

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第2期

Vol.39 No.2

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

特别策划:挥发性有机污染物(VOCs)排放特征、减排控制、环境政策研究专辑(III)

序	郝郑平(477)
我国机动车排放 VOCs 及其大气环境影响	陈天增,葛艳丽,刘永春,贺泓(478)
基于 PMF 量化工业排放对大气挥发性有机物(VOCs)的影响:以南京市江北工业区为例	胡崑,王鸣,郑军,王红丽,卢兴东,景盛翱,陈超(493)
南京工业源挥发性有机物来源解析及其对臭氧贡献评估	张玉欣,安俊琳,王俊秀,师远哲,刘静达,梁静舒(502)
某工业园区 VOCs 臭氧生成潜势及优控物种	武蕾丹,王秀艳,杨文,郭风艳,刘锦(511)
某石化工业园区秋季 VOCs 污染特征及来源解析	胡天鹏,李刚,毛瑶,郑煌,秦世斌,闵洋,张家泉,邢新丽,祁士华(517)
某典型石油工业园区冬季大气中 VOCs 污染特征	毛瑶,李刚,胡天鹏,郑煌,安艺伟,闵洋,邢新丽,祁士华(525)
杭州市工业源 VOCs 排放清单及排放特征	卢滨,黄成,卢清,杨强,井宝莉,夏阳,唐伟,顾泽平(533)
秦皇岛市工业行业挥发性有机物排放特征	虎啸宇,刘航,王乃玉,王灿,揣莹(543)
浙江省汽摩配行业挥发性有机物排放特征及排放系数	杨忠平,王浙明,何志桥,徐志荣,滕富华,张华岳(551)
汽车制造企业恶臭来源及影响分析	石田立,张伟霞,陈小方,张嘉妮,梁小明,范丽雅,叶代启(557)
典型酿造业厂界无组织排放 VOCs 污染特征与风险评价	高占啟,胡冠九,王荃,朱冰清,陈素兰(567)
成都市大气环境 VOCs 污染特征及其健康风险评价	李友平,唐娅,范忠雨,蒲敏,章金莲,杨铮铮,吴大磊(576)
上海市住宅区儿童卧室中甲醛和苯系物浓度的现场检测分析	蒋巧云,刘平平,王雪颖,路荣春,刘炜,周华元,龚莹莹,周亚欣,黄晨(585)
江苏省人为源 VOCs 排放清单及其对臭氧生成贡献	夏思佳,刘倩,赵秋月(592)
江门市人为源挥发性有机物排放清单	陈小方,张伟霞,陈柄旭,张嘉妮,范丽雅,叶代启(600)
长江三角洲 2014 年天然源 BVOCs 排放、组成及时空分布	刘岩,李莉,安静宇,张伟,严茹莎,黄凌,黄成,王红丽,王卿,王敏(608)
北京城市副中心(通州区)加油站 VOCs 排放清单	黄玉虎,胡玮,李贝贝,纪旋,肖宇,任碧琪,秦建平(618)
公交车使用废食用油制生物柴油的污染物排放及 VOCs 成分谱	胡志远,林骝骑,黄成,王红丽,景盛翱,楼狄明(626)
生物滴滤塔净化甲基叔丁基醚废气的研究	褚其英,姚露露,吕雄标,叶杰旭,叶虹霓,潘梁柱,陈建孟,陈东之(633)
低温等离子体-生物耦合系统对复合 CVOCs 的降解	郭海倩,缪晶晶,姜理英,张迪(640)
水质异味期间钱塘江杭州段表层水体中挥发性和半挥发性有机物污染特征及健康风险评价	陈峰,唐访良,徐建芬,王奕奕,阮东德,张伟,周姗(648)
城市自来水管网中挥发性有机物的空间分布特征	许美佳,王海亮,李春梅,徐雄,王东红(655)
不同通勤模式暴露于 VOCs 的健康风险评价	佟瑞鹏,张磊(663)
家具制造过程中 VOCs 的来源分析及环境健康风险评价	佟瑞鹏,张磊,杨校毅,朱旭波,任传耕(672)
北京市 PM _{2.5} 时空分布特征及其与 PM ₁₀ 关系的时空变异特征	杨文涛,姚诗琪,邓敏,王艳军(684)
小型池塘水-气界面 CH ₄ 冒泡通量的观测	张秀芳,肖薇,张弥,王伟,赵佳玉,胡勇博,谢成玉,张圳,谢燕红,黄文晶(691)
中国七大流域全氟烷基酸污染水平与饮水暴露风险	王鑫璇,张鸿,王艳萍,罗骥(703)
铁岭市河流氮素时空分布及源解析	杨丽标,雷坤,乔飞,孟伟(711)
基于三维荧光及平行因子分析的川西高原河流水体 CDOM 特征	刘堰杨,秦纪洪,刘琛,孙辉,唐翔宇,范诗雨(720)
宁波市地表水重金属污染现状和健康风险评价	徐美娟,鲍波,陈春燕,王永川,高夫燕,虞效益(729)
巢湖水体可溶态重金属时空分布及污染评价	吴蕾,刘桂建,周春财,刘荣琼(738)
广西龙江沉积物重金属污染现状及生物有效性	蓝小龙,宁增平,肖青相,黄正玉,刘意章,肖唐付,赵彦龙,吴世良(748)
内电解人工湿地冬季低温尾水强化脱氮机制	郑晓英,朱星,王菊,周翔,徐亚东,韦诚,高雅洁,周敏(758)
河道型水库支流库湾营养盐动态补给过程	徐雅倩,徐飘,杨正健,刘德富,马骏(765)
降雨对蓝藻水华消退影响及其机制分析	刘心愿,宋林旭,纪道斌,刘德富,崔玉洁,黄佳维,赵冲,唐咏春,平明明(774)
城市河流沉水植物与大型底栖动物群落的关系	梁晓东,余杨,张敏,段龙飞,彭文启(783)
三峡库区兰陵溪流域径流氮磷输出及其降雨径流过程特征	张林,黄志霖,肖文发,曾立雄,宋文梅(792)
基于污染评价的地下水中优控污染物筛选	赵鹏,何江涛,王曼丽,黄德亮,王磊,梁雨(800)
硫和石英砂比对自养填充床反应器去除高浓度高氯酸盐的影响	陶华强,邵冬海,张超,宋圆圆,逯彩彩,郭建博(811)
活性炭/高分子复合水凝胶对水中亚甲基蓝和 Cu(II) 的去除性能	孔岩,庄媛,石宝友,韩志勇,郝昊天,韩昆,于建伟(819)
三维网状 HZO@SGH 对水中氟离子的吸附作用和机制	马福臻,周少奇,刘泽琚,支亮亮,周璇(828)
MgO/活性炭催化臭氧氧化降解有机物的作用机制	许珊珊,林存旺,丁亚磊,童少平(838)
污水厂二级出水中难降解有机物的臭氧化特性	侯瑞,金鑫,金鹏康,苟邦耀,王晓昌(844)
染料探针技术对二级出水中优势污染物的定量检测	孟晓荣,王穗桢,王磊,王旭东,乔茹凯,任婷婷,唐卫婷(852)
污水处理厂厌氧氨氧化工艺小试	李冬,赵世勋,王俊安,朱金凤,关宏泽,张杰(859)
间歇曝气模式下曝气量对短程硝化恢复的影响	刘宏,南彦斌,李慧,王翔,彭永臻,陈永志(865)
好氧/除磷颗粒对亚硝化颗粒污泥启动的影响	李冬,郭跃洲,曹美忠,张泽文,李帅,张杰(872)
处理垃圾渗滤液的 SBR 中微生物种群与污泥比阻	蔡丽云,黄泽彬,须子唯,江志斌,林莉莉,黄宇(880)
基于城镇化进程表层土壤多环芳烃来源解析及风险评价	姚宏,张士超,刘明丽,王静,鲁根涛,于晓华(889)
西江流域土壤砷含量空间变异与污染评价	刘畅,宋波,张云霞,雷梅,田美玲,余元元,庞瑞(899)
开封城市土壤磷素组成特征及流失风险	白秀玲,马建华,孙艳丽,刘德新(909)
电子垃圾拆解区土壤-水稻系统重金属分布特征及健康风险评价	尹伊梦,赵委托,黄庭,程胜高,赵珍丽,余葱葱(916)
上海市稻米中有机氯农药残留水平及健康风险评价	孟媛,刘翠翠,仇雁翎,周轶慧,朱志良(927)
四环素类抗生素对不同蔬菜生长的影响及其富集转运特征	迟荪琳,王卫中,徐卫红,李桃,李彦华,张春来(935)
硅肥耦合水分管理对复合污染稻田土壤 As-Cd 生物有效性及稻米累积阻控	李园星露,叶长城,刘玉玲,李丹阳,刘寿涛,罗海艳,刘孝利,铁柏清,孙健(944)
电子垃圾拆解工人的肝功能和肾功能健康状况及影响因素分析:以清远市龙塘镇为例	严晓,李淑圆,王美欢,许榕发,郑晶,任明忠(953)

好氧/除磷颗粒对亚硝化颗粒污泥启动的影响

李冬¹, 郭跃洲¹, 曹美忠¹, 张泽文¹, 李帅², 张杰^{1,2}

(1. 北京工业大学水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要: 在室温下, 采用 R1、R2、R3 三组相同的 SBR 反应器接种污水厂回流污泥, 比较了添加好氧颗粒、除磷颗粒对亚硝化颗粒污泥启动及稳定运行的影响。结果表明, 在 S1 (0~22 d) 阶段, R1、R2、R3 均用了 19 d 启动亚硝化。在 S2 阶段 (23~56 d), R1 不添加颗粒污泥, R2、R3 分别添加 20% 好氧颗粒和 20% 除磷颗粒诱导亚硝化絮状污泥颗粒化, R1、R2 和 R3 分别在 76、42 d 和 56 d 平均粒径达到 412、468、400 μm , 均成功实现颗粒化。在 S3 阶段 (57~108 d), 进水氨氮负荷和 COD 负荷分别由 $0.4 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 提高到 $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.2 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 提高到 $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, R1、R2 反应器中颗粒粒径增加明显, 但 R3 发生了污泥膨胀。在运行末期 (108 d), R1 和 R2 的平均粒径分别达到 689 μm 和 893 μm 。接种好氧颗粒和除磷颗粒均能快速实现亚硝化污泥的颗粒化, 并且接种好氧颗粒的亚硝化颗粒污泥系统能适应较高 C/N 比进水, 耐冲击负荷, 能长期稳定运行。

关键词: 好氧颗粒污泥; 除磷颗粒污泥; 亚硝化颗粒污泥; 氨氮负荷; COD 负荷

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)02-0872-08 DOI: 10.13227/j.hjks.201707099

Effect of Aerobic/Phosphorus Granules on Start-up of Partial Nitrification Granular Sludge

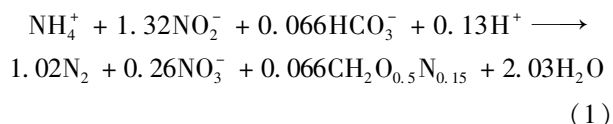
LI Dong¹, GUO Yue-zhou¹, CAO Mei-zhong¹, ZHANG Ze-wen¹, LI Shuai², ZHANG Jie^{1,2}

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: The different effects of additional aerobic granules (AGs) and phosphorus removal granules (PRGs) on the start-up and stable operation of partial nitrification granular sludge (PNGS) were compared at room temperature (22–28°C). The results showed that in the first stage (days 0–22), partial nitrification was accomplished on day 19 for the three reactors (R1, R2, and R3). In the second stage (days 23–56), 20% AGs and 20% PRGs were added to R2 and R3 to induce PNGS. The start-up of the granules of the three reactors was successfully achieved. The mean particle sizes of R1, R2, and R3 reached 412 μm at day 76, 468 μm at day 42, and 400 μm at day 56. In the third stage (days 57–108), because the influent ammonia load increased from $0.4 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ and the COD load increased from $0.2 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, the mean particle sizes of R1 and R2 increased significantly. The average particle sizes of R1 and R2 reached 689 μm and 893 μm by the end of the operation (day 108), but sludge expansion occurred in R3. The inoculation of either AGs or PRGs could quickly achieve granulation, but the PNGS inoculated with the AGs could adapt to higher C/N and be more tolerable to shock loads and long-term stable operation.

Key words: aerobic granules; phosphorus removal granules; partial nitrification granular sludge; ammonia nitrogen load; COD load

厌氧氨氧化工艺以其经济、高效等优势在国内外污水处理厂得到推广应用^[1,2]。厌氧氨氧化工艺目前公认的化学计量式如式(1)所示。



然而, 常温下为厌氧氨氧化工艺提供稳定的亚硝酸盐作为反应的电子受体依然是很大的难题, 这直接阻碍了厌氧氨氧化技术的应用^[1]。近些年, 亚硝化-厌氧氨氧化工艺已经成为最新颖的生物脱氮工艺之一。因其无需有机碳源, 节省曝气等优点而成为目前生物脱氮研究的热点^[3,4]。但是氨氧化细

菌(AOB)、亚硝酸盐氧化菌(NO_B)世代时间长、对环境抵抗力差、污泥流失严重等缺点, 使新型脱氮工艺受到限制^[5]。颗粒污泥以其良好的沉降性能, 较强的抵抗能力, 长的污泥停留时间而受到广大学者的青睐, 亚硝化工艺与颗粒污泥结合的研究势必成为研究热点^[6,7]。张翠丹等^[6]通过在亚硝化絮状污泥中添加 30% 亚硝化颗粒污泥, 历经 12 d 驯化培养成功启动亚硝化颗粒污泥; 王斌等^[8]通过调节

收稿日期: 2017-07-10; 修订日期: 2017-07-29

基金项目: 北京市青年拔尖团队项目(2014000026833TD02)

作者简介: 李冬(1976~), 女, 博士, 教授, 主要研究方向为水环境恢复理论及关键技术, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

沉降时间, 历经 18 d 培养出了亚硝化颗粒污泥; 吴蕾等^[9]通过实时控制氨氧化过程的参数, 优化曝气时间及缩短沉降时间为 2 min, 历经 19 d 实现了污泥的颗粒化。

有研究表明, 沉降性良好, 结构紧密的好氧颗粒污泥有助于实现亚硝化污泥颗粒化。通过接种大量的好氧颗粒污泥, 调整进水基质, 把处理高有机负荷的好氧颗粒转变到处理高氨氮负荷的亚硝化颗粒污泥^[2,10,11], 但是该研究中需要大量的好氧颗粒污泥作为接种污泥, 而好氧颗粒污泥的驯化时间较长。因此, 在亚硝化絮状污泥系统中添加部分好氧颗粒污泥诱导亚硝化颗粒污泥的研究很有必要。

Wu 等^[12]、王然登等^[13]的研究表明, 在强化生物除磷系统的厌氧阶段释放磷时会有大量的带正电的微粒生成, 这些微粒可作为颗粒污泥的晶核吸附带负电的细胞体, 进而促进颗粒污泥的生成。因此, 在絮状污泥中添加部分除磷颗粒诱导颗粒化的研究很有意义。

本文实验在 R1 反应器中不添加颗粒污泥, 在 R2、R3 中分别添加 20% 好氧颗粒污泥、20% 除磷颗粒污泥。通过比较 3 个反应器粒径变化、MLSS、SVI、EPS 等参数, 研究不同颗粒污泥对亚硝化颗粒污泥启动的影响, 并比较了其亚硝化性能, 以期为快速启动亚硝化颗粒污泥提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 SBR 反应器运行

实验采用 3 组相同规格的 SBR 反应器, 均由有机玻璃制成, 高 70 cm, 内径 15 cm, 有效容积是 10.5 L, 换水比是 2/3, 底部设有曝气装置, 采用鼓风机曝气, 转子流量计控制曝气量。3 组 SBR 反应器均在室温(22 ~ 28℃)下进行。SBR 反应器每天运行 3 个周期, 每个周期 8 h, 其中包括 12 min 进水、厌氧搅拌 202 ~ 218 min、4 h 曝气搅拌、沉降时间由 20 ~ 4 min 递减, 3 min 排水和 3 min 闲置。不同阶段反应器运行参数见表 1。

表 1 不同阶段反应器运行参数
Table 1 Reactor operating parameters at different stages

阶段	运行时间 /d	曝气时间 /h	厌氧溶解氧 /mg·L ⁻¹	曝气溶解氧 /mg·L ⁻¹	进水NH ₄ ⁺ -N负荷 /kg·(m ³ ·d) ⁻¹	进水 COD 负荷 /kg·(m ³ ·d) ⁻¹
S1	0 ~ 22	4	0.02 ± 0.01	0.5 ± 0.2	0.4	0.2
S2	23 ~ 56	4	0.02 ± 0.01	0.5 ± 0.2	0.4	0.2
S3	57 ~ 108	4	0.02 ± 0.01	0.8 ± 0.2	0.5	0.5

1.2 实验用水和接种污泥

3 组 SBR 反应器均接种取自高碑店污水处理厂的絮状污泥作为种泥。反应器接种污泥后 MLSS 为 (2 700 ± 200) mg·L⁻¹、SVI 为 140 mL·g⁻¹。采用人工配水模拟生活污水启动反应器, 以丙酸钠为有机碳源, 硫酸铵提供氨氮 100 ~ 250 mg·L⁻¹, 碳酸氢钠调节进水碱度, 碱度与 NH₄⁺-N 浓度质量比为 10:1, 每升水中含有 0.136 g KH₂PO₄、0.02 g MgSO₄·7H₂O、0.136 g CaCl₂, 同时还有微生物生长必需的微量元素^[14]。

实验分为 S1、S2、S3 这 3 个阶段: S1 阶段为亚硝化阶段, 采用低碳氮比的人工配水启动亚硝化; S2 阶段为亚硝化污泥颗粒化阶段, 通过在 R2、R3 反应器中分别添加 20% 的好氧颗粒污泥、20% 除磷颗粒污泥以期加快颗粒化进程; S3 阶段为强化颗粒化阶段, 通过增加进水中的 COD 负荷和氨氮负荷, 促使亚硝化颗粒增大和提高系统的亚硝化性能。

1.3 分析方法

NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、SS、VSS、SVI 等均

采用国家规定的标准方法测定^[15], 进水氮素的测定是在进水后 2 min, 取样经滤膜过滤后测定。pH、DO 及温度的测定采用 WTW (Ph/Oxi 340i) 便携式多参数测定仪。污泥形态采用光学显微镜 (Olympus BX51) 进行观察和记录。污泥的粒径分布采用激光粒度仪 (Malvern Mastersizer 2000) 进行测定。

本实验中氨氧化率、亚硝化率, 游离氨 (FA) 和游离亚硝酸 (FNA) 分别按照式 (2) ~ (5) 计算:

亚硝化率 =
$$\frac{\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})}{\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) + \rho(\text{NO}_3^- - \text{N})} \quad (2)$$

氨氧化率 =
$$\frac{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})}{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{in}})} \quad (3)$$

FA =
$$\frac{17 \times \rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{inner}})}{14 \times \left(e^{\frac{6.344}{237+T}} + 10^{\text{pH}} \right)} \quad (4)$$

FNA =
$$\frac{47 \times \rho(\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{inner}})}{14 \times \left(e^{\frac{2300}{273+T}} \times 10^{\text{pH}} \right) + 1} \quad (5)$$

式中, $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 、 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 是进出水中 NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 的浓度差, mg·L⁻¹; $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{in}})$ 为进水

NH_4^+-N 浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N}_{\text{inner}})$ 、 $\rho(\text{NO}_2^--\text{N}_{\text{inner}})$ 是反应器内 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

2 结果与讨论

2.1 亚硝化快速启动

运行期间, 反应器 R1、R2、R3 进出水氨氮浓度及亚硝化率如图 1 所示. 从中可知, 由于接种污泥不能很好地抑制亚硝酸盐氧化菌(NOB), 故反应器中亚硝化率为 0. 由于 AOB 的“饱食饥饿”特性, 从厌氧阶段到好氧阶段 AOB 较 NOB 更快地恢复^[16,17], 所以厌氧/好氧的运行方式下, 以及通过高 FA 和 FNA 的联合抑制下, 系统的亚硝化率逐渐升高. 在第 7 个周期(3 d)时, 当进水氨氮浓度由 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高到 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后, 由于硝化细菌抵抗氨氮负荷冲击能力弱^[5], 故出水氨氮浓度随之升高. 但随着培养周期的延长, 硝化细菌抗氨氮负荷冲击能力逐渐增强, 故出水氨氮浓度逐渐降低, 亚硝化率逐渐升高. 基于以上原因, 在第 19 个周期(6 d)时, 当进水氨氮浓度由 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高到 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后, 同样出现了出水氨氮浓度先升高后降低的现象, 但亚硝化率一直保持上升的趋势. 由图 1(a) 可知, 当 R1 运行至第 57 个周期(19 d)时, 亚硝化率已高达 92%, 并且仍有升高趋势, 最高达到 96%, 连续 7 个周期亚硝化率超过 90%, 故亚硝化启动成功^[17]. 由图 1(b) 和图 1(c) 可知, 当 R2 和 R3 运行至 57 个周期(19 d)时, 亚硝化率分别高

达 93% 和 92%, 并且连续 7 个周期稳定在 90% 以上, 亚硝化启动成功.

2.2 亚硝化颗粒污泥形成过程

2.2.1 污泥颗粒物理性质变化

R1、R2、R3 启动初期接种的普通活性污泥为黑色絮状体, 历经 57 个周期(19 d)的驯化培养后, 污泥颜色呈现浅黄色. R1 在第 30 d 时, 出现白色的细小颗粒且在其周围富集絮状污泥. 如图 2 所示, R1 在第 76 d 时, 反应器内颗粒的平均粒径达到 $412 \mu\text{m}$, 成功实现颗粒化, 这可能是由于微生物在一定条件下会发生自凝聚且微生物有附着生长倾向的原因^[18,19]. 在 S3 阶段(57 ~ 108 d), R1 中颗粒粒径增加的速率明显高于 S2 阶段, 这主要因为增加 COD 负荷刺激异养细菌产生更多利于硝化细菌黏附和聚集生长的 EPS, 促进亚硝化颗粒的增大^[20~22]. 在运行末期(108 d), R1 颗粒平均粒径达到 $689 \mu\text{m}$, 其中 71.54% 的颗粒在 $500 \mu\text{m}$ 以上.

在第 23 d, 分别向 R2、R3 反应器接种 20% 好氧颗粒污泥和 20% 除磷颗粒污泥, R1 不接种颗粒污泥. 实验中添加的好氧颗粒污泥是取自人工配水的 SBR 反应器, 反应器进水中 COD 浓度为 $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 NH_4^+-N 浓度为 $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{KH}_2\text{PO}_4-\text{P}$ 浓度为 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, C、N、P 的去除率达到 95%、83%、90%, MLSS 为 $4200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SVI 为 $34 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$; 添加的除磷颗粒是取自人工配水的 SBR 反应器, 反应器进水中 $\text{KH}_2\text{PO}_4-\text{P}$ 浓度为 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, P 的去除率达到 95%, MLSS 为 $4280 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SVI 为 $32 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$.

如图 2 所示, 在第 26 d, R2 平均粒径由初始 $182 \mu\text{m}$ 下降到 $150 \mu\text{m}$, 接种的好氧颗粒污泥发生裂解, 其原因可能是: ①由于低 C/N 比的进水基质, 导致颗粒中的异养细菌大量死亡; ②接种后大量絮状污泥附着在好氧颗粒污泥表面, 堵塞了好氧颗粒输送基质的通道, 导致颗粒内部的微生物发生自溶^[23]. 在第 27 d, 基于同样的原因, 接种的除磷颗粒污泥发生了裂解, R3 平均粒径由 $196 \mu\text{m}$ 下降到 $160 \mu\text{m}$. 且 R2 中颗粒粒径大于 $800 \mu\text{m}$ 的颗粒百分比由 18% 下降到 5%, 由于接种的除磷颗粒能很好地适应厌氧/好氧的运行方式只有小部分大颗粒发生了裂解, 故 R3 中颗粒粒径大于 $800 \mu\text{m}$ 的颗粒百分比由 20% 仅下降到 12%.

分析图 2 可知, 在第 42 d 时, 由于小颗粒表面能的作用和自身多孔介质, 故会吸附絮状污泥^[24], R2 反应器中颗粒平均粒径达到 $468 \mu\text{m}$, 成功实现

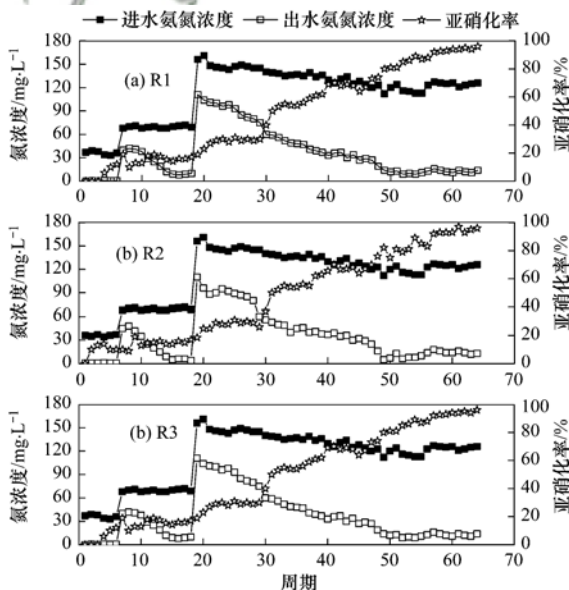


图 1 S1 阶段进出水氨氮及亚硝化率的变化

Fig. 1 Variation of ammonia nitrogen in the influent and effluent and the nitrite accumulation rate during the S1 stage

颗粒化并且比 R1 颗粒化时间少 34 d, 说明在反应器中添加好氧颗粒污泥颗粒可以加快亚硝化颗粒污泥的形成. 在 S3 阶段(57~108 d), R2 中颗粒同样快速增大, 在运行末期(108 d), R2 中颗粒平均粒径达到 893 μm , 其中 72% 的颗粒粒径达到 600 μm 以上, 说明添加好氧颗粒后启动的亚硝化颗粒污泥系统更有利于大粒径颗粒的形成. 基于以上原因, 在第 56 d 时, R3 中颗粒粒径达到 400 μm , 同样成功实现了亚硝化污泥颗粒化, 且比 R1 成功实现颗粒化提前 20 d, 但与 R2 实现颗粒化时间相差不大. 但在 S3(57~108 d)阶段, R3 发生了污泥膨胀(机制在 2.2.2 节进行说明), 由于大量的丝状菌附着在亚硝化颗粒表面, 颗粒发生裂解, 颗粒粒径在运行末期(108 d)下降到 200 μm , 且仍有下降趋势. 说明高 COD 负荷[$0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$]和高氨氮负荷[$0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$]容易破坏添加除磷颗粒诱导形成的亚硝化颗粒污泥系统.

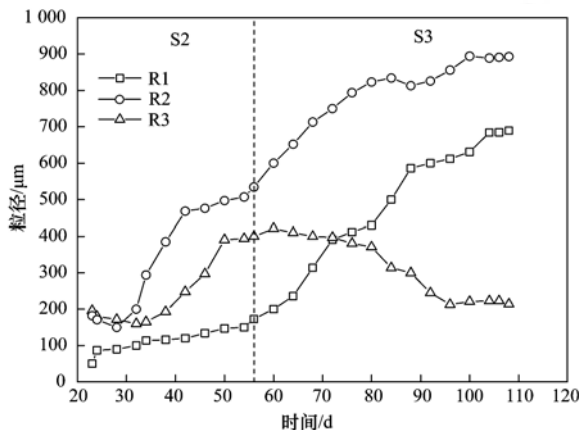


图2 运行期间平均粒径变化

Fig. 2 Variation of the mean particle size during operation

2.2.2 运行阶段 MLSS 和 SVI 的变化

如图 3 所示, 在 S1 阶段(0~22 d), R1、R2、R3 的污泥浓度 MLSS 分别由 2 770、2 541、2 760 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 2 493、2 732、2 469 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 3 组反应器的 MLSS 均呈现下降趋势. 这可能是因为: ①低 C/N 的进水, 抑制了异养细菌的生长; ②反应周期中厌氧阶段, 限制了细菌生长^[25]; ③ NO_2^- -N 具有一定的毒性, 抑制细菌生长^[26]. 由于 3 组反应器在运行中一些沉降性较差的絮状污泥不断流失, 故 3 组反应器 SVI 值均减小, 活性污泥的沉降性变好.

在 S2 阶段(23~56 d), 沉降时间由 20 min 降低至 4 min, 形成较大的选择压加快颗粒形成^[8,9,18]. 在第 23 d, 分别向 R2、R3 反应器中接种 20% 的好氧颗粒污泥和 20% 的除磷颗粒污泥, R1

不接种诱导颗粒污泥. 分析图 3(a)可知, R1 由于沉降时间的减少, 大量的絮状污泥流失, MLSS 出现急剧的下降. 在第 56 d, R1 中 MLSS 降至 647 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 分析图 3(b)和 3(c)可知, 由于絮状污泥黏附在颗粒污泥表面形成良好的污泥滞留^[27], 故 R2、R3 中 MLSS 没有出现大的下降. 在第 56 d, R2、R3 中 MLSS 分别为 2 591 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、2 562 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

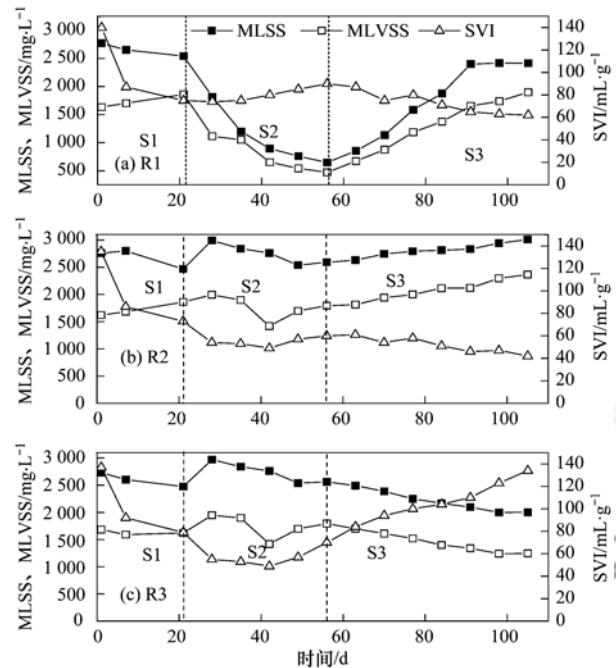


图3 运行期间 MLSS、MLVSS 及 SVI 的变化

Fig. 3 Variations of MLSS, MLVSS and SVI during operation

在 S3 阶段(57~108 d), 如图 3(a)和 3(b)所示, 当进水中的氨氮负荷由 $0.4 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 增加到 $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, COD 负荷由 $0.2 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 增加到了 $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 后, R1、R2 由于 C/N 比的增加, 导致异养细菌(反硝化细菌)快速增殖, 进而致使 MLSS 增加. 在运行末期(108 d), R1 反应器 MLSS 稳定在 2415 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, R2 反应器 MLSS 稳定在 3012 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 由于较低的沉降时间致使沉降性差的絮状污泥流失, 因此 R1、R2 的 SVI 值均呈现下降的趋势, 沉降性能变好. 在运行末期(108 d), R1、R2 的 SVI 值分别为 62 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 、42 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$.

分析图 3(c)可知, 在运行末期(108 d), R3 中 MLSS 为 2 000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 且呈现下降趋势; SVI 值为 134 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 且呈上升趋势. 说明高 COD 负荷[$0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$]和高氨氮负荷[$0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$]容易破坏添加除磷颗粒形成的亚硝化系统的沉降性

能,及造成系统污泥大量流失. R3 发生污泥膨胀可能的原因是:①由于增加了进水 COD 负荷,导致添加的除磷颗粒中聚糖菌和丝状细菌成为优势菌,导致污泥膨胀^[28];②氨氮和亚硝酸盐对于除磷颗粒系统有很大的影响,加入不同浓度的亚硝酸盐氮和氨氮后均发生了污泥膨胀^[29~31]. 但是由于接种的好氧颗粒污泥中有丰富的微生物相^[32],故诱导形成的亚硝化颗粒污泥系统能抵御环境的变化,耐冲击负荷,更快适应水质变化.

2.2.3 运行阶段胞外聚合物 EPS 的变化

如图 4 所示,在 S1 阶段(0~22 d)进水氨氮浓度从 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 后,由于高的氨氮浓度会抑制细胞活性,致使细胞分泌的 PN 量减少^[33],故 R1、R2、R3 三组反应器的 EPS 量无增加趋势,且 PN/PS 呈现出下降趋势. 在 S2 阶段(23~56 d),反应器中的微生物为了适应沉降时间缩短形成的选择压,微生物释放的 EPS 急剧增加^[34],R1、R2、R3 中 EPS 量分别由 78.1、81.4、81.4 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 增加到 142.8、176.4、164 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$. 如图 4(a)所示,在第 23 d, R1 中 PN/PS 为 1.2,且呈上升趋势,由于细胞表面的疏水性主要是含更多疏水键的 PN 含量决定的,PN/PS 值的升高会促使污泥颗粒形成^[35],第 56 d 时,PN/PS 为 2.4. 如图 4(b)和 4(c)所示, R2、R3 相比于 R1 的 PN/PS 值增长速率较大,在第 23 d、56 d 分别为 1.2 和 1.19、3.2 和 2.7. 说明添加颗粒的 R2 和 R3 中污泥表面有更

强的疏水性,污泥颗粒化更容易形成.

在 S3 阶段(57~108 d),由于进水中 COD 负荷的提升,异养微生物可利用基质增多,增殖速率升高,微生物数量逐渐增多,微生物分泌的 EPS 量较高^[36]. 分析图 4(a)和 4(b)可知,在 S3 阶段, R1 和 R2 中 EPS 量增加. 随着运行时间的延长,系统中的微生物逐渐适应环境,微生物分泌的 EPS 逐渐趋于稳定^[34]. 在运行末期 R1、R2 中 EPS 分别稳定在 $159 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $164.6 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. 分析图 4(c)可知, R3 中由于膨胀污泥会消耗大量的营养物质,故 EPS 中多糖和蛋白质均呈现出了下降,但多糖的含量发生较大的下降致使 PN/PS 的变化呈现上升的趋势^[31].

2.2.4 运行阶段氮素的变化

如图 5(a)所示,在 S2 阶段(23~56 d),由于沉降时间的缩短,大量的絮状污泥流失, R1 中的 AOB 数量减少,故出水氨氮浓度呈现上升的趋势. 随着运行时间的延长, R1 中 AOB 数量逐渐增加,故出水中氨氮浓度呈现下降趋势. 在运行末期(108 d),出水氨氮浓度达到 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 运行期间, R1 出水硝酸盐氮一直保持很低的水平,运行末期(108 d),出水硝酸盐浓度为 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,说明 R1 中 NOB 得到很好地抑制. 有研究表明,游离氨(FA)浓度在 $6 \sim 9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,NOB 就会停止生长^[37];游离亚硝酸(FNA)浓度在 $0.023 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时就会完全抑制 NOB,在 $0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时就会完全抑制 AOB^[38,39]. 本实验中 FA 的变化范围是 $0.48 \sim 21.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,

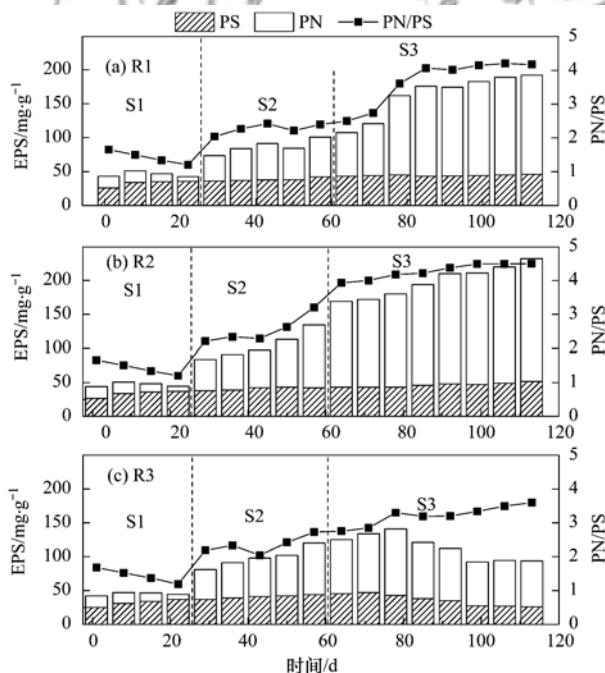


图 4 运行期间 EPS 和 PN/PS 变化

Fig. 4 Variations of EPS and PN/PS during operation

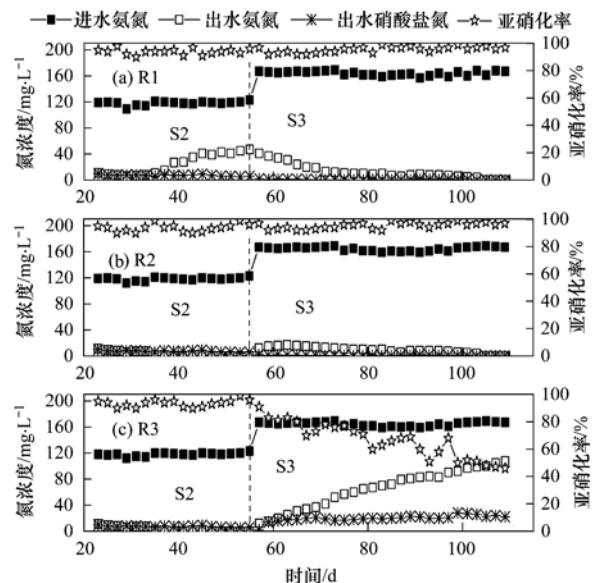


图 5 运行期间进出水氨氮、出水硝酸盐氮及亚硝化率的变化

Fig. 5 Variations of ammonia nitrogen in the influent and effluent, of nitrate nitrogen in the effluent, and of nitrite accumulation rate

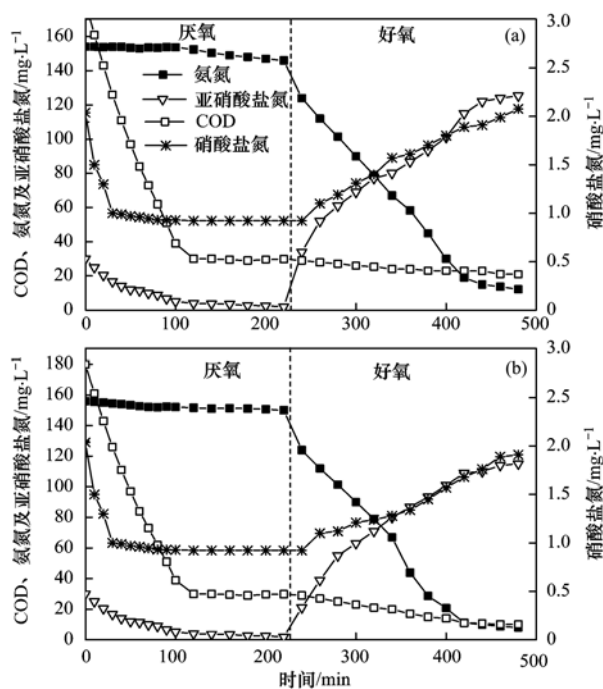
FNA 的变化范围是 $0.0007 \sim 0.023 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 故在此 FA 和 FNA 的变化范围内会完全抑制 NOB 生长, 故 R1 在运行期间保持很好的亚硝化性能, 亚硝化率保持 90% 以上。

如图 5(b) 所示, 相比于 R1, R2 中 AOB 数量稳定故出水氨氮很低, 在运行末期 (108 d) 出水氨氮为 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水硝酸盐氮为 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 且亚硝化率一直保持在 90% 以上。说明在厌氧/好氧的间歇曝气方式^[40]、FA 和 FNA 的联合控制下, NOB 得到了很好地抑制, R1 和 R2 保持良好的亚硝化性能。如图 5(c) 所示, R3 在 S2 阶段有良好的亚硝化性能, 出水氨氮保持很低。在 S3 阶段, 由于 R3 中发生了污泥膨胀, 故 MLSS 急剧下降, AOB 的浓度也减少, 因此出水的氨氮上升。由于大量增加的异养细菌(丝状菌)会与硝化细菌争夺有限的空间和溶解氧, 导致系统硝化性能变差, 亚硝化率出现下降趋势, 由 91% 下降到运行末期 (108 d) 的 46%, 同时系统中游离亚硝酸盐的量较 S2 阶段少, 不足以抑制 NOB, 导致出水硝酸盐增加。

2.2.5 周期内 COD、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮变化

R1、R2 稳定运行阶段中, COD、氨氮、亚硝酸盐氮及硝酸盐氮的变化, 如图 6(a) 所示, 在厌氧阶段, R1 由于缺乏溶解氧, 故反应器中氨氮浓度由 $154 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 仅降低到 $146 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 但在曝气阶段氨氮浓度迅速下降, 氨氮容积去除负荷平均达到 $0.42 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 与苏东霞等^[17]在曝停比 3:3 时, 所得的氨氮容积去除负荷 $0.4 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 接近; 如图 6(b) 所示, 在厌氧阶段, R2 中的氨氮浓度由 $156 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 仅降低到 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 在曝气阶段氨氮浓度迅速下降, 氨氮容积去除负荷达到 $0.426 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。本研究中, 进水总氮就是进水氨氮和上一周期剩余在反应器中亚硝酸盐氮及硝酸盐氮之和, 出水总氮是反应剩余的氨氮和反应生成的亚硝酸盐氮及硝酸盐氮之和。分析图 6(a) 可知, R1 中总氮平均损失为 24.94%, 且在厌氧阶段, R1 和 R2 中 COD 急剧减少, 同时亚硝酸盐氮和硝酸盐氮都减少, 可能是由于厌氧阶段反应器中发生了短程反硝化和反硝化^[2]。厌氧结束后, R1 中 COD 浓度降到 $29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 由于在曝气阶段颗粒污泥会形成内部厌氧区, 故会发生同步硝化反硝化作用, 在周期末 COD 浓度降到 $21 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。分析图 6(b) 可知, 基于同样的原因, R2 中平均总氮损失为 33.55%。由于 R2 中平均颗粒粒径较 R1 颗粒平均粒径大, 具有很好的层理结构, 且在曝气阶段中溶解氧在颗粒

内部的渗透深度一般为 $100 \sim 200 \mu\text{m}$ ^[40,41], 故颗粒粒径越大内部的缺氧区越大, 因此 R2 中颗粒污泥系统具有更强的同步硝化反硝化作用。在厌氧结束后, R2 中 COD 浓度降低到 $29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 在周末, R2 中 COD 浓度为 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 较 R1 出水低。说明 R2 颗粒污泥系统较 R1 系统对进水中 COD 有更好的去除。



(a) 和 (b) 分别是 R1、R2 稳定运行期间任意一个周期 (90 d) 的氮素及 COD 变化

图 6 典型周期内 COD、氨氮、亚硝酸盐氮及硝酸盐氮的变化

Fig. 6 Variations of COD, ammonia nitrogen, nitrite nitrogen, and nitrate nitrogen during typical operation

3 结论

(1) 在普通活性污泥中分别接种好氧颗粒和除磷颗粒历经 42 d 和 56 d 均实现了亚硝化污泥颗粒化, 且能缩短颗粒化时间, 好氧颗粒诱导絮状污泥颗粒化优于除磷颗粒。

(2) 在 COD 负荷、氨氮负荷分别由 $0.2 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 增加为 $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.4 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 增加为 $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, 添加除磷颗粒的污泥系统会使污泥系统发生膨胀, 导致系统长期运行失败, 不适用于 C/N 比较高的进水水质; 添加好氧颗粒的污泥系统能适应水质变化, 耐冲击负荷, 能长期稳定运行。

参考文献:

- [1] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, *et al.* Full-scale partial nitrification/anammox experiences—an application survey [J]. Water Research, 2014, 55: 292-303.

- [2] Wang J F, Qian F Y, Liu X P, *et al.* Cultivation and characteristics of partial nitrification granular sludge in a sequencing batch reactor inoculated with heterotrophic granules [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, **100**(21): 9381-9391.
- [3] Vlaeminck S E, De Clippeleir H, Verstraete W. Microbial resource management of one-stage partial nitritation/anammox [J]. *Microbial Biotechnology*, 2012, **5**(3): 433-448.
- [4] Fux C, Boehler M, Huber P, *et al.* Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant [J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, **99**(3): 295-306.
- [5] van Dongen U, Jetten M S M, van Loosdrecht M C M. The SHARON®-Anammox® process for treatment of ammonium rich wastewater [J]. *Water Science & Technology*, 2001, **44**(1): 153-160.
- [6] 张翠丹, 李冬, 梁瑜海, 等. 生活污水 SBR 亚硝化颗粒污泥的快速启动 [J]. *高校化学工程学报*, 2016, **30**(1): 182-188.
- Zhang C D, Li D, Liang Y H, *et al.* Rapid startup of nitrification of granular sludge for treatment of domestic sewage [J]. *Journal of Chemical Engineering of Chinese Universities*, 2016, **30**(1): 182-188.
- [7] Tsuneda S, Nagano T, Hoshino T, *et al.* Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor [J]. *Water Research*, 2003, **37**(20): 4965-4973.
- [8] 王斌, 李冬, 梁瑜海, 等. 亚硝化颗粒污泥的培养、强化方法及其特性 [J]. *中国给水排水*, 2014, **30**(11): 1-4, 8.
- Wang B, Li D, Liang Y H, *et al.* Cultivation and enhancement method of partial nitrification granular sludge and sludge characteristics [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, **30**(11): 1-4, 8.
- [9] 吴蕾, 彭永臻, 王淑莹, 等. 短程硝化颗粒污泥 SBR 的快速启动与维持 [J]. *化工学报*, 2010, **61**(11): 2931-2937.
- Wu L, Peng Y Z, Wang S Y, *et al.* Quick start and maintenance of nitrifying granular sludge in SBR process [J]. *CIESC Journal*, 2010, **61**(11): 2931-2937.
- [10] Kishida N, Saeki G, Tsuneda S, *et al.* Rapid start-up of a nitrifying reactor using aerobic granular sludge as seed sludge [J]. *Water Science & Technology*, 2012, **65**(3): 581-588.
- [11] Wan C L, Yang X, Lee D J, *et al.* Partial nitrification using aerobic granule continuous-flow reactor: operations and microbial community [J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2014, **45**(5): 2681-2687.
- [12] Wu C Y, Peng Y Z, Wang S Y, *et al.* Enhanced biological phosphorus removal by granular sludge: from macro- to micro-scale [J]. *Water Research*, 2010, **44**(3): 807-814.
- [13] 王然登, 彭永臻, 吴昌永, 等. 强化生物除磷体系中颗粒污泥的形成及机理探讨 [J]. *化工学报*, 2011, **62**(1): 214-219.
- Wang R D, Peng Y Z, Wu C Y, *et al.* Formation of granular sludge and its mechanism in enhanced process of biological phosphorus removal [J]. *CIESC Journal*, 2011, **62**(1): 214-219.
- [14] 张艳辉, 李冬, 梁瑜海, 等. 缺氧/好氧比对连续流半亚硝化稳定性的影响 [J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(6): 1724-1731.
- Zhang Y H, Li D, Liang Y H, *et al.* Influence of anoxic/aerobic ratio on stability of partial nitritation in a continuous flow process [J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(6): 1724-1731.
- [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. 100-124.
- [16] Bournazou M N C, Hoosiar K, Arellano-Garcia H, *et al.* Model based optimization of the intermittent aeration profile for SBRs under partial nitrification [J]. *Water Research*, 2013, **47**(10): 3399-3410.
- [17] 苏东霞, 李冬, 张肖静, 等. 曝停时间比对间歇曝气 SBR 短程硝化的影响 [J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(5): 1152-1158.
- Su D X, Li D, Zhang X J, *et al.* Effects of different ratios of aeration time and anaerobic time on shortcut nitrification in the intermittent aeration SBR [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(5): 1152-1158.
- [18] Wang Q, Du G C, Chen J. Aerobic granular sludge cultivated under the selective pressure as a driving force [J]. *Process Biochemistry*, 2004, **39**(5): 557-563.
- [19] 卢然超, 张晓健, 张悦, 等. SBR 工艺污泥颗粒化对生物脱氮除磷特性的研究 [J]. *环境科学学报*, 2001, **21**(5): 577-581.
- Lu R C, Zhang X J, Zhang Y, *et al.* Effect of the sludge granulation on nitrogen and phosphorus removal in SBR process [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2001, **21**(5): 577-581.
- [20] 刘文如, 丁玲玲, 王建芳, 等. 低 C/N 比条件下亚硝化颗粒污泥的培养及成因分析 [J]. *环境科学学报*, 2013, **33**(8): 2226-2233.
- Liu W R, Ding L L, Wang J F, *et al.* Granulation of granular nitrosation sludge at low C/N ratio [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, **33**(8): 2226-2233.
- [21] 易诚, 湛含辉, 程胜高, 等. 好氧颗粒污泥颗粒化研究进展及发展趋势 [J]. *环境科学导刊*, 2007, **26**(5): 1-6.
- [22] 崔成武, 纪树兰, 高景峰, 等. 好氧颗粒污泥的形成机理 [J]. *水处理技术*, 2006, **32**(2): 13-15, 19.
- Cui C W, Ji S L, Gao J F, *et al.* Aerobic granular sludge and its morphology [J]. *Technology of Water Treatment*, 2006, **32**(2): 13-15.
- [23] 田永强. 微生物自溶现象研究进展 [J]. *微生物学杂志*, 1997, **17**(2): 52-60.
- [24] 王新华, 张捍民, 杨凤林, 等. 解体好氧颗粒污泥修复 [J]. *大连理工大学学报*, 2010, **50**(2): 183-187.
- Wang X H, Zhang H M, Yang F L, *et al.* Remediation of disintegrated aerobic granules [J]. *Journal of Dalian University of Technology*, 2010, **50**(2): 183-187.
- [25] 杨洋, 左剑恶, 卜德华, 等. 好氧颗粒污泥亚硝化工艺的启动与运行特性研究 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(11): 2462-2466.
- Yang Y, Zuo J E, Bu D H, *et al.* Start-up and operation characteristics of aerobic granular short-cut nitrification process [J]. *Environmental Science*, 2007, **28**(11): 2462-2466.
- [26] Ma Y, Peng Y Z, Wang S Y, *et al.* Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant [J]. *Water Research*, 2009, **43**(3): 563-572.
- [27] 沈祥信, 李小明, 杨麒, 等. 预加好氧颗粒对 SBR 中好氧颗粒污泥形成的影响 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(11): 2467-2472.

- Shen X X, Li X M, Yang Q, *et al.* Acceleration of the formation of aerobic granules in SBR by inoculating mature aerobic granules [J]. *Environmental Science*, 2007, **28**(11): 2467-2472.
- [28] Yu S J, Sun P D, Zheng W, *et al.* The effect of COD loading on the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability [J]. *Bioresource Technology*, 2014, **171**: 80-87.
- [29] Zheng X L, Sun P D, Lou J Q, *et al.* Inhibition of free ammonia to the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **148**: 343-351.
- [30] Zheng X L, Sun P D, Lou J Q, *et al.* The long-term effect of nitrite on the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the reversibility [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **132**: 333-341.
- [31] 郑雄柳. 亚硝酸盐和氨氮对颗粒化 EBPR 系统影响机制研究 [D]. 杭州: 浙江工商大学, 2014.
- Zheng X L. Effect of nitrite and ammonia on the granule-based enhanced biological phosphorus removal system [D]. Hangzhou: Zhejiang Gongshang University, 2014.
- [32] 彭永臻, 吴蕾, 马勇, 等. 好氧颗粒污泥的形成机制、特性及应用研究进展 [J]. *环境科学*, 2010, **31**(2): 273-281.
- Peng Y Z, Wu L, Ma Y, *et al.* Advances: granulation mechanism, characteristics and application of aerobic sludge granules [J]. *Environmental Science*, 2010, **31**(2): 273-281.
- [33] 李冬, 吴青, 梁瑜海, 等. 不同基质条件对亚硝化污泥胞外聚合物的影响 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2015, **47**(4): 81-86.
- Li D, Wu Q, Liang Y H, *et al.* Effect of substrate concentration and type on the content of extracellular polymeric substances in the nitrification sludge [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2015, **47**(4): 81-86.
- [34] 吴昌永, 王然登, 彭永臻. 污水处理颗粒污泥技术原理与应用 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2011. 144-145.
- [35] 张丽丽, 陈效, 陈建孟, 等. 胞外多聚物在好氧颗粒污泥形成中的作用机制 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(4): 795-799.
- Zhang L L, Chen X, Chen J M, *et al.* Role mechanism of extracellular polymeric substances in the formation of aerobic granular sludge [J]. *Environmental Science*, 2007, **28**(4): 795-799.
- [36] 李久义, 左华, 栾兆坤, 等. 不同基质条件对生物膜细胞外聚合物组成和含量的影响 [J]. *环境化学*, 2002, **21**(6): 546-551.
- Li J Y, Zuo H, Luan Z K, *et al.* Effects of substrate conditions on compositions of extracellular polymeric substances in biofilms [J]. *Environmental Chemistry*, 2002, **21**(6): 546-551.
- [37] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture [J]. *Water Research*, 2007, **41**(4): 826-834.
- [38] Vadivelu V M, Yuan Z G, Fux C, *et al.* The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, **40**(14): 4442-4448.
- [39] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched *Nitrosomonas* culture [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2006, **95**(5): 830-839.
- [40] Kishida N, Kim J, Tsuneda S, *et al.* Anaerobic/oxic/anoxic granular sludge process as an effective nutrient removal process utilizing denitrifying polyphosphate-accumulating organisms [J]. *Water Research*, 2006, **40**(12): 2303-2310.
- [41] Matsumoto S, Katoku M, Saeki G, *et al.* Microbial community structure in autotrophic nitrifying granules characterized by experimental and simulation analyses [J]. *Environmental Microbiology*, 2010, **12**(1): 192-206.

CONTENTS

Preface	HAO Zheng-ping (477)
VOCs Emission from Motor Vehicles in China and Its Impact on the Atmospheric Environment	CHEN Tian-zeng, GE Yan-li, LIU Yong-chun, <i>et al.</i> (478)
Quantification of the Influence of Industrial Emissions on Volatile Organic Compounds (VOCs) Using PMF Model; A Case Study of Jiangbei Industrial Zone in Nanjing	 HU Kun, WANG Ming, ZHENG Jun, <i>et al.</i> (493)
Source Analysis of Volatile Organic Compounds in the Nanjing Industrial Area and Evaluation of Their Contribution to Ozone	ZHANG Yu-xin, AN Jun-lin, WANG Jun-xiu, <i>et al.</i> (502)
Ozone Formation Potential and Priority Species of VOCs in an Industrial Park	WU Lei-dan, WANG Xiu-yan, YANG Wen, <i>et al.</i> (511)
Characteristics and Source Apportionment of VOCs of a Petrochemical Industrial Park During Autumn in China	HU Tian-peng, LI Gang, MAO Yao, <i>et al.</i> (517)
Characteristics of VOCs Pollution in the Winter Atmosphere of a Typical Petrochemical Industry Park	MAO Yao, LI Gang, HU Tian-peng, <i>et al.</i> (525)
Emission Inventory and Pollution Characteristics of Industrial VOCs in Hangzhou, China	LU Bin, HUANG Cheng, LU Qing, <i>et al.</i> (533)
Industrial VOCs Emission in Qinhuangdao	HU Xiao-yu, LIU Hang, WANG Nai-yu, <i>et al.</i> (543)
Pollution Characteristics and Emission Coefficient of Volatile Organic Compounds from Auto/motorcycle Parts & Accessories Manufacturing in Zhejiang Province	 YANG Zhong-ping, WANG Zhe-ming, HE Zhi-qiao, <i>et al.</i> (551)
Stench Sources and Impact Analysis in Automobile Making	SHI Tian-li, ZHANG Wei-xia, CHEN Xiao-fang, <i>et al.</i> (557)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of VOCs Fugitively Emitted from Typical Brewers	GAO Zhan-qi, HU Guan-ju, WANG Hui, <i>et al.</i> (567)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Atmospheric VOCs in Chengdu	LI You-ping, TANG Ya, FAN Zhong-yu, <i>et al.</i> (576)
Indoor Formaldehyde and Benzene Series in Shanghai Residences and Their Associations with Building Characteristics and Lifestyle Behaviors	 JIANG Qiao-yun, LIU Ping-ping, WANG Xue-ying, <i>et al.</i> (585)
Emission Inventory of Anthropogenically Sourced VOCs and Its Contribution to Ozone Formation in Jiangsu Province	XIA Si-jia, LIU Qian, ZHAO Qiu-yue (592)
Emission Inventory of Anthropogenic VOCs in Jiangmen City	CHEN Xiao-fang, ZHANG Wei-xia, CHEN Bing-xu, <i>et al.</i> (600)
Emissions, Chemical Composition, and Spatial and Temporal Allocation of the BVOCs in the Yangtze River Delta Region in 2014	LIU Yan, LI Li, AN Jing-yu, <i>et al.</i> (608)
VOCs Emission Inventory of Service Stations in a Subcenter (Tongzhou District) of the City of Beijing	HUANG Yu-hu, HU Wei, LI Bei-bei, <i>et al.</i> (618)
Pollutant Emissions from Diesel Buses Fueled with Waste Cooking Oil Based Biodiesel	HU Zhi-yuan, LIN Biao-qi, HUANG Cheng, <i>et al.</i> (626)
Treatment of the Waste Gas Containing Methyl <i>tert</i> -Butyl Ether via a Biotrickling Filter	CHU Qi-ying, YAO Lu-lu, LÜ Xiong-biao, <i>et al.</i> (633)
Composite CVOCs Removal in a Combined System of Nonthermal Plasma and a Biotrickling Filter	GUO Hai-qian, MIAO Jing-jing, JIANG Li-ying, <i>et al.</i> (640)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Volatile Organic Compounds (VOCs) and Semi-volatile Organic Compounds (SVOCs) in Qiantang River's Hangzhou Section During a Water Odor Pollution Event	CHEN Feng, TANG Fang-liang, XU Jian-fen, <i>et al.</i> (648)
Occurrence and Spatial Distribution of Volatile Organic Compounds in Urban Drinking Water Distribution Systems	XU Mei-jia, WANG Hai-liang, LI Chun-mei, <i>et al.</i> (655)
Health Risk Assessment of Volatile Organic Compounds for Different Commuting Modes	 TONG Rui-peng, ZHANG Lei (663)
Source Analysis and Environmental Health Risk Assessment of VOCs in Furniture Manufacturing	TONG Rui-peng, ZHANG Lei, YANG Xiao-yi, <i>et al.</i> (672)
Spatio-temporal Distribution Characteristics of PM _{2.5} and Spatio-temporal Variation Characteristics of the Relationship Between PM _{2.5} and PM ₁₀ in Beijing	 YANG Wen-tao, YAO Shi-qi, DENG Min, <i>et al.</i> (684)
Quantification of Methane Ebullition Flux from Small Ponds Using the Inverted-Funnel Method	ZHANG Xiu-fang, XIAO Wei, ZHANG Mi, <i>et al.</i> (691)
Contamination Levels and Exposure Risk via Drinking Water from Perfluoroalkyl Acids in Seven Major Drainage Basins of China	 WANG Xin-xuan, ZHANG Hong, WANG Yan-ping, <i>et al.</i> (703)
Spatio-temporal Distribution and Source Apportionment of Nitrogen in Rivers of Tieling	YANG Li-biao, LEI Kun, QIAO Fei, <i>et al.</i> (711)
Characteristics of Chromophoric Dissolved Organic Matter (CDOM) in Rivers of Western Sichuan Plateau Based on EEM-PARAFAC Analysis	 LIU Yan-yang, QIN Ji-hong, LIU Chen, <i>et al.</i> (720)
Assessment of Heavy Metal Pollution and Human Health Risk of Surface Waters in the City of Ningbo, China	XU Mei-juan, BAO Bo, CHEN Chun-yan, <i>et al.</i> (729)
Temporal-spatial Distribution and Pollution Assessment of Dissolved Heavy Metals in Chaohu Lake	WU Lei, LIU Gui-jian, ZHOU Chun-cai, <i>et al.</i> (738)
Spatial Distribution, Sources and Bioavailability of Heavy Metals in the Surface Sediments of Longjiang River, Southern China	 LAN Xiao-long, NING Zeng-ping, XIAO Qing-xiang, <i>et al.</i> (748)
Mechanism on Enhanced Nitrogen Removal in Municipal Secondary Effluent via Internal-Electrolysis Constructed Wetlands at Low Temperature in Winter	 ZHENG Xiao-ying, ZHU Xing, WANG Ju, <i>et al.</i> (758)
Dynamic Replenishment Process of Nutrients in Tributary of Channel Reservoir	XU Ya-qian, XU Piao, YANG Zheng-jian, <i>et al.</i> (765)
Effect of the Rainfall on Extinction of Cyanobacteria Bloom and Its Mechanism Analysis	LIU Xin-yuan, SONG Lin-xu, JI Dao-bin, <i>et al.</i> (774)
Relationship Between Macrophyte Communities and Macroinvertebrate Communities in an Urban Stream	QU Xiao-dong, YU Yang, ZHANG Min, <i>et al.</i> (783)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Output in Runoff and Rainfall Runoff in Lanlingxi Watershed, Three Gorges Reservoir Area	 ZHANG Lin, HUANG Zhi-lin, XIAO Wen-fa, <i>et al.</i> (792)
Screening Method of Priority Control Pollutants in Groundwater Based on Contamination Assessment	ZHAO Peng, HE Jiang-tao, WANG Man-li, <i>et al.</i> (800)
Effect of Sulfur to Quartz Sand Ratios on the Removal of High-Concentration Perchlorate in Packed-Bed Reactors	TAO Hua-qiang, SHAO Dong-hai, ZHANG Chao, <i>et al.</i> (811)
Adsorption of Methylene Blue and Cu(II) by Activated Carbon/Macromolecule Composite Hydrogel	KONG Yan, ZHUANG Yuan, SHI Bao-you, <i>et al.</i> (819)
Adsorption Performance and Mechanism of HZO@SGH for the Removal of Fluoride from Aqueous Solution	MA Fu-zhen, ZHOU Shao-qi, LIU Ze-jun, <i>et al.</i> (828)
Mechanism of MgO/CAC Catalyzed Ozonation of Organic Compounds	XU Shan-shan, LIN Cun-wang, DING Ya-lei, <i>et al.</i> (838)
Ozonation Characteristics of Low Coagulability Organic Matter from the Secondary Effluent of WWTPs	HOU Rui, JIN Xin, JIN Peng-kang, <i>et al.</i> (844)
Quantitative Analysis of Dominant Pollutants in Secondary Effluent via Dye Probe Technology	MENG Xiao-rong, WANG Cong-hui, WANG Lei, <i>et al.</i> (852)
Lab-scale ANAMMOX Process in a Wastewater Treatment Plant	LI Dong, ZHAO Shi-xun, WANG Jun-an, <i>et al.</i> (859)
Effect of Aeration Rate on Shortcut Nitrification Recovery in Intermittent Aeration Mode	LIU Hong, NAN Yan-bin, LI Hui, <i>et al.</i> (865)
Effect of Aerobic/Phosphorus Granules on Start-up of Partial Nitrification Granular Sludge	LI Dong, GUO Yue-zhou, CAO Mei-zhong, <i>et al.</i> (872)
Microbial Communities and Sludge Specific Resistance in Two SBRs Treating Leachate	CAI Li-yun, HUANG Ze-bin, XU Zi-wei, <i>et al.</i> (880)
Sources and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from the Urbanization Process of Topsoil	YAO Hong, ZHANG Shi-chao, LIU Ming-li, <i>et al.</i> (889)
Spatial Variability and Contamination of Arsenic in Soils of Xijiang River Basin	LIU Chang, SONG Bo, ZHANG Yun-xia, <i>et al.</i> (899)
Characterization of Phosphorus in Urban Surface Soils in Kaifeng City and Its Risk of Loss	BAI Xiu-ling, MA Jian-hua, SUN Yan-Li, <i>et al.</i> (909)
Distribution Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in a Soil-Rice System in an E-waste Dismantling Area	YIN Yi-meng, ZHAO Wei-tuo, HUANG Ting, <i>et al.</i> (916)
Residue Levels and Health Risk Assessment of Organochlorine Pesticides in Rice from Shanghai	MENG Yuan, LIU Cui-cui, QIU Yan-ling, <i>et al.</i> (927)
Effects of Tetracycline Antibiotics on Growth and Characteristics of Enrichment and Transformation in Two Vegetables	CHI Sun-lin, WANG Wei-zhong, XU Wei-hong, <i>et al.</i> (935)
Bioavailability of Silicon Fertilizer Coupled Water Management on Soil Bioavailability and Cumulative Control of Rice in Compound Contaminated Paddy Soils	 LI Yuan-xing-lu, YE Chang-cheng, LIU Yu-ling, <i>et al.</i> (944)
Liver and Kidney Function of E-waste Dismantling Workers and Potential Influencing Factors	YAN Xiao, LI Shu-yuan, WANG Mei-huan, <i>et al.</i> (953)