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

2020
Vol.41 No.5
第41卷 第5期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第5期
2020年5月15日

目 次

环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第5期 2020年5月
Vol.41, No.5 May, 2020

反硝化除磷耦合部分亚硝化-厌氧氨氧化一体式工艺的启动

陈亚[1], 印雯[1], 张星星[1], 张钰[1], 宋吟玲[1,2,3*], 吴鹏[1,2,3], 徐乐中[1,2,3]
(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 城市生活污水资源化利用技术国家地方联合工程实验室, 苏州 215009; 3. 江苏省水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009)

摘要: 采用厌氧折流板反应器与完全混合反应器(ABR-CSTR)组合的一体式工艺作为试验载体,在连续流的运行条件下,针对低碳高氨氮(NH_4^+-N≥200 mg·L^{-1})污水,将不同隔室内的普通厌氧污泥驯化培养为分别具有反硝化除磷、部分亚硝化和厌氧氨氧化功能,以实现三者功能的耦合. A4(CSTR)段通过限氧(DO = 0.8 mg·L^{-1})和间歇曝气(曝:停比 = 30 min:30 min)的方式经过 30 d 成功实现部分亚硝化的启动. 随后进一步采取缩短水力停留时间(HRT)的方式实现部分亚硝化的稳定运行,为厌氧氨氧化提供了NO_2^--N/NH_4^+-N 为 1.0 ~ 1.1 的稳定进水基质. A5 和 A6 隔室运行 154 d 后实现了厌氧氨氧化功能, NH_4^+-N和NO_2^--N 的去除率分别为 94% 和 97%,其出水中NO_3^--N浓度稳定在 22 mg·L^{-1}左右. A1 ~ A3 隔室利用回流中的 NO_x^--N 作为电子受体成功实现了反硝化除磷功能,PO_4^{3-}-P的去除率为 77%. 一体式工艺经过 175d 成功耦合,实现了碳、氮和磷的同步高效去除.

关键词:反硝化除磷(DPR); 部分亚硝化(PN); 厌氧氨氧化(ANAMMOX); 耦合; 脱氮除磷
中图分类号: X703.1 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)05-2367-06 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201907188

Start-up of an Integrated Process of Denitrifying Phosphorus Removal Coupled with Partial Nitritation and Anaerobic Ammonium Oxidation

CHEN Ya[1], YIN Wen[1], ZHANG Xing-xing[1], ZHANG Yu[1], SONG Yin-ling[1,2,3*], WU Peng[1,2,3], XU Le-zhong[1,2,3]
(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. National Regional Engineering Laboratory of Urban Domestic Wastewater Resources Utilization Technology, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Water Treatment Technology and Material, Suzhou 215009, China)

Abstract: An integrated process uses an anaerobic baffled reactor combined with a fully mixed reactor (ABR-CSTR) as a test carrier for low-carbon, high-ammonia nitrogen (NH_4^+-N≥200 mg·L^{-1}) wastewater under continuous flow operating conditions; the normal anaerobic sludge in different compartments is subjected to domestication and cultivation to realize denitrifying phosphorus removal, partial nitritation, and anaerobic ammonium oxidation, thereby achieving the coupling effect of the three. Partial nitritation was successfully achieved in the A4 (CSTR) section by the strategy of limited oxygen (dissolved oxygen DO = 0.8 mg·L^{-1}) and intermittent aeration (exposure ratio = 30 min:30 min) after 30 days. Subsequently, a strategy of shortening the hydraulic retention time (HRT) was adopted to achieve a stable operation of partial nitritation, and a stable influent substrate of NO_2^--N/NH_4^+-N 1.0-1.1 was provided for anaerobic ammonium oxidation. The anaerobic ammonium oxidation function was achieved after 154 days in the A5 and A6 compartments. The removal rates of NH_4^+-N and NO_2^--N were 94% and 97%, respectively, and the NO_3^--N concentration in the effluent was stable at 22 mg·L^{-1}. The denitrifying phosphorus removal function was successfully achieved in the A1-A3 compartments by using NO_x^--N in the reflux as an electron acceptor. The removal rate of PO_4^{3-}-P was 77%. The integrated process was successfully coupled through 175 days, achieving simultaneous removal of C, N, and P.

Key words: denitrifying phosphorus removal (DPR); partial nitritation (PN); anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX); coupling; nitrogen and phosphorus removal

目前,高效脱氮和高效除磷工艺已取得较多研究成果,如厌氧氨氧化(ANAMMOX)工艺[1,2]、全程自养脱氮(CANON)工艺[3,4]和反硝化除磷(DPR)工艺[5,6]等,如何将高效的脱氮工艺和除磷工艺合理地耦合,以实现污水的同步脱氮除磷成为研究热点[7].

反硝化除磷工艺利用反硝化聚磷菌(DPAOs)以硝酸盐氮/亚硝酸酸盐氮为电子受体的特性[8,9],解决了传统聚磷菌对曝气的依赖,不仅节省了 30% 的曝气能耗,减少了 50% 的碳源需求,还大大降低了污泥产量[10,11],在除磷方面极具优势[12];部分亚硝化-厌氧氨氧化工艺因其无需添加有机碳源,高效低耗的特点[13],广泛应用于对高氨氮废水的处理中[14~16],但在处理过程中会不可避免地产生较多的

收稿日期: 2019-07-22; **修订日期**: 2019-12-04
基金项目: 国家自然科学基金项目(51578353);江苏省自然科学基金项目(BK20160356);江苏省高校优秀中青年教师和校长境外研修计划项目
作者简介: 陈亚(1994 ~),男,硕士研究生,主要研究方向为污水处理与回用,E-mail:m15862351567@163.com
* 通信作者,E-mail:807118983@qq.com

硝酸盐氮[17,18].

基于此,本文以 ABR-CSTR 组合反应器作为试验载体,通过在不同隔室内接种普通厌氧污泥,研究反硝化除磷耦合部分亚硝化-厌氧氨氧化一体式工艺的启动.同时利用后者产生的硝酸盐氮作为反硝化除磷的电子受体,探究耦合工艺针对如污泥厌氧消化液、味精废水等低碳高氨氮废水同步脱氮除磷处理特点,以期为实现污水的同步脱氮除磷处理提供新思路.

1 材料与方法

1.1 试验装置

本试验装置采用有机玻璃制作.如图 1 所示,反应器总有效体积 11.8 L,长 63 cm,宽 12 cm,有效高度 20 cm,共分为 6 个隔室,A1、A2、A3、A4、A5 和 A6,各隔室的有效体积及功能见表 1.系统设置两个回流装置:A3 隔室设置污泥回流装置,A6 隔室设置 NO_x^--N回流装置.同时,为促进 A1 ~ A3 系统内循环,在 A1 隔室设置搅拌装置.A4 隔室底部设置直径 2 cm 的圆柱形曝气砂头.A5 和 A6 隔室外部采用遮阳塑料膜遮住避光.整个反应器置于水浴缸中进行恒温水浴加热,温度控制在 28 ~ 30℃.系统通过 A3 隔室底部排泥口定期排泥,控制污泥龄为 25 d,将富含无机物和磷的污泥定时排出.

表 1 A1 ~ A6 各隔室参数及预期功能

Table 1 A1-A6 compartment parameters and expected functions

隔室	控制条件	有效容积/L	预期实现功能
A1	厌氧	2.3	反硝化除磷功能
A2	缺氧	2.1	反硝化除磷功能
A3	缺氧	2.0	反硝化除磷功能
A4	先好氧,后缺氧	1.9	部分亚硝化功能
A5	厌氧	1.8	厌氧氨氧化功能
A6	厌氧	1.7	厌氧氨氧化功能

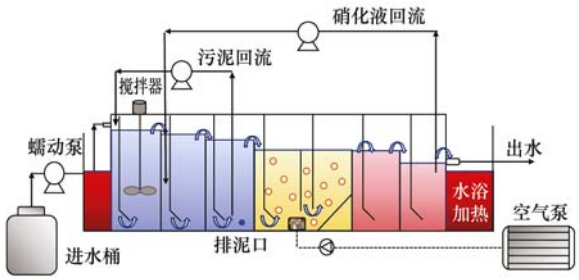

图 1 ABR-CSTR 组合装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the ABR-MBR setup

1.2 接种污泥及进水水质

本试验接种污泥均取自苏州市某污水处理厂的普通厌氧污泥,MLSS 约为4 400 mg·L^{-1},污泥含水率 99.7%.试验进水采用人工配水,具体进水水质如表 2 所示.

表 2 进水水质

Table 2 Characteristics of the raw wastewater

进水组分	浓度/mg·L^{-1}	进水组分	浓度/mg·L^{-1}
COD	180 ~ 220	$COCl_2 \cdot 6H_2O$	0.15
NH_4^+-N	180 ~ 220	$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	0.12
TP	6 ~ 8	$ZnSO_4 \cdot 7H_2O$	0.12
$MgSO_4$	10	$NaMoO_4 \cdot 2H_2O$	0.06
$CaCl_2$	10	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.03
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	1.5	KI	0.03
H_3BO_3	0.1	$NaHCO_3$	根据实际情况添加

1.3 测定项目与方法

试验过程中每隔 2 d 分别采集各隔室水样及进水水样进行测定,NH_4^+-N:纳氏试剂分光光度法;NO_2^--N:*N*-(1-萘基)-乙二胺分光光度法;NO_3^--N:紫外分光光度法;COD:DRB 200 COD 消解仪-分光光度法;PO_4^{3-}-P:钼锑抗分光光度计;TN:过硫酸钾氧化-紫外分光光度法;MLSS、MLVSS:标准重量法;SVI:30 min 沉降法;pH、DO:便携式测定仪.

为方便数据分析,定义 A4 隔室中实现部分亚硝化的两个参数——氨氮去除率($R_{NH_4^+\text{-}N}$)、硝氮转化率($R_{NO_3^-\text{-}N}$)[19]:

$$R_{NH_4^+\text{-}N} = \frac{[NH_4^+\text{-}N]_{in} - [NH_4^+\text{-}N]_e}{[NH_4^+\text{-}N]_{in}} \times 100\%$$

$$R_{NO_3^-\text{-}N} = \frac{[NO_3^-\text{-}N]_e}{[NO_2^-\text{-}N]_3 + [NO_3^-\text{-}N]_e} \times 100\%$$

式中,角标 in 表示 A4 隔室进水组分浓度,e 表示 A4 隔室出水组分浓度.部分亚硝化工艺要求 $R_{NH_4^+\text{-}N}$ 为 50% ~ 57%,$R_{NO_3^-\text{-}N}$小于 20%.

2 结果与讨论

2.1 部分亚硝化的启动及稳定运行

部分亚硝化是整个耦合工艺的中枢部分,其快速启动及稳定运行不仅直接影响后续厌氧氨氧化的启动,同时也间歇影响硝化除磷电子受体的供应.因此,部分亚硝化的快速启动及稳定运行是试验的关键环节.

本试验进水NH_4^+-N浓度维持在 200 mg·L^{-1}左右,进水水质稳定.部分亚硝化的启动调控条件如表 3 所示:试验初期,由于接种污泥含水率较高,污泥沉降性能较差,因此采用连续好氧曝气的方式进行污泥驯化,DO 控制在 1.5 ~ 2 mg·L^{-1}.如图 2 所示,反应器运行至第 10 d,达到最高为 77.4%,为 67.7%,异养反硝化菌利用前段出水中较多的剩余 COD 快速繁殖,处于优势地位.在 AOB 富集阶段,采用限氧[20]和间歇曝气[21,22]的方式进行部分亚硝化的快速启动.第 13 d,对 CSTR 隔室进行限氧调控,DO 降低至 0.8 mg·L^{-1},进行 AOB 的富集.值得注意

的是，在限氧后的 2 ~ 3 d，迅速下降，出水NO_2^--N浓度逐渐升高. 低氧条件下运行至第 23 d，CSTR 系统内NO_2^--N累积达到 80.3 mg·L^{-1}，而NO_3^--N含量仅剩 21.2 mg·L^{-1}. 为了进一步满足后续厌氧氨氧化进水水质的要求，试验运行至第 24 d 时，对 CSTR 格室采用间歇曝气方式，曝停比为 1∶1（30 min∶30 min），间歇曝气环境下运行至第 30 d，为 50%，稳定在 20% 以下，表明部分亚硝化成功启动.

表 3　A4（CSTR）隔室部分亚硝化的启动及稳定运行工况

Table 3　Start-up and stable operation conditions of partial nitritation in the A4（CSTR）compartment

阶段	时间/d	调控策略	DO /mg·L^{-1}	HRT /h	温度 /℃
污泥驯化阶段	1 ~ 12	连续好氧曝气	1.5 ~ 2.0	5	28 ~ 30
AOB 富集阶段	13 ~ 24	限氧：连续低氧曝气	0.8	5	28 ~ 30
	25 ~ 51	间歇曝气：曝停比为1∶1（30 min∶30 min）	0.8	5	28 ~ 30
稳定运行阶段	52 ~ 175	缩短水力停留时间（HRT）	0.8	3	28 ~ 30

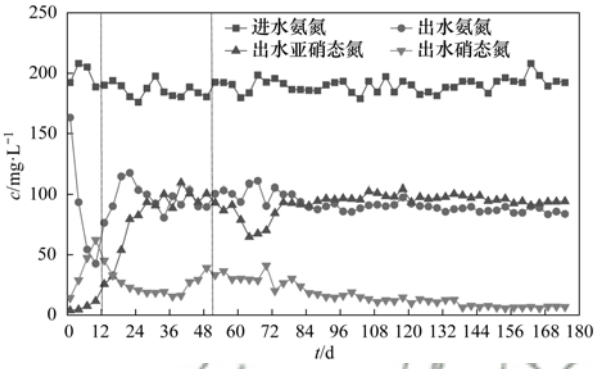

图 2　A4（CSTR）隔室部分亚硝化启动过程中氮素的转化

Fig. 2　Nitrogen conversion during partial nitritation initiation in compartment A4（CSTR）

反应器运行至第 52 d 时，CSTR 出水NO_3^--N浓度高达 41 mg·L^{-1}，同时出水中NH_4^+-N和NO_2^--N浓度出现波动较大的现象. 为了进一步淘洗 NOB，维持部分亚硝化出水的稳定性，将 HRT 从 5 h 缩短至 3 h，经过 26 d 淘洗，出水中NO_2^--N/NH_4^+-N稳定在 1.0 ~ 1.1 之间，出水NO_3^--N维持在 15 mg·L^{-1}以下，部分亚硝化保持稳定.

2.2　厌氧氨氧化的启动

根据进水基质的稳定性，图 3 厌氧氨氧化的启动过程可分为 3 个阶段，分别为基质生成期（1 ~ 29 d），基质波动期（30 ~ 78 d），基质稳定期（79 ~ 175 d）.

第Ⅰ阶段（1 ~ 29 d），厌氧氨氧化进水基质浓度受前段部分亚硝化启动的影响，进水尚无法满足厌氧氨氧化的基质要求，此阶段NH_4^+-N和NO_2^--N的进出水浓度基本不变，ANAMMOX 菌未得到有效富集.

第Ⅱ阶段（30 ~ 78 d），部分亚硝化成功启动后，厌氧氨氧化的进水基质呈现出相对的稳定性，浓度均维持在 80 ~ 100 mg·L^{-1}. 反应器运行至第 52 d，NH_4^+-N和NO_2^--N去除率分别为 51.3% 和 48.7%，ANAMMOX 菌活性增强，系统呈现出一定的厌氧氨氧化效果. 随后NH_4^+-N去除率不升反降，出水中NH_4^+-N浓度与NO_2^--N浓度均呈上升趋势，

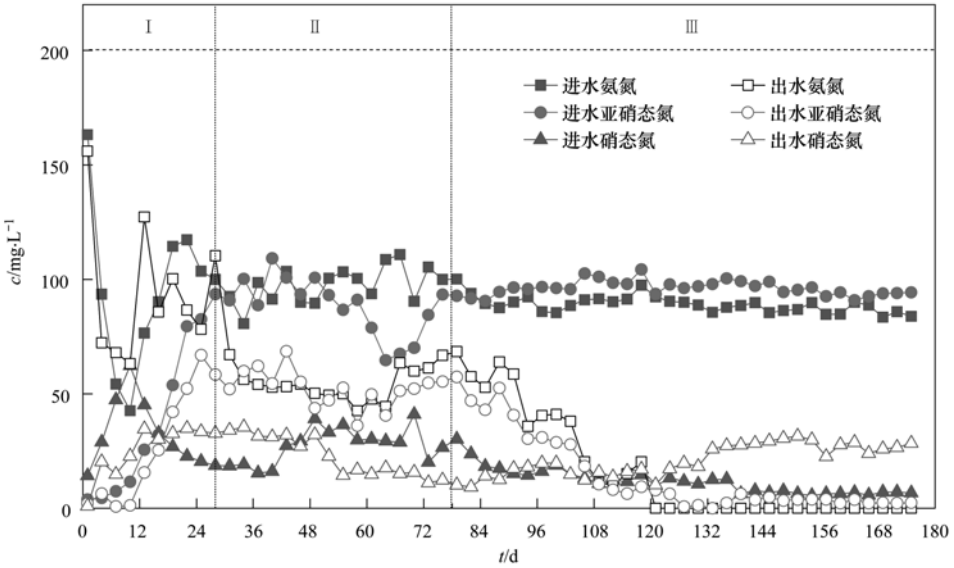

图 3　A5 ~ A6 隔室厌氧氨氧化启动过程中氮素的转化

Fig. 3　Nitrogen conversion during anaerobic ammonium oxidation initiation in A5-A6 compartment

ANAMMOX 菌活性受到一定程度抑制. 这主要是由于前段部分亚硝化的失稳造成进水基质波动较大,进而影响了后续厌氧氨氧化的启动进程. 在整个第Ⅱ阶段,由于厌氧氨氧化进水基质的不稳定,NH_4^+-N和NO_2^--N去除率整体呈先上升后下降趋势,严重延缓了厌氧氨氧化的启动.

第Ⅲ阶段(79 ~ 175 d),进水NH_4^+-N和NO_2^--N基质比始终维持在 1.0 ~ 1.1 之间,ANAMMOX 菌获得快速富集,此时出水中NH_4^+-N和NO_2^--N浓度显著下降,并表现出一致性. 在稳定的进水基质条件下,反应器运行 75 d 后, NH_4^+-N和NO_2^--N的去除率分别达到 94.2% 和 96.5%, NH_4^+-N、NO_2^--N去除量与NO_3^--N生成量呈现出 1∶1.20∶0.22 的比例关系,与理论值[23]接近,标志着厌氧氨氧化的成功启动.

2.3 反硝化除磷的启动

本试验进水PO_4^{3-}-P的浓度维持在 6 ~ 8 mg·L^{-1},启动过程中通过系统末端 A6 隔室上清液回流为反硝化除磷提供电子受体,回流比根据出水NO_x^--N浓度进行不断调整. 如图 4 所示,启动初期(1 ~ 11 d),系统内聚磷菌(PAOs)富集程度较低,A3 隔室出水中PO_4^{3-}-P浓度为 5.3 mg·L^{-1},随后在较多剩余 COD 的作用下,PO_4^{3-}-P在 A5 和 A6 的厌氧环境中进一步释放,此时系统出水PO_4^{3-}-P浓度达到 8.1 mg·L^{-1},系统PO_4^{3-}-P去除率为 -30.5%. 这主要是由于反应器运行初期,A1 段未能充分吸收进水 COD,既影响了磷的去除效果,又导致了二次释磷的出现. 污泥经过 26 d 驯化后,厌氧段(A1)释磷量从 4.0 mg·L^{-1}提高到 12.5 mg·L^{-1},A3 隔室出水和系统出水PO_4^{3-}-P的浓度分别为 4.3 mg·L^{-1}和 4.7 mg·L^{-1},PO_4^{3-}-P去除率提高至 35.9%. 反应器运行第 46 d,回流至前端的电子受体中NO_2^--N浓度为 25.8 mg·L^{-1}, NO_3^--N浓度为 7.7 mg·L^{-1},此时PO_4^{3-}-P去除率突降至 2.9%,继续运行一段时间后发现, PO_4^{3-}-P去除率仍旧维持在较低水平,推测是回流中较高浓度的NO_2^--N对 DPAOs 产生了毒害作用,DPAOs 活性受到严重抑制. 随后降低回流比使得回流至前段的NO_2^--N浓度维持在 20 mg·L^{-1}以下,系统运行至 91 d 时,PO_4^{3-}-P去除率由 2.9% 提高至 31.5%. 由此得出,此系统内 DPAOs 仅能利用较低浓度(< 20 mg·L^{-1})的NO_2^--N作为电子受体,当NO_2^--N浓度 > 20 mg·L^{-1}时,会对其产生较大的毒害作用. 与刘建广等[24]认为的NO_2^--N浓度超过 20 mg·L^{-1}时不能被 DPAOs 较好地吸收利用一致. 反应器运行至第 109 d,回流中NO_3^--N浓度为 11.8 mg·L^{-1}, NO_2^--N浓度为 7.9 mg·L^{-1},NO_3^--N逐渐代替NO_2^--N成为回流的主体成分,PO_4^{3-}-P的去除率始终保持上升趋势. 随着厌氧氨氧化的成功启动,其出水中NO_2^--N接近 0,硝态氮保持在 22 mg·L^{-1},回流水质稳定,稳定的回流有利于 DPAOs 更好地驯化,PO_4^{3-}-P去除率稳步上升. 反应器运行至第 145 d,PO_4^{3-}-P的去除率最高达到 76.5%,连续运行 27 d 内,PO_4^{3-}-P去除率均保持在 75% 以上,标志着反硝化除磷成功实现启动.

2.4 耦合系统对 COD 的沿程去除特性

COD 的去除效果与各隔室内微生物的富集紧密联系,影响着各系统的脱氮、除磷性能. COD 在耦合系统中的去除主要分为 2 个部分:第一部分是由反硝化除磷系统中的 DPAOs 用于合成内碳源存储于胞内;第二部分由部分亚硝化段和厌氧氨氧化段少量的异养菌所利用.

进水 COD 浓度维持在 185.4 ~ 213.5 mg·L^{-1}之间,COD 的总去除率为 89.1%. 如图 5 耦合系统对

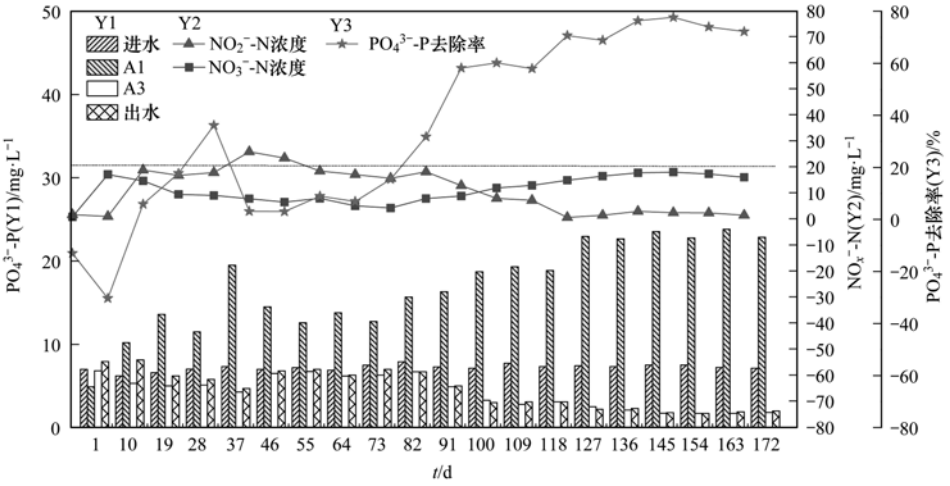

图 4 回流中不同NO_x^--N浓度对系统中磷的去除变化的影响

Fig. 4 Effects of different NO_x^--N concentrations in reflux on phosphorus removal in the system

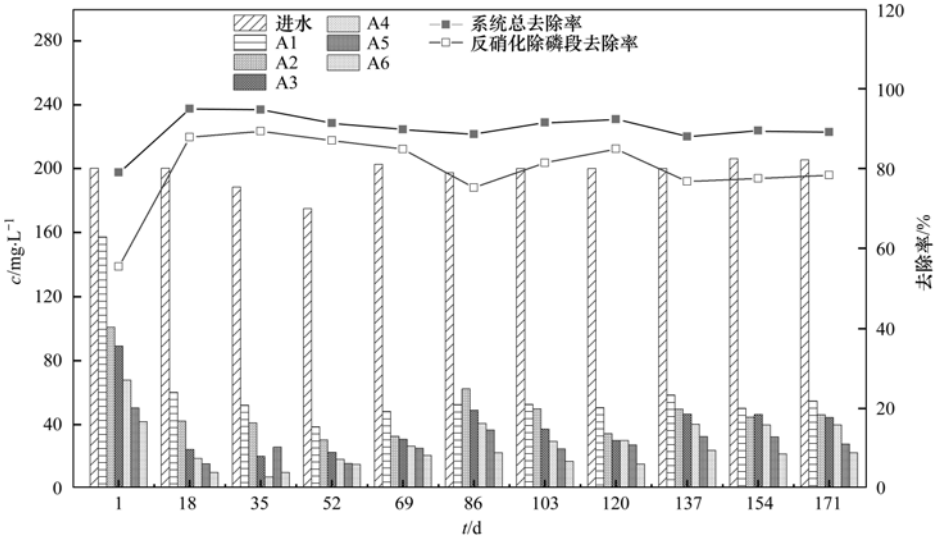

图 5　耦合系统对 COD 的沿程去除规律

Fig. 5　Coupling system to remove COD along the path

COD 的沿程去除特性所示，反硝化除磷系统对 COD 的去除贡献率为 78.3%，占耦合系统总去除率的主体部分，其中进水经过反硝化除磷系统厌氧段（A1）后，COD 出水浓度维持在 58.4 $mg \cdot L^{-1}$ 以下，大量 COD 在 DPAOs 的厌氧释磷阶段所吸收，这不仅为后续 DPAOs 在缺氧段的过量吸磷提供了电子供体，同时也避免了较高浓度有机物对部分亚硝化与厌氧氨氧化的抑制[25]. 随后，反硝化除磷系统出水 COD 依次经过部分亚硝化系统和厌氧氨氧化系统，COD 均有少量的去除，去除率分别为 2.3% 和 8.5%，这主要是由于在 COD 的存在条件下，部分亚硝化系统与厌氧氨氧化系统会较易滋生少量反硝化细菌，利用系统内的 NO_3^--N/NO_2^--N进行一定的反硝化.

3　结论

（1）反硝化除磷耦合部分亚硝化-厌氧氨氧化一体式工艺经过 175 d 成功启动并保持稳定运行. 针对人工模拟的低碳高氨氮污水，耦合工艺实现了 COD、氮和磷的同步去除，去除率分别达到 89%、92% 和 77%.

（2）部分亚硝化的稳定运行对厌氧氨氧化的快速启动影响较大. 控制 DO 0.8 $mg \cdot L^{-1}$，曝：停比 = 30 min∶30 min 的方式实现了部分亚硝化的成功启动. 在此基础上，将 HRT 缩短至 3h 实现部分亚硝化的稳定运行.

（3）当系统回流中电子受体 NO_2^--N浓度 > 20 $mg \cdot L^{-1}$ 时，反硝化聚磷菌会受到严重抑制，PO_4^{3-}-P 的去除率迅速降低至 7.1%，反硝化除磷系统接近崩溃. 随后当回流中 NO_3^--N占据主体时，反硝化除磷效果达到最佳，PO_4^{3-}-P的去除率稳定在 75% 左右.

参考文献：

[1] 闾刚，徐乐中，沈耀良，等. 快速启动厌氧氨氧化工艺[J]. 环境科学，2017，**38**(3)：1116-1121.
Lü G，Xu L Z，Shen Y L，*et al*. Quick start-up of anaerobic ammonium oxidation process[J]. Environmental Science，2017，**38**(3)：1116-1121.

[2] 张少辉，郑平. 厌氧氨氧化反应器启动方法的研究[J]. 中国环境科学，2004，**24**(4)：496-500.
Zhang S H，Zheng P. Studies on start-up technique of anammox bioreactor[J]. China Environmental Science，2004，**24**(4)：496-500.

[3] 李田，印雯，王昕竹，等. ABR 除碳-CANON 耦合工艺除碳脱氮特性[J]. 环境科学，2019，**40**(2)：823-828.
Li T，Yin W，Wang X Z，*et al*. Carbon and nitrogen removal characteristics of ABR decarbonization-CANON coupling process[J]. Environmental Science，2019，**40**(2)：823-828.

[4] 陈希，王建芳，钱飞跃，等. 连续流与序批式组合运行启动高性能 CANON 反应器[J]. 化工学报，2018，**69**(4)：1695-1702.
Chen X，Wang J F，Qian F Y，*et al*. Start-up of high-performance CANON reactor by alternating continuous flow and sequencing batch operation modes[J]. CIESC Journal，2018，**69**(4)：1695-1702.

[5] Carvalho G，Lemos P C，Oehmen A，*et al*. Denitrifying phosphorus removal：linking the process performance with the microbial community structure[J]. Water Research，2007，**41**(19)：4383-4396.

[6] Wang Y Y，Geng J J，Ren Z J，*et al*. Effect of COD/N and COD/P ratios on the PHA transformation and dynamics of microbial community structure in a denitrifying phosphorus removal process[J]. Journal of Chemical Technology & Biotechnology，2013，**88**(7)：1228-1236.

[7] 王梅香，赵伟华，王淑莹，等. A_2N_2 系统反硝化除磷性能的优化及稳定运行[J]. 中国环境科学，2016，**36**(11)：3311-3320.
Wang M X，Zhao W H，Wang S Y，*et al*. Denitrifying phosphorus removal performance optimization and stable operation of A_2N_2 system[J]. China Environmental Science，2016，**36**(11)：3311-3320.

[8] 卢峰，杨殿海. 反硝化除磷工艺的研究开发进展[J]. 中国

给水排水, 2003, **19**(9): 32-34.
Lu F, Yang D H. Advance in the development of denitrifying phosphorus removal process[J]. China Water & Wastewater, 2003, **19**(9): 32-34.

[9] Wachtmeister A, Kuba T, van Loosdrecht M C M, *et al*. A sludge characterization assay for aerobic and denitrifying phosphorus removing sludge[J]. Water Research, 1997, **31**(3): 471-478.

[10] Oehmen A, Lemos P C, Carvalho G, *et al*. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale[J]. Water Research, 2007, **41**(11): 2271-2300.

[11] 韦嘉敏, 蒋志云, 程诚, 等. ABR-MBR 反硝化除磷工艺的启动及稳定运行[J]. 环境科学, 2019, **40**(2): 808-815.
Wei J M, Jiang Z Y, Cheng C, *et al*. Start-up and stable operation of ABR-MBR denitrifying phosphorus removal process[J]. Environmental Science, 2019, **40**(2): 808-815.

[12] 陈亚, 印雯, 吴鹏, 等. 厌氧氨氧化与反硝化除磷耦合机制[J]. 工业水处理, 2019, **39**(2): 1-5.
Chen Y, Yin W, Wu P, *et al*. Coupling mechanism of anaerobic ammonia oxidation and denitrifying phosphorus removal[J]. Industrial Water Treatment, 2019, **39**(2): 1-5.

[13] 马富国, 张树军, 曹相生, 等. 部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合工艺处理污泥脱水液[J]. 中国环境科学, 2009, **29**(2): 219-224.
Ma F G, Zhang S J, Cao X S. *et al*. Coupling process of partial nitrification and anammox for treatment of sludge liquor[J]. China Environmental Science, 2009, **29**(2): 219-224.

[14] 周正, 林兴, 王凡, 等. 酒精废水部分亚硝化-厌氧氨氧化脱氮的可行性[J]. 环境科学, 2017, **38**(8): 3377-3384.
Zhou Z, Lin X, Wang F, *et al*. Removal of nitrogen from alcohol wastewater by pn-anammox[J]. Environmental Science, 2017, **38**(8): 3377-3384.

[15] 崔剑虹, 李祥, 黄勇. 部分亚硝化-厌氧氨氧化工艺联合形式、应用及脱氮效能评析[J]. 化工进展, 2015, **34**(8): 3142-3146.
Cui J H, Li X, Huang Y, *et al*. Evaluation of combination, application and nitrogen removal efficiency of partial nitritation-anammox process[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2015, **34**(8): 3142-3146.

[16] Liu J, Zuo J E, Yang Y, *et al*. An autotrophic nitrogen removal process: short-cut nitrification combined with ANAMMOX for treating diluted effluent from an UASB reactor fed by landfill leachate[J]. Journal of Environmental Science, 2010, **22**(5): 777-783.

[17] 印雯, 陈亚, 张钰, 等. 全程自养脱氮耦合反硝化除磷的启动及稳定运行[J]. 环境科学, 2019, **40**(11): 5032-5039.
Yin W, Chen Y, Zhang Y, *et al*. Start-up and stable operation of CANON coupled with denitrifying phosphorus removal[J]. Environmental Science, 2019, **40**(11): 5032-5039.

[18] 乔森, 张美娇, 邵东海, 等. 新型单级自养脱氮与反硝化除磷耦合工艺[J]. 安全与环境学报, 2018, **18**(1): 257-263.
Qiao S, Zhang M J, Shao D H, *et al*. Renovated coupling single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitritation process with phosphorus removal process[J]. Journal of Safety and Environment, 2018, **18**(1): 257-263.

[19] 魏小明. 高氨氮废水的部分亚硝化工艺研究[D]. 北京: 北京交通大学, 2009.
Wei X M. Partial nitritation process for ammonium-rich wastewater treatment[D]. Beijing: Beijing Jiaotong University, 2009.

[20] 李祥, 陈宗姮, 黄勇, 等. 控制 ORP 实现连续流反应器部分亚硝化稳定运行[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(12): 3086-3092.
Li X, Chen Z H, Huang Y, *et al*. Stable operation of partial nitritation by controlling ORP in continuous flow reactor[J]. China Environmental Science, 2014, **34**(12): 3086-3092.

[21] 巩有奎,彭永臻. 运行方式对 SBBR 亚硝酸型同步脱氮及 N2O 释放的影响[J]. 化工学报,2019, **70**(6): 2289-2297.
Gong Y K, Peng Y Z. Effect of operation mode on characteristics and N2O emissions during simultaneous nitrification and denitrification *via* nitrite in SBBR[J]. CIESC Journal, 2019, **70**(6): 2289-2297.

[22] 张婷, 吴鹏, 沈耀良, 等. CSTR 和 MBR 反应器的短程硝化快速启动[J]. 环境科学, 2017, **38**(8): 3399-3405.
Zhang T, Wu P, Shen Y L, *et al*. Fast start-up of shortcut nitrification in a CSTR and an MBR[J]. Environmental Science, 2017, **38**(8): 3399-3405.

[23] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, *et al*. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1998, **50**(5): 589-596.

[24] 刘建广, 付昆明, 杨义飞, 等. 不同电子受体对反硝化除磷菌缺氧吸磷的影响[J]. 环境科学, 2007, **28**(7): 1472-1476.
Liu J G, Fu K M, Yang Y F, *et al*. Effect of electron acceptors on anoxic phosphorus uptake of DPB[J]. Environmental Science, 2007, **28**(7): 1472-1476.

[25] 苗蕾, 王凯, 王淑莹, 等. 垃圾渗滤液中有机物对其厌氧氨氧化的影响[J]. 东南大学学报(自然科学版), 2014, **44**(5): 999-1004.
Miao L, Wang K, Wang S Y, *et al*. Effect of organics on anammox process for treatment of landfill leachate[J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2014, **44**(5): 999-1004.

HUANJING K0EXUE Vol. 41 No. 5
Environmental Science (monthly) May 15, 2020

CONTENTS