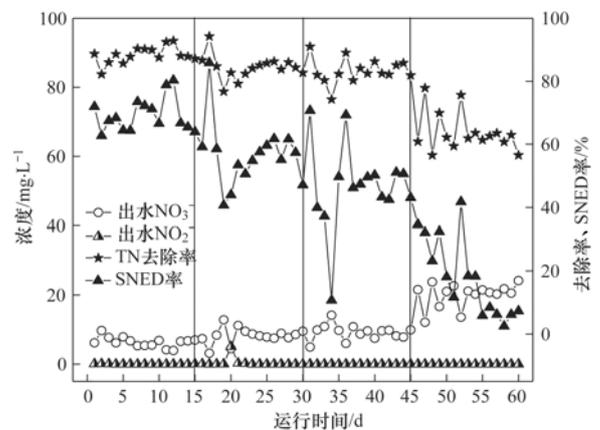


图2 不同进水 C/N 下 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 浓度变化、TN 去除率和 SNED 率

Fig. 2 Variations in NO_3^- -N concentration, NO_2^- -N concentration, TN removal efficiency, and SNED efficiency under different influent C/N ratios

2.3 C/N 对 SNEDPR 系统除磷性能的影响

系统运行期间进出水 PO_4^{3-} -P 浓度、 PO_4^{3-} -P 去除

率、好氧段吸磷量(PUA)、厌氧段释磷量(PRA)的变化情况见图3.

当 C/N 为 10 时, PRA 与 PUA 分别平均为 $24.41 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $26.63 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率稳定维持在 99.8%. 当 C/N 为 10 时, 拥有充足碳源, 系统释磷和吸磷性能良好, 出水中基本检测不到 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的存在, 去除率高达 100%.

当 C/N 为 7.5 时, PRA 和 PUA 协同变化, 变化趋势均先下降后上升并最终维持稳定. PRA 由 $21.18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $17.89 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后稳

定维持在约 $21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. PUA 由 $23.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $19.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后稳定维持在约 $23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 稳定后 (22 ~ 30 d), 出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度均低于 $0.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率均高于 98.5%. 分析 16 ~ 21 d 内系统除磷性能变差的原因在于进水 COD 浓度的大幅降低, 使得 PAOs 可利用的碳源减少, 从而造成释磷过程和吸磷过程受阻; 而 22 ~ 30 d 内系统除磷性能逐渐恢复的原因可能在于有限碳源条件下 PAOs 较 GAOs 已占据竞争优势.

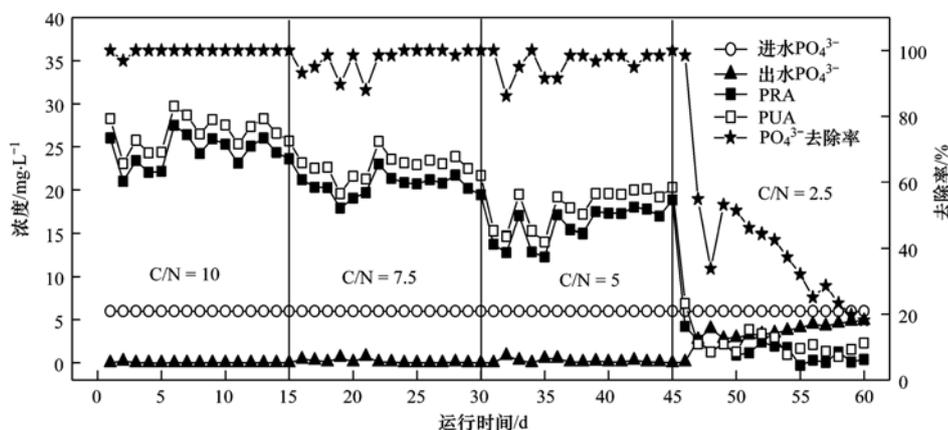


图3 不同进水 C/N 下 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度和去除率、PRA 和 PUA 的变化情况

Fig. 3 Variations in $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentration and removal efficiency, PRA, and PUA under different influent C/N ratios

当 C/N 为 5 时, 初期 (31 ~ 36 d) 除磷性能存在小幅波动, PRA 和 PUA 分别由 $13.76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $15.29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐升高至 $18.83 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $20.31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 稳定后 (22 ~ 30 d), 出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度均低于 $0.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率均高于 95%. PRA 和 PUA 波动趋势与图 1 中内碳源储存量变化趋势相一致, 其解释了系统除磷性能得以逐渐恢复的原因.

当 C/N 为 2.5 时, PRA 和 PUA 平均值分别为 1.36 和 $2.31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度由 $0.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐升高至 $4.91 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率仅为 18%. 分析表明此阶段 (45 ~ 60 d), 进水 COD 匮乏, 不足以维持系统除磷性能. 有研究指出, 微生物的释磷活动是一种呼吸作用, 是生长性呼吸. 当溶液中的碳源耗尽时, 微生物仍然存在一定速度的释磷^[25]. 此阶段存在的微量释磷现象为内源呼吸释磷活动. 从 50 d 开始, 内碳源储存量基本下降为零 (如图 1), 理论上好氧段将没有 PHB 被分解, 为 PAOs 的吸磷过程供能, 吸磷效果差, 因此出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度较高且存在累积现象.

由上可知, SNEDPR-SBR 系统中 PRA 和 PUA 均随进水 C/N 的降低而降低, 说明进水 C/N 是影

响该系统 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除效果的重要因素.

2.4 C/N 对 SNEDPR 系统典型周期内基质浓度影响变化情况分析

为进一步分析 SNEDPR 系统稳定运行过程中的氮磷去除机制, 对系统运行第 15 d 和第 60 d 典型周期内基质浓度变化情况进行了分析 (图 4). 第 15 d 系统厌氧段初始 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度分别为 183.2 、 22.5 、 0.2 、 0.4 和 $6.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

由图 4(a) 可知: 在厌氧段 (180 min), COD 浓度逐渐降低至 $59.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同时 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度逐渐升高至 $26.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化较小, 反硝化耗 COD (COD_{dn}) 仅为 $1.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. PRA 与 $\text{COD}_{\text{intra}}$ 的比值 ($\text{PRA}/\text{COD}_{\text{intra}}$, 以 P/C 摩尔比计, 下同) 为 0.22, 低于 PAOs 厌氧代谢模型中的参数值 (0.5)^[26], 说明该阶段大部分的 $\text{COD}_{\text{intra}}$ (96.3%) 是通过 PAOs 的厌氧释磷过程实现的, 但 GAOs 也参与了外源 COD 向内碳源的转化和储存过程. 此外, 该阶段 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 COD 浓度的变化主要发生在前 40 min 和前 60 min, 在之后的 60 ~ 180 min 内两者几乎保持不变. 说明 60 ~ 180 min 内, $\text{COD}_{\text{intra}}$ 主要是通过 GAOs 的作用实现的. 因此, 在厌氧段, 异养反硝化

菌、PAOs 和 GAOs 均参与了 COD 的去除, 且延时厌氧 180 min 可通过强化 GAOs 的作用来提高外碳源的利用特性及其向内碳源的转化。

在低氧段前 40 min, PO_4^{3-} -P 浓度迅速降低至 $2.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同时 NH_4^+ -N 浓度逐渐降低至 $14.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 但 NO_x^- -N 浓度为 $4.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 在该时间段内 PUA 为 $23.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氮损失 (NRA) 为 $4.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其证实了硝化、好氧吸磷、反硝化除磷或内源反硝化过程的同时存在. 此外, PO_4^{3-} -P 浓度在低氧段第 60 min 时降低至 $0.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下 (PUA 为 $1.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 但氨氧化过程持续至第 100 min 后结束, 且主要产物为 NO_3^- -N (NRA 为 $6.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), PUA/NRA (以 P/N 质量计, 下同) 为 0.3, 远低于 DPAOs 缺氧代谢模型中的参数值 (1.7 和 2.1)^[27], 其证实了同步短程硝化反硝化除磷现象的存在^[28]. 在低氧段的 280 ~ 330 min 内,

PO_4^{3-} -P 维持在 $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, NH_4^+ -N 浓度维持在零. NO_2^- -N 由 $8.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同时 NO_3^- -N 浓度逐渐升高至 $7.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氮损失达 $4.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 证明了同步硝化内源反硝化过程的进行. 因此, SNEDPR-SBR 系统低氧段同步短程硝化、低氧 (反硝化) 吸磷和内源 (短程) 反硝化的同时发生, 解释了该系统可以实现污水高效同步脱氮除磷的原因。

由图 4(b) 可知: 在厌氧段 (180 min), COD 浓度由 $72.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $34.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 且无明显释磷现象, 厌氧末 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度分别为 $10.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 在低氧段, 氨氧化过程持续至第 100 min 后结束, 且主要产物为 NO_x^- -N (NRA 仅为 $2.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 在此阶段基本不存在 SNED 现象, PO_4^{3-} -P 浓度由 $7.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $3.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

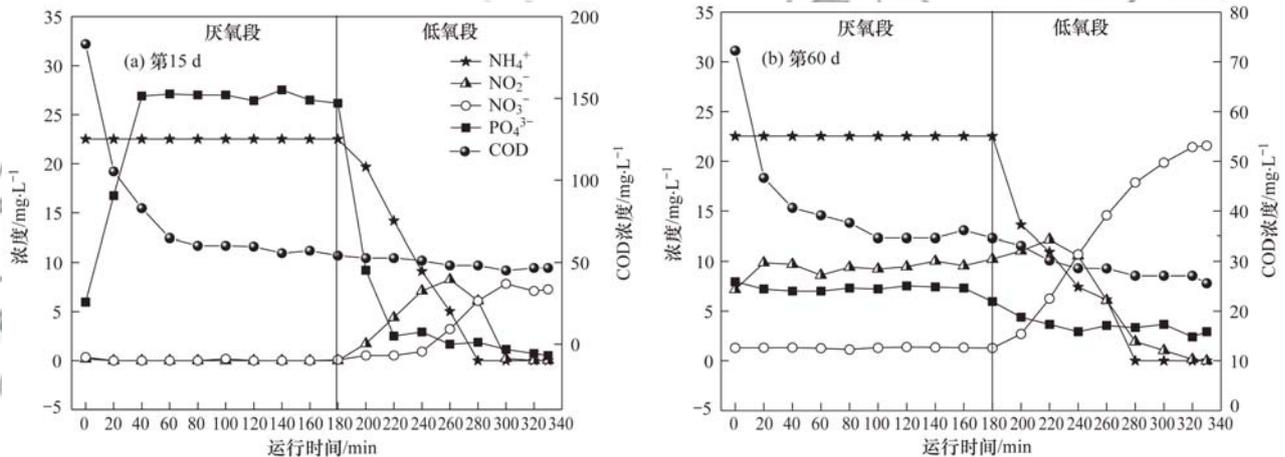


图 4 SNEDPR 系统运行第 15 d 和第 60 d 典型周期基质浓度的变化情况

Fig. 4 Substrate variations in a typical operation cycle of the SNEDPR system on day 15 and day 60

3 结论

(1) 采用延时厌氧/低氧运行的 SBR 反应器, 当进水 C/N 为 10, 可实现 SNEDPR 的启动与深度脱氮除磷. 系统稳定运行阶段, 出水 PO_4^{3-} -P 和 TN 浓度分别平均为 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $8.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SNED 率达 58.0%.

(2) 当系统进水 C/N 由 2.5 提高至 5 时, 系统 TN 和 PO_4^{3-} -P 去除率分别由 66.9% 和 40.6% 提高至 84.8% 和 96.4%, SNED 率由 5.9% 逐渐升高至 48.0%, NH_4^+ -N 去除率维持在 100% 水平. 进水 C/N 的提高有利于强化 SNEDPR 系统的脱氮除磷性能。

(3) SNEDPR 系统厌氧段, 进水中的有机碳源主要用于内碳源的储存 (约 64.5%), 其可为低氧段同步短程硝化、内源 (短程) 反硝化以及好氧 (反

硝化) 吸磷的进行提供内碳源, 保障了系统的高效稳定脱氮除磷。

(4) 当系统进水 C/N 由 10 下降至 2.5 的过程中, 随着进水 C/N 的减少, PAOs 的释磷量和吸磷量逐渐减少, 好氧吸磷速率逐渐减缓, 除磷效果降低; 出水 TN 浓度逐渐升高, 但进水 COD 负荷对系统 COD 去除性能的影响不大。

参考文献:

- [1] Mahne I, Prinčič A, Megušar F. Nitrification/denitrification in nitrogen high-strength liquid wastes [J]. *Water Research*, 1996, **30**(9): 2107-2111.
- [2] Her J J, Huang J S. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough [J]. *Bioresource Technology*, 1995, **54**(1): 45-51.
- [3] 王晓霞. 低 C/N 比污水同步硝化反硝化除磷工艺与优化控制 [D]. 北京: 北京工业大学, 2016.
- [4] Zeng R J, Lemaire R, Yuan Z G, et al. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor [J]. *Biotechnology and*

- Bioengineering, 2003, **84**(2): 170-178.
- [5] 方茜, 张朝升, 张立秋, 等. 同时硝化/反硝化除磷工艺稳定性控制研究[J]. 给水排水, 2014, **40**(11): 132-135.
- [6] 潘芳, 郭刚, 王鸿, 等. 缺氧反应时间对反硝化除磷系统脱氮除磷效果的影响[J]. 四川环境, 2014, **33**(1): 36-40.
Pan F, Guo G, Wang H, *et al.* Impact of anoxic reaction time on denitrifying phosphorus removal performance [J]. Sichuan Environment, 2014, **33**(1): 36-40.
- [7] Gao D W, Yuan X J, Liang H. Reactivation performance of aerobic granules under different storage strategies [J]. Water Research, 2012, **46**(10): 3315-3322.
- [8] Pollice A, Tandoi V, Lestingi C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate [J]. Water Research, 2002, **36**(10): 2541-2546.
- [9] 许松瑜. 双泥折流板反硝化除磷工艺硝化菌的 FISH 检测研究[D]. 苏州: 苏州科技学院, 2011.
Xu S Y. Investigation on the FISH detection of the nitrifying bacteria in two-sludge baffled reactor [D]. Suzhou: Suzhou University of Science and Technology, 2011.
- [10] 闫骏, 王淑莹, 高守有, 等. 低溶氧下低 C/N 值生活污水的同步硝化反硝化[J]. 中国给水排水, 2007, **23**(3): 44-48.
Yan J, Wang S Y, Gao S Y, *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification of wastewater with low C/N ratio under low DO [J]. China Water & Wastewater, 2007, **23**(3): 44-48.
- [11] Tetreault M J, Benedict A H, Kaempfer C, *et al.* Biological phosphorus removal: a technology evaluation [J]. Journal, 1986, **58**(8): 823-837.
- [12] 张万友, 张兰河, 杨涛, 等. 不同有机碳源对 SBR 工艺同步硝化反硝化影响[J]. 化工进展, 2010, **29**(12): 2395-2399.
Zhang W Y, Zhang L H, Yang T, *et al.* Effects of organic carbon on simultaneous nitrification and denitrification in sequencing batch reactor [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2010, **29**(12): 2395-2399.
- [13] 林金奎, 张可方, 方茜, 等. 碳源浓度对同步硝化反硝化协同除磷影响研究[J]. 环境科学与技术, 2009, **32**(9): 5-8.
Lin J L, Zhang K F, Fang Q, *et al.* Effect of carbon concentration on simultaneous nitrification, de nitrification and phosphorus removal in SBR [J]. Environmental Science & Technology, 2009, **32**(9): 5-8.
- [14] 戴娴, 王晓霞, 彭永臻, 等. 进水 C/N 对富集聚磷菌的 SNDPR 系统脱氮除磷的影响[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(9): 2636-2643.
Dai X, Wang X X, Peng Y Z, *et al.* Effect of influent C/N ratio on simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal (SNDPR) enriched with phosphorus accumulating organisms (PAOs) [J]. China Environmental Science, 2015, **35**(9): 2636-2643.
- [15] 林金奎, 张可方, 方茜, 等. DO 对同步硝化反硝化协同除磷的影响[J]. 化工环保, 2009, **29**(2): 109-112.
Lin J L, Zhang K F, Fang Q, *et al.* Effect of DO on simultaneous nitrification-denitrification with phosphorus removal [J]. Environmental Protection of Chemical Industry, 2009, **29**(2): 109-112.
- [16] 戴娴, 彭永臻, 王晓霞, 等. 不同厌氧时间对富集聚磷菌的 SNDPR 系统处理性能的影响[J]. 中国环境科学, 2016, **36**(1): 92-99.
Dai X, Peng Y Z, Wang X X, *et al.* Effect of different anaerobic time on the nutrient removal in simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal (SNDPR) systems enriched with phosphorus accumulating organisms [J]. China Environmental Science, 2016, **36**(1): 92-99.
- [17] Figdore B A, Stensel H D, Winkler M K H. Bioaugmentation of sidestream nitrifying-denitrifying phosphorus-accumulating granules in a low-SRT activated sludge system at low temperature [J]. Water Research, 2018, **135**: 241-250.
- [18] 方茜, 张朝升, 张可方, 等. 污泥龄及 pH 值对同步硝化反硝化过程的影响[J]. 广州大学学报(自然科学版), 2008, **7**(3): 50-54.
- [19] Kong Y H, Beer M, Rees G N, *et al.* Functional analysis of microbial communities in aerobic-anaerobic sequencing batch reactors fed with different phosphorus/carbon (P/C) ratios [J]. Microbiology, 2002, **148**(8): 2299-2307.
- [20] Lo I W, Lo K V, Mavinic D S, *et al.* Contributions of biofilm and suspended sludge to nitrogen transformation and nitrous oxide emission in hybrid sequencing batch system [J]. Journal of Environmental Sciences, 2010, **22**(7): 953-960.
- [21] Wang X X, Wang S Y, Xue T L, *et al.* Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage [J]. Water Research, 2015, **77**: 191-200.
- [22] 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. 252-354.
- [23] 何理, 高大文. 基于反硝化聚磷菌的颗粒污泥的培养[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(2): 383-389.
He L, Gao D W. Cultivate of granular sludge based on denitrifying phosphate accumulating bacteria [J]. China Environmental Science, 2014, **34**(2): 383-389.
- [24] 郑兴灿, 李亚新. 污水除磷脱氮技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1998. 36-62.
- [25] 张可方, 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): 65-67, 70.
Zhang K F, Zhang C S, Luo S Y, *et al.* Coupling of short-cut simultaneous nitrification and denitrification with denitrifying phosphorus removal in SBR [J]. China Water & Wastewater, **2010**, **26**(7): 65-67, 70.
- [26] Smolders G J F, van der Meij J, van Loosdrecht M C M, *et al.* Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1994, **43**(6): 461-470.
- [27] Kerrn-Jespersen J P, Henze M. Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions [J]. Water Research, 1993, **27**(4): 617-624.
- [28] Moya J, Huiliniir C, Peredo K, *et al.* Modeling of simultaneous denitrification-anaerobic digestion-organic matter aerobic oxidation and nitrification in an anoxic-anaerobic-aerobic compact filter reactor [J]. Journal of Biotechnology, 2012, **160**(3-4): 176-188.

CONTENTS

Influence of Mountain Valley Breeze and Sea Land Breeze in Winter on Distribution of Air Pollutants in Beijing-Tianjin-Hebei Region	LI Qing-chun, LI Ju, ZHENG Zuo-fang, <i>et al.</i>	(513)
A Method of Aerosol Particle Number Size Distribution Inversed by PM _{2.5} Mass Concentration in PRD	LI Fei, TAN Hao-bo, DENG Xue-jiao, <i>et al.</i>	(525)
Light Absorption and Fluorescence Characteristics of Atmospheric Water-soluble Organic Compounds and Humic-like Substances During the Winter Season in Guangzhou	FAN Xing-jun, YU Xu-fang, CAO Tao, <i>et al.</i>	(532)
Source Apportionment and Health Risk Quantification of Heavy Metals in PM _{2.5} in Yangzhou, China	DONG Shi-hao, XIE Yang, HUANGFU Yan-qi, <i>et al.</i>	(540)
Pollution Characteristics and Source Analysis of <i>n</i> -alkanes and Saccharides in PM _{2.5} During the Winter in Liaocheng City	LIU Xiao-di, MENG Jing-jing, HOU Zhan-fang, <i>et al.</i>	(548)
Pollution Characteristics, Dry Deposition Fluxes, and Sources for Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Bosten Lake Watershed	SONG Shi-jie, HUANG Tao, ZHAO Liu-yuan, <i>et al.</i>	(558)
Distribution Characteristics of Antibiotic Resistance Genes in PM _{2.5} of a Concentrated Broiler Feeding Operation	LIU Fei, XU Xia, TU Bo-wen, <i>et al.</i>	(567)
Effects of Water Vapor Source and Local Evaporation on the Stable Hydrogen and Oxygen Isotopic Compositions of Precipitation	HU Yong-bo, XIAO Wei, QIAN Yu-fei, <i>et al.</i>	(573)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Formation in Atmospheric Deposition in Dianchi Lake and Their Contributions to Lake Loading	REN Jia-guo, JIA Hai-bin, JIAO Li-xin, <i>et al.</i>	(582)
Temporal-spatial Distribution of Nitrogen and Phosphorus Nutrients in Lake Taihu Based on Geostatistical Analysis	LÜ Wei-wei, YAO Xin, ZHANG Bao-hua, <i>et al.</i>	(590)
Effects of Cyanobacterial Blooms in Eutrophic Lakes on Water Quality of Connected Rivers	YU Mao-lei, HONG Guo-xi, XU Hai, <i>et al.</i>	(603)
Contamination and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Sediments of Yilong Lake, Southwest China	LI Xiao-lin, LIU En-feng, YU Zhen-zhen, <i>et al.</i>	(614)
Temporal and Spatial Characteristics of Heavy Metals in Suspended Particulate Matter in Pearl River Estuary and Its Influencing Factors	DU Jia, WANG Yong-hong, HUANG Qing-hui, <i>et al.</i>	(625)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Microorganism Pollutions in the Beiyun River	CHEN Lei, LI Lei-fang, ZHI Xiao-sha, <i>et al.</i>	(633)
Speciation and Transformation of Phosphorus in Sediments During the Redox Cycle	HAO Wen-chao, WANG Cong-feng, YANG Zheng-jian, <i>et al.</i>	(640)
Effect of Magnetic Zirconium/Iron-Modified Bentonite Addition on Phosphorus Mobilization and Species Transformation in River Sediments	WANG Yan, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i>	(649)
Influence of Calcium Ion Pre-treatment on Phosphate Adsorption onto Magnetic Zirconium/Iron-modified Bentonite	ZHAO Yu-ying, LIN Jian-wei, ZHANG Hong-hua, <i>et al.</i>	(658)
Effect of Nitrogen on Magnesium Modified Biochar Adsorption to Phosphorus	ZHI Meng-meng, WANG Peng-fei, HOU Ze-ying, <i>et al.</i>	(669)
Removal Performance and Mechanism for Treating Phosphorus in Agricultural Wastewater by Three Adsorbents	WU Lu, LIU Feng, LONG Rui, <i>et al.</i>	(677)
Photolysis Mechanism of <i>p</i> -Nitrophenol by Nitrocellulose Membrane in Aqueous Solution	DAI Zhi-feng, ZHAO Tong-qian, YIN Yong-guang, <i>et al.</i>	(685)
Preparation of ZnTiO ₃ /TiO ₂ Photocatalyst and Its Mechanism on Photocatalytic Degradation of Organic Pollutants	ZHANG Wen-hai, JI Qing-hua, LAN Hua-chun, <i>et al.</i>	(693)
Adsorption and Photocatalytic Removal of Chromium on High-index TiO ₂ Facet	ZHONG De-jian, ZHANG Jian-feng, LI Yao, <i>et al.</i>	(701)
Reduction Cooperated Fenton Oxidation of Zero-valent Iron (ZVI) Immobilized in Alginate Microsphere for Degradation of Acid Red B	ZHANG Huan, LI Shuang-shuang, WEI Jun-fu, <i>et al.</i>	(708)
Mechanism of Removing Iron and Manganese from Drinking Water Using Manganese Ore Sand and Quartz Sand as Filtering Material	CAI Yan-an, BI Xue-jun, ZHANG Jia-ning, <i>et al.</i>	(717)
Preparation of Sulfonated Graphene Oxide Modified Composite Nanofiltration Membrane and Application in Salts Separation	ZHANG Yan-jun, ZHANG Shao-feng, ZHAO Chang-wei, <i>et al.</i>	(724)
Purification Efficiency and Mechanism of Integrated Al Salt Flocculation-ultrafiltration Membrane Process	XUE Wen-jing, LI Wen-jiang, LIU Jian, <i>et al.</i>	(730)
Threshold Flux and Membrane Fouling Analysis of the Hybrid Pre-ozonation and CNTs Membrane Modification Process	WANG Kai-lun, LIU Fang, GUAN Yu-qi, <i>et al.</i>	(738)
Distribution and Removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Derivatives in SBR/MBBR Process	LIU Shu-hui, TIAN Wei-jun, ZHOU Jian-ren, <i>et al.</i>	(747)
Biological Nitrogen Removal Process in a Microbubble-aerated Biofilm Reactor Treating Low C/N Wastewater	LIU Chun, WANG Cong-cong, CHEN Xiao-xuan, <i>et al.</i>	(754)
Treatment of Simulated Saline Wastewater from the Coal Chemical Industry Using Ecological Floating Beds Enhanced with Arbuscular Mycorrhiza	DOU Wen-qing, HE Hao, SONG Wen-ping, <i>et al.</i>	(761)
Nitrification and Bioaugmentation of Biological Treatment System of Sewage Treatment Plant at High Temperature in Summer	SONG Tian-wei, SHENG Xiao-lin, WANG Jia-de, <i>et al.</i>	(768)
Characteristics of Ammonia Adsorption and Kinetics by Nitrifying Sludge Immobilized Pellets	YU De-shuang, LÜ Ting-ting, CHEN Guang-hui, <i>et al.</i>	(774)
Nitrite Accumulation Characteristics of Partial Denitrification in Different Sludge Sources Using Sodium Acetate as Carbon Source	BI Chun-xue, YU De-shuang, DU Shi-ming, <i>et al.</i>	(783)
Operating Characteristics of a DPR-SNED System Treating Low C/N Municipal Wastewater and Nitrate-containing Sewage	DU Shi-ming, YU De-shuang, BI Chun-xue, <i>et al.</i>	(791)
Simultaneous Nitrification and Denitrifying Phosphorus Removal in Continuous Flow Reactor with Intermittent Aeration	ZHAO Zhi-chao, HUANG Jian-ming, LI Jian, <i>et al.</i>	(799)
Start-up and Stable Operation of ABR-MBR Denitrifying Phosphorus Removal Process	WEI Jia-min, JIANG Zhi-yun, CHENG Cheng, <i>et al.</i>	(808)
Effect of Influent C/N Ratio on the Nutrient Removal Characteristics of SNEDPR Systems	DU Ye-qi, YU De-shuang, ZHEN Jian-yuan, <i>et al.</i>	(816)
Carbon and Nitrogen Removal Characteristics of ABR Decarbonization-CANON Coupling Process	LI Tian, YIN Wen, WANG Xin-zhu, <i>et al.</i>	(823)
Effect of Aeration Density on Start-up of CANON Process	LI Dong, GAO Xue-jian, ZHANG Jie, <i>et al.</i>	(829)
Adjusting Temperature and Settling Time to Achieve ANAMMOX Particles Rapid Start-up and Stable Operation	LI Hai-ling, LI Dong, ZHANG Jie, <i>et al.</i>	(837)
Effect of C/N and Sludge Concentration on the pH-Regulated Nitrosation System	ZHANG Min, WEI Jia-min, HUANG Hui-min, <i>et al.</i>	(845)
Growth Features of Water Supply Pipeline Biofilms Based on Active Microorganisms	WANG Yang, ZHU Bin, TONG Jun, <i>et al.</i>	(853)
Elevational Distribution Characteristics of Soil Bacterial Community and Enzyme Activities in Mount Huangshan	YAO Lan, HU Li-huang, ZHANG Huan-chao, <i>et al.</i>	(859)
Microbial Community Structure Shift during Bioremediation of Petroleum Contaminated Soil Using High Throughput Sequencing	QI Yan-yun, WU Man-li, ZHU Chang-cheng, <i>et al.</i>	(869)
Effect of Nitrification on N ₂ O Emissions and Their Environmental Factors in Saline-alkali Wetlands	YANG Qu, GAO Wei-feng, LIU Feng-qin, <i>et al.</i>	(876)
Effect of Long-term Dairy Manure Amendment on N ₂ O and NO Emissions from Summer Maize-Winter Wheat Cropping Systems	NIE Huang-hua, ZHANG Jia-sheng, HE Zhou-ming, <i>et al.</i>	(885)
Effects of Plastic Film Mulching and Nitrogen Fertilizer Application on N ₂ O Emissions from a Vegetable Field	NI Xue, HAO Qing-ju, CHEN Shi-jie, <i>et al.</i>	(893)
Differences and Relationship Between Rhizosphere Characteristics and Methane Emissions of Double-cropping Rice Variety	XIAO Zhi-xiang, FU Zhi-qiang, XU Hua-qin, <i>et al.</i>	(904)
Effect of Long-Term Biochar Application on Soil Respiration in Flue-Cured Tobacco Planting Fields in Henan Province	LI Ya-sen, DING Song-shuang, YIN Quan-yu, <i>et al.</i>	(915)
Spatial Variability in Soil Respiration Under Different Land Use Patterns in Maocun Village, Guilin	DING Meng-kai, HU Xiao-nong, CAO Jian-hua, <i>et al.</i>	(924)
Spatiotemporal Variability and Source Apportionment of Soil Heavy Metals in a Industrially Developed City	LI Feng, LIU Si-yuan, LI Yan, <i>et al.</i>	(934)
Effects of Bentonite on Chemical Forms and Bioavailability of Heavy Metals in Different Types of Farmland Soils	LIN Hai, JIN Xiao-na, DONG Ying-bo, <i>et al.</i>	(945)
Characteristics of Soil Organic Carbon and Mineralization with Different Stands in Jinyun Mountain	CHEN Shi-qi, LÜ Sheng, GAO Ming, <i>et al.</i>	(953)
Contribution of Root Biomass to Soil Organic Carbon Under Complex Landforms Conditions	ZHANG Yan-jun, GUO Sheng-li, <i>et al.</i>	(961)
Transformation and Distribution of Soil Organic Carbon and the Microbial Characteristics in Response to Different Exogenous Carbon Input Levels in Paddy Soil	WANG Ji-fei, TONG Yao-yao, ZHU Zhen-ke, <i>et al.</i>	(970)
Analysis of Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Assessment on Vegetation Leaves in Baoji City	ZHANG Jun-hui, LIN Qing, JIANG Shan, <i>et al.</i>	(978)
Effect of Biochar on Available Heavy Metals During Sewage Sludge Composting and Land Application of Compost	ZHOU Ji, YU Ya-wei, JIANG Yue, <i>et al.</i>	(987)
Influence of Sludge Retention Time on the Performance and Stability of Mesophilic Anaerobic Co-digestion of Food Waste with Waste Activated Sludge	YUAN Hong-lin, MA Jing, XING Bao-shan, <i>et al.</i>	(994)
Performance of Treating Straw and Animal Manure Mixture by an Integrated Process of Thermo-alkali-bi-enzyme Hydrolysis-anaerobic Digestion and Conditions of High Methane Yield	BIAN Ai-qin, YUAN Ye, ZHANG Lu-lu, <i>et al.</i>	(1003)