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.9
第41卷 第9期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第9期
2020年9月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第9期 2020年9月
Vol.41, No.9 Sep., 2020

ABR-MBR 耦合工艺启动及优化反硝化除磷性能

缪新年[1], 汪倩[1], 郭凯成[1], 刘文如[1,2,3], 沈耀良[1,2,3,4*]
(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 江苏省水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009; 3. 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; 4. 江苏省环境科学与工程重点实验室, 苏州 215009)

摘要: 探究 ABR-MBR 耦合工艺在无污泥回流及在 ABR 各隔室接种高浓度(25 g·L^{-1},以 MLSS 计)活性污泥条件下启动反硝化除磷性能的可行性以及反硝化除磷隔室内微生物群落特征. 结果表明,通过逐步提升硝化液回流比(R)由 0% 至 200% 成功启动反硝化除磷性能. 稳定运行过程中,系统对 COD、PO_4^{3-}-P和 TN 的平均去除率分别为 88.28%、54.45% 和 61.93%. 在 ABR 进水容积负荷(以 COD 计,下同)为 0.8 kg·(m^3·d)$^{-1}$、R 为 150%、ABR 和 MBR 的水力停留时间(HRT)分别为 9h 和 3.3 h 时,VFA 平均产量为 80.58 mg·L^{-1}、回流硝化液的 $\rho(NO_2^-\text{-N})/\rho(NO_3^-\text{-N})$ 平均为 1.68,PO_4^{3-}-P和 TN 的平均去除率分别为 64.94% 和 62.95%,实现短程硝化和反硝化除磷耦合. 批次实验证明反硝化除磷菌(DPAOs)为 ABR 中主要除磷功能菌,厌氧释磷量和缺氧吸磷量分别为 3.73 mg·L^{-1}和 10.22 mg·L^{-1}. 高通量测序分析结果表明,除磷隔室内微生物的优势菌门为变形菌门(Proteobacteria)和拟杆菌门(Bacteroidetes),分别占 23.49%~53.66% 和 16.55%~21.78%,与反硝化除磷有关的功能微生物主要是变形菌门下的索氏菌属(*Thauera*)、发硫菌属(*Thiothrix*)、假单胞菌属(*Pseudomonas*)、*norank_f_Rhodocyclaceae* 和 *unclassified_f_Rhodocyclaceae*,拟杆菌门中的鞘脂杆菌目(Sphingobacteriales).

关键词: ABR-MBR 耦合工艺; 反硝化除磷; 无污泥回流; 微生物群落; 高通量测序
中图分类号: X703.1 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)09-4150-11 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202002124

Start-up and Optimization of Denitrifying Phosphorus Removal in ABR-MBR Coupling Process

MIAO Xin-nian[1], WANG Qian[1], GUO Kai-cheng[1], LIU Wen-ru[1,2,3], SHEN Yao-liang[1,2,3,4*]
(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Water Treatment Technology and Material, Suzhou 215009, China; 3. National and Local Joint Engineering Laboratory of Municipal Sewage Resource Utilization Technology, Suzhou 215009, China; 4. Key Laboratory of Environmental Science and Engineering of Jiangsu Province, Suzhou 215009, China)

Abstract: The feasibility of the denitrifying phosphorus removal process in the ABR-MBR system with no sludge reflux and high concentration of seeding activated sludge (25 g·L^{-1}, in MLSS) in the ABR was investigated. The characteristics of the microbial community in the denitrifying phosphorus removal compartment were also evaluated. The denitrifying phosphorus removal function was achieved by gradually increasing the reflux ratio (R) from 0% to 200%. During the stable operation, the average removal rates of COD, PO_4^{3-}-P, and TN in the system were 88.28%, 54.45%, and 61.93%, respectively. When the influent loading rate, NO_x^--N reflux ratio, and hydraulic retention time (HRT) of ABR and MBR were 0.8 kg·(m^3·d)$^{-1}$, 150%, and 9 h and 3.3 h, respectively, the average VFA concentration of 80.58 mg·L^{-1}, $\rho(NO_2^-\text{-N})/\rho(NO_3^-\text{-N})$ reflux ratio of 1.68, and PO_4^{3-}-P and TN removal rates of 64.94% and 62.95% were obtained. The short-cut nitrification denitrifying phosphorus removal was achieved in the ABR-MBR system. Batch tests showed that denitrifying phosphorus removal bacteria (DPAOs) were the main functional bacteria in the ABR, with anaerobic phosphorus release and anoxic phosphorus uptake of 3.73 mg·L^{-1} and 10.22 mg·L^{-1}, respectively. High throughput sequencing results showed that Proteobacteria and Bacteroidetes were the dominant phyla in the phosphorus removal compartment, accounting for 23.49%-53.66% and 16.55%-21.78% of the total phyla, respectively. *Thauera*, *Thiothrix*, *Pseudomonas*, *norank_f_Rhodocyclaceae*, and *unclassification_f_Rhodocyclaceae* in Proteobacteria, and Sphingobacteriales in Bacteroidetes were the potential denitrifying phosphorus removal microorganisms.

Key words: ABR-MBR coupling process; denitrifying phosphorus removal; no sludge reflux; microbial community; high throughput sequencing

反硝化除磷技术是利用反硝化除磷菌(DPAOs)以NO_3^--N或NO_2^--N作为电子受体进行过量吸磷,将反硝化和除磷两个独立过程置于同一缺氧环境同步完成,可使优质碳源充分发挥"一碳两用"的作用,有效解决传统脱氮除磷工艺碳源不足的瓶颈问题[1].

目前常见的连续流反硝化除磷工艺主要是 A^2/O-MBR、A^2/O-BAF、A^2/O-MBBR 和 A^2/O-BCO 等工艺,它们共有的特点:①在 A^2/O 后设有二沉池和中间水箱,防止 A^2/O 段活性污泥流入后端,影响硝

收稿日期: 2020-02-18; **修订日期**: 2020-03-31
基金项目: 国家自然科学基金项目(51578353)
作者简介: 缪新年(1995~),女,硕士研究生,主要研究方向为水污染控制与理论,E-mail:18262036697@163.com
* 通信作者,E-mail:ylshen@mail.usts.edu.cn

化作用，这使得工艺流程过于冗长，占地面积大；②在厌氧区和缺氧区设有电动搅拌机，通过外力搅拌使基质与微生物充分接触，但外力搅拌需消耗电能，前端隔室内污泥会随水流向后端隔室流动，为确保隔室内维持充足的生物量，需进行污泥回流，将二沉池污泥回流至厌氧区，进一步加剧了工艺调控的复杂程度，隔室内微生物相互混合也易引发生境矛盾[2~5].

厌氧折流板反应器（ABR）具有结构简单、生物固体截留能力强、微生物相分离、占地面积小、运行稳定等特点[6]. 废水进入反应器沿折流板上下折流前进，污泥在废水流动及产气作用下，在隔室内上下翻滚，使得废水中的基质与微生物充分接触得以去除；由于折流板的阻挡及污泥自身的沉降性能，污泥在水平方向流速极慢，使得污泥被截留在各隔室内；其单隔室为混合态，整体为推流态的特点，可使各隔室驯化出适应各自水质和环境条件的微生物群落，实现相分离[7]. 膜生物反应器（MBR）具有高效泥水分离的特点，是一种将膜过滤技术与生物降解技术相结合的反应器[8].

本研究将 ABR 与 MBR 有机结合形成 ABR-MBR 耦合工艺，利用 ABR 前端隔室高效产酸作用为 DPAOs 提供优质碳源（VFA），利用 MBR 硝化作用为反硝化除磷提供电子受体，在解决优质碳源缺乏、硝化菌和聚磷菌间泥龄矛盾等问题的同时，可进一步省去因外力搅拌带来的能量损耗、简化冗长的工艺流程. 有研究发现，在反硝化除磷工艺中污泥的 MLSS 越高，释磷、吸磷及反硝化速率越高[9]. 为避免因污泥回流造成 ABR 相分离被破坏，并保证隔室内生物量充足，本研究在无污泥回流及接种高浓度污泥条件下，探索 ABR-MBR 耦合工艺实现反硝化除磷的可行性，并对其进行优化调控；利用具有测序通量高、成本低、灵敏度高、自动化高、速度快、准确度高，且可全面分析环境中绝大部分微生物特点的高通量测序技术对除磷隔室内污泥进行分析[10]，获取工艺启动及优化过程中微生物群落的结构特征.

1　材料与方法

1.1　实验装置

本研究采用 ABR-MBR 一体式反应器，实验装置与处理流程如图 1 所示. 装置由 5 个隔室的 ABR 反应器和 MBR 反应器耦合而成. 其中，ABR 有效容积约为 8.8 L，MBR 有效容积约为 4.8 L，均采用有机玻璃制成. MBR 反应器采用间歇抽吸出水，周期为 10 min（8 min 出水/2 min 反冲洗），所用的膜组件为 PVDF 帘式中空纤维膜，膜孔径为 0.2 μm，通过真空压力表测定跨膜压差（TMP）来反映膜的污染情况，当 TMP 达到 30 kPa 时需对膜组件进行化学清洗，底部采用微孔曝气供氧. 整个工艺以可编程逻辑控制器（PLC）控制水位的恒定实现进出水、反冲洗等运行过程的自动控制. 通过蠕动泵将生活污水引入 ABR，并将硝化液由 MBR 回流至 ABR 反应器以实现 ABR 与 MBR 二者的联动协同.

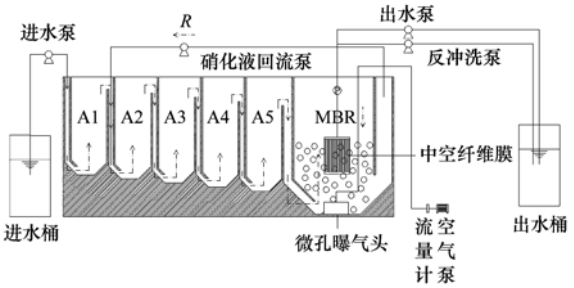


图 1　ABR-MBR 工艺实验装置示意

Fig. 1　Schematic diagram of ABR-MBR setup

1.2　实验用水和接种污泥

本实验用水为苏州某高校生活污水，采用葡萄糖、淀粉、磷酸二氢钾及氯化铵适当调整水质并补充必要的碳、磷和氮. 各项水质指标见表 1. 接种污泥取自苏州某城市污水处理厂 A^2/O 工艺的二沉池. ABR 反应器各格室接种污泥 MLSS 约为 25 $g \cdot L^{-1}$，MBR 反应器各格室接种污泥 MLSS 约为 4 000 $mg \cdot L^{-1}$.

表 1　进水水质

Table 1　Characteristics of raw wastewater

分析指标	范围	均值
COD/$mg \cdot L^{-1}$	226.61 ~ 373.97	284.60
NH_4^+-N/$mg \cdot L^{-1}$	40.15 ~ 62.05	52.23
NO_2^--N/$mg \cdot L^{-1}$	0 ~ 0.96	0.38
NO_3^--N/$mg \cdot L^{-1}$	0 ~ 0.50	0.25
TN/$mg \cdot L^{-1}$	40.87 ~ 62.45	52.67
PO_4^{3-}-P/$mg \cdot L^{-1}$	6.17 ~ 9.14	7.50
pH	6.95 ~ 7.59	7.25

1.3　实验过程

ABR-MBR 反应器共运行 9 个工况如表 2 所示，每个样品均在各工况系统稳定运行后进行取样分析. 研究过程中，将温度维持在 28 ~ 32℃，反硝化除磷功能区污泥龄控制在 25 ~ 30 d. MBR 采用微孔曝气供氧，维持好氧环境.

1.4　分析方法

常规指标测定：水样取自系统进出水以及各隔室出水，采用 0.45 μm 中速滤纸过滤水样，再按照文献［11］规定的方法分别测定水样中 COD、NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N、PO_4^{3-}-P 和 TN 等指标. COD 采用快速消解法；NH_4^+-N 采用纳氏试剂分光

表 2 ABR-MBR 耦合工艺实验方案

Table 2 Experimental schemes of ABR-MBR processes

编号	天数/d	OLR(以 COD 计) /kg·(m^3·d)$^{-1}$	HRT/h		硝化液回流点位	硝化液回流比 /%
			ABR	MBR		
a	1 ~ 11	0.48	15	8.2	/	/
b	12 ~ 25	0.48	15	8.2	A3	100
c	26 ~ 43	0.48	15	8.2	A3	150
d	44 ~ 71	0.48	15	8.2	A3	200
e	72 ~ 103	0.8	9	4.9	A3	200
f	104 ~ 121	1.2	6	3.3	A3	200
g	122 ~ 143	0.8	9	3.3	A2	50 ~ 100
h	144 ~ 165	0.8	9	3.3	A2	150
i	166 ~ 177	0.8	9	3.3	A2	200

光度法; NO_2^--N采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; NO_3^--N采用紫外分光光度法; PO_4^{3-}-P采用钼锑抗分光光度法; TN 采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法; MLSS 采用重量法; VFA 采用分光光度法; pH 及 DO 采用便携式测定仪.

批次实验:在 ABR-MBR 耦合工艺运行的第 155 d,将 A2 隔室泥水混合均匀,从中部取 250 mL 泥水混合液进行静止去除上清液,为去除残余的NO_x^--N,将污泥用蒸馏水清洗 3 遍,然后置于 250 mL 锥形瓶中,以 A1 隔室出水为进水基质,放入摇床中,进行 90 min 厌氧反应; 反应结束后将锥形瓶取出并静止弃去上清液,加入从 MBR 回流的硝化液,继续进行 120 min 缺氧反应,整个实验过程中每隔 15 min 取一次样,探究实验过程中PO_4^{3-}-P、COD、NO_3^--N和NO_2^--N的变化规律,说明 A2 隔室污泥的反硝化除磷特性.

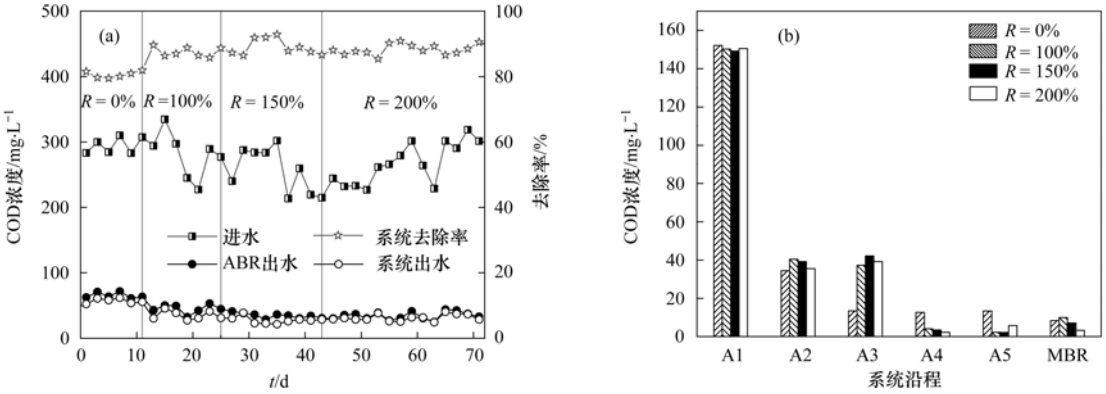
高通量测序:在反应器运行的第 50、130 和 165 d 在硝化液回流隔室采取泥样,分别编号为 M1、M2 和 M3,分析除磷隔室内功能微生物群落组成变化. 采样过程如下:先用玻璃棒将除磷隔室内污泥混合均匀,接着从隔室内不同位置采取泥样,再将同 1 d 采集的污泥混合后置于离心管内,再在 -20℃ 条件下进行冷冻保存. 委托美吉生物(中国上海)进行高通量测序.

2 结果与讨论

2.1 ABR-MBR 耦合工艺反硝化除磷启动研究

2.1.1 启动过程中 COD 的去除情况

本研究通过逐步提升回流比(*R*)的方式启动反硝化除磷,实验设定的 *R* 分别为 0%、100%、150% 和 200%. ABR-MBR 耦合工艺启动过程中 COD 的去除情况如图 2(a)所示,在整个启动过程中系统进水 COD 浓度平均为 276.83 mg·L^{-1},ABR 出水 COD 浓度平均为 41.11 mg·L^{-1},系统出水 COD 浓度平均为 35.37 mg·L^{-1}. 系统进水 COD 浓度波动幅度虽大,但启动过程中整个系统的 COD 去除率无明显波动,基本稳定在 90% 左右. 说明在该工艺中,*R* 的改变对 COD 的去除效果影响不大,与吕亮等[12]的研究结果一致. 由图 2(b)可知启动过程中各隔室 COD 去除情况. A1 和 A2 隔室主要起水解酸化作用,将大分子有机物在酸性厌氧菌的作用下转化成可被 DPAOs 以主动运输的方式转化到体内合成 PHB 的小分子挥发性脂肪酸(VFA),用来作为反硝化除磷的优质碳源,COD 的降解主要集中在 A1 和



(a)启动过程中系统 COD 去除情况; (b)不同硝化液回流比下各隔室 COD 去除情况

图 2 ABR-MBR 工艺启动过程中 COD 去除特性

Fig. 2 Removal characteristics of COD during start-up in ABR-MBR system

A2 隔室，其去除率可达 68%. A3 隔室对 COD 的降解作用主要通过 DPAOs 吸收 VFA 转化到体内合成 PHB 作为进行反硝化除磷的电子供体. 随 R 的增大，DPAOs 在系统中得到富集，对 COD 的去除贡献率由 5% 提升至 15%. 与韦佳敏等[13]的研究结果一致，提升 R 利于 DPAOs 在 ABR-MBR 工艺中富集. 整个系统可维持稳定的 COD 去除效果除 DPAOs 的贡献外，还存在其他微生物的协同作用. 在水解酸化阶段（A1 和 A2）部分 COD 可被产酸菌利用合成新的细胞物质转化成 CO_2[8]，少量 COD 在缺氧段亦可被反硝化菌利用进行反硝化脱氮. 另外，MBR 中除存在自养硝化菌外还存在好氧异养菌，该类菌为维持正常的生命活动需消耗 COD[12].

2.1.2　启动过程中同步脱氮除磷效果分析

启动过程中PO_4^{3-}-P和 TN 的去除情况如图 3 所示，系统进水PO_4^{3-}-P浓度为 6.17 ~ 9.14 mg·L^{-1}，TN 浓度 41.87 ~ 64.12 mg·L^{-1}，在反应器启动初期未进行硝化液回流，ABR 中因无反硝化除磷所需电子受体，只存在释磷现象，导致出水PO_4^{3-}-P浓度达进水浓度的一倍，当进行硝化液回流后 ABR 出水PO_4^{3-}-P浓度迅速降低，PO_4^{3-}-P去除率从负值转向正值，在硝化液回流比为 100% 时，PO_4^{3-}-P平均去除率为 23.59%，TN 去除率也随之提高至 37.23%. 说明接种污泥本身就存在一定数量的 DPAOs，其可利用 ABR 前端隔室水解酸化作用产生的 VFA 合成 PHB 并完成磷的释放，再利用好氧 MBR 硝化作用产生的 NO_x^--N（NO_3^--N和NO_2^--N）作为电子受体进行过量吸磷，将磷储存于体内，整个系统通过从除磷隔室排除富磷污泥的方式达到除磷的目的. 因此，ABR 与 MBR 耦合运行可实现其提供的优质碳源满足反硝化除磷的内碳源之需，而获得能源与资源有效利用目标[14].

反硝化除磷系统中电子受体是否充足是决定系统除磷效果的关键因素之一[15]. 在 ABR-MBR 耦合工艺中反硝化除磷所需电子受体的多少主要由 R 控制[12]. 如图 3 所示，PO_4^{3-}-P和 TN 的去除率均随 R 的增大而增大，平均去除率分别可达到 54.45% 和 61.93%. 说明 R 的增大利于 DPAOs 在 ABR 中富集，使其承担整个系统氮和磷的主要去除作用，与蒋志云等[16]的研究结果一致. 杨小梅等[17]的研究发现，在连续流反硝化除磷工艺中 R 不宜过大，R 过大可造成硝化液带入进缺氧区的溶解氧过多，破坏缺氧环境；且随 R 增大，回流区域的水力停留时间会缩短，从而使基质与微生物的接触时间缩短，不利于提升除磷率. 因此，当 ABR 出水NO_x^--N浓度出现剩余并接近 3 mg·L^{-1}时决定不再增大 R. 该工艺在硝化液回流比为 200% 时启动成功，启动成功后运行一个月，PO_4^{3-}-P去除率可维持稳定并接近 60%.

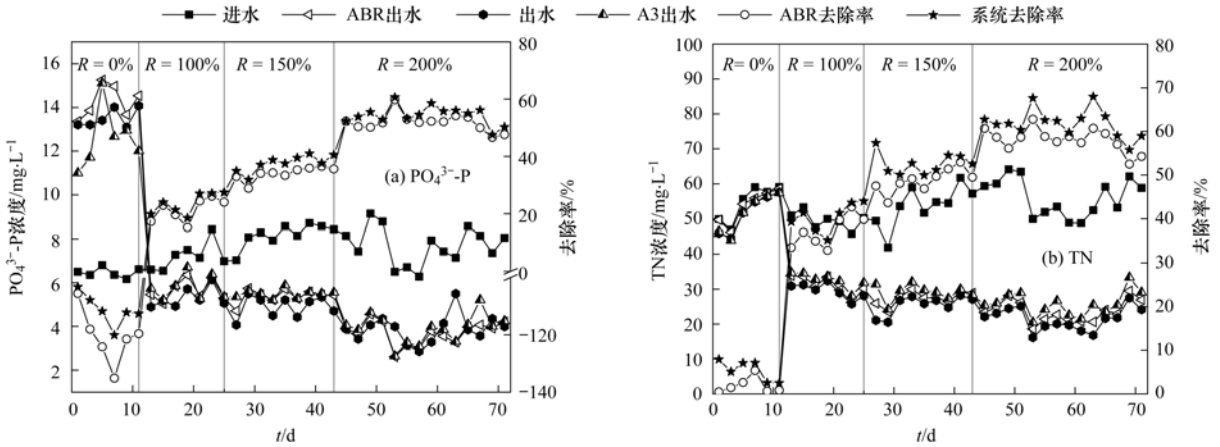


图 3　ABR-MBR 工艺启动过程中PO_4^{3-}-P和 TN 的去除特性

Fig. 3　Removal characteristics of PO_4^{3-}-P and TN during start-up in ABR-MBR system

2.2　ABR-MBR 耦合工艺反硝化除磷优化调控研究

2.2.1　提升负荷对优质碳源及电子受体类型的影响

本实验通过缩短 HRT 的方式来提升进水容积负荷，图 4 为进水容积负荷分别为 0.48、0.8 和 1.2 kg·(m^3·d)$^{-1}$时，系统中 VFA 沿程变化规律. 从中可知，进水 VFA 浓度较低，平均为 25.59 mg·L^{-1}. A1 和 A2 隔室在整个系统中主要起水解酸化作用，将大分子有机物转化成易于 DPAOs 利用的 VFA；且随着容积负荷的升高，A2 隔室出水 VFA 浓度升高，说明能供给反硝化除磷的优质碳源量增多. 由于 A1 隔室出水 VFA 浓度较高，A2 隔室中部分厌氧微生物会优先利用 VFA 进行生命代谢活动，导致 A2 隔室的出水 VFA 浓度低于 A1 隔室. 硝化液回流至 A3 隔室，DPAOs 在该隔室被富集，VFA 作为 DPAOs 可吸收的优质碳源在 A3 隔室内被充分利用，使 A3 隔室出水 VFA 浓度接近于零，这既保证系统维持稳

定高效的有机物去除率,又可有效地抑制 ABR 反应器出现酸化现象.

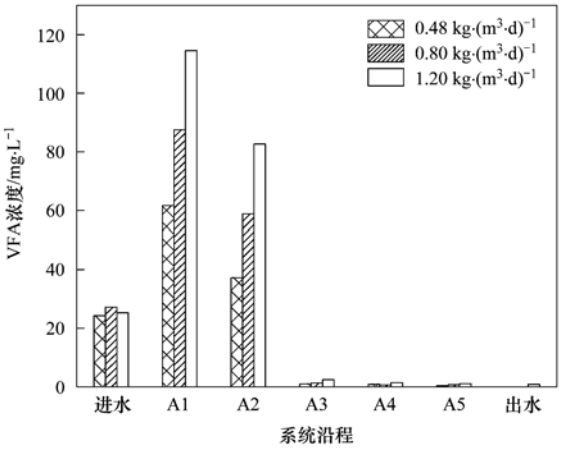


图 4 不同容积负荷下各隔室 VFA 沿程变化规律

Fig. 4 Regularity of VFA transformation in various compartments under different volumetric load conditions

进水容积负荷除对优质碳源的产量有影响,也会改变反硝化除磷的电子受体类型,进而影响除磷效果. 如图 5 所示,随容积负荷的改变,回流硝化液的 $\rho(NO_2^-\text{-N})/\rho(NO_3^-\text{-N})$ 发生改变,由 0.029 提升至 1.68,说明 MBR 实现了由全程硝化向短程硝化的转变,反硝化除磷的电子受体类型发生改变. 据先前研究可知,AOB 与 NOB 最适温度、pH 和 DO 存在差异,相比 NOB,AOB 在相对较高的温度及 pH 环境更具竞争优势,且在低 DO 环境下,AOB 表现出更强的氧亲和力[18]. 因此,本实验为有效抑制 NOB 促进 AOB 富集从而快速实现短程硝化,控制 MBR 的温度为(30 ± 2)℃,pH 值为 7.8 ~ 8.2,DO ≤ 1 $mg\cdot L^{-1}$. 但起初由于系统中 HRT 过长,导致进水容积负荷较低,造成硝酸菌的活性抑制减少,当亚硝酸菌以 NH_4^+-N 作为底物氧化成 NO_2^--N 后,硝酸菌可进一步将 NO_2^--N 氧化成 NO_3^--N,完成全程硝化,导致 NO_2^--N 无法大量积累[15]. 当快速缩短 HRT,相应地容积负荷由 0.48 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$ 升高至 0.8 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$时,大量 NOB 被淘洗出,硝酸菌来不及氧化 NO_2^--N,硝化反应停留在亚硝化阶段,亚硝酸盐在 MBR 中大量积累,从而实现短程硝化[19]. 说明高温、高 pH、低 DO 和短 HRT 是本次实验实现短程硝化的关键控制因素.

由图 5 可知,随容积负荷的提升,PO_4^{3-}-P 和 TN 的去除效果出现下降. 主要原因是当未提升容积负荷时,系统内 DPAOs 主要以 NO_3^--N 作为电子受体进行过量吸磷. 根据 He 等[20] 和 Peterson 等[21] 的研究可知,DPAOs 具有多种类型,有的只能单独以 NO_3^--N 或 NO_2^--N 作为电子受体,有的二者均可作为电子受体进行反硝化除磷; 且不同类型的 DPAOs 对不同电子受体存在不同动态响应. 当容积负荷为 0.8 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$时,短程硝化实现,系统内电子受体类型发生变化,部分不适应存在大量 NO_2^--N 环境的 DPAOs 代谢活性受到抑制,导致系统稳定后 PO_4^{3-}-P 去除率仍只有 30% 左右. 根据 Lee 等[22] 和 Meinhold 等[23] 的研究可知,不同系统由于接种污泥特性、pH 和温度等条件的不同对 NO_2^--N 的耐受浓度存在差异,当 NO_2^--N 浓度超越系统的极限值时,将会抑制 DPAOs 吸磷. 本实验在调整负荷的同时并未改变 R,当进水容积负荷提升至 0.8 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$时,回流硝化液中的 NO_2^--N 浓度大幅度上升,由 0.56 $mg\cdot L^{-1}$ 上升至 9.34 $mg\cdot L^{-1}$,有研究表明当 NO_2^--N 浓度大于 8 $mg\cdot L^{-1}$ 可抑制 DPAOs 吸磷[23],因此继续保持 R 不变可能导致进入 ABR 中的 NO_2^--N 浓度超出了系统中 DPAOs 的可承受范围,造成除磷率下降. 继续提升负荷至 1.2 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$,MBR 的亚硝积累率虽进一步提升,但 PO_4^{3-}-P 去除率继续下降甚至出现负值. 主要原因是:随负荷的提升,回流隔室内 HRT 大幅度减小,由 0.98 h 缩短至 0.39 h,隔室内水流上升流速由 0.35 $m\cdot h^{-1}$ 快速升高至 0.52 $m\cdot h^{-1}$,导致提升负荷的前两天除磷隔室内污泥出现上浮现象,部分污泥随水流进入后端隔室,A3 隔室内污泥的 MLSS 由 24.58 $g\cdot L^{-1}$ 降至 18.36 $g\cdot L^{-1}$,除磷隔室内生物量大量减少导致部分功能菌流失,使得系统脱氮除磷效率下降; 且 HRT 大幅度减小也可导致基质与活性污泥的接触时间大大减少,部分 DPAOs 在利用 VFA 合成 PHB 释放磷后,未来得及与 NO_x^--N 接触,NO_x^--N 和 PO_4^{3-}-P 便随水流流

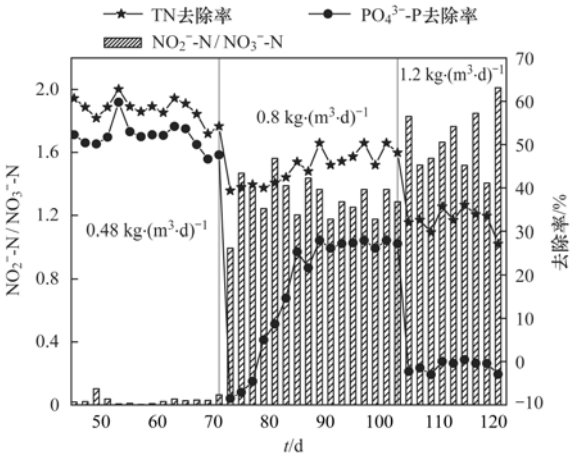


图 5 不同容积负荷下回流硝化液 $\rho(NO_2^-\text{-N})/\rho(NO_3^-\text{-N})$、$PO_4^{3-}$-P 和 TN 去除率变化情况

Fig. 5 Changes in $\rho(NO_2^-\text{-N})/\rho(NO_3^-\text{-N})$ of nitrification liquid, removal characteristics of PO_4^{3-}-P, and TN under different volumetric load conditions

走[24]；进而造成PO_4^{3-}-P去除率出现负值，TN 的去除率下降.

2.2.2　优化硝化液回流对反硝化除磷的影响

短程硝化与全程硝化相比，可节省 25% 的耗氧量、40% 的耗碳量和 50% 的污泥产量[25]，NO_2^--N作为短程硝化的产物，DPAOs 若能以NO_2^--N作为电子受体进行吸磷作用，可进一步降低反硝化除磷工艺的耗氧量、耗碳量和污泥产量. 根据 Ma 等[26]的研究可知，采用逐步提高投加NO_2^--N浓度的方式驯化 DPAOs 可提高其对NO_2^--N的耐受性. 因此，本阶段利用液位仪来维持短程硝化适宜的 HRT，通过逐步增大 *R* 的方式慢慢提升 ABR 中NO_2^--N浓度，提高系统对NO_2^--N的耐受性，从而提升除磷效果. 由图 4 可知，系统中 VFA 的峰值点位处于 A1 隔室出水，为避免 VFA 的无效损失，保证反硝化除磷的碳源充足，于是将硝化液回流点位移至 A2 隔室，在 A2 隔室重新富集 DPAOs. 由图 6 可知，随 *R* 的缓慢增大，ABR 对PO_4^{3-}-P的去除能力也在逐步提升，当 *R* 提升至 150% 时，PO_4^{3-}-P 和 TN 的去除率分别可稳定在 64.94% 和 62.95%，当继续提升 *R* 至 200% 时，出水NO_2^--N浓度由 0.5 mg·L^{-1}上升至 2.86 mg·L^{-1}，且PO_4^{3-}-P的去除率出现下降现象. 说明本研究与张建华等[27]的研究结果一致，过多的NO_2^--N对 DPAOs 吸磷具有抑制作用. 本实验最优工况为 ABR 的 HRT 为 9 h，MBR 的 HRT 为 3.3 h，硝化液回流点位为 A2，*R* 为 150%，此工况下 A2 隔室内污泥的 MLSS 可稳定在 23.56 g·L^{-1}左右，PO_4^{3-}-P 去除率可接近 70%. 本研究与其余双污泥连续流反硝化除磷工艺相比，PO_4^{3-}-P去除率偏低，分析主要原因是缺少好氧吸磷段，南彦斌等[28]研究 A^2/O-BAF 工艺的反硝化除磷特性发现，聚磷菌在厌氧段充分释磷后，从缺氧段至好氧段结束，磷酸盐均呈下降趋势，部分磷由好氧段去除. 张建华等[27]研究 A^2/O-BCO 工艺脱氮除磷性能发现，工艺中好氧段在工艺内主要起好氧吸磷作用，将缺氧段剩余磷去除.

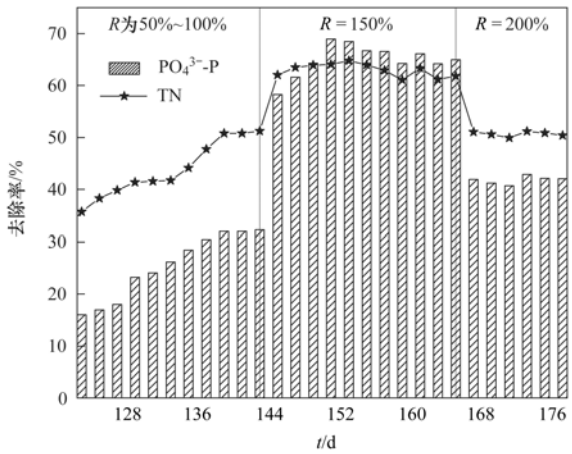


图 6　系统优化过程中脱氮除磷情况

Fig. 6　Nitrogen and phosphorus removal in the process of system optimization

图 7 为系统反硝化除磷效果最优状态下各项指标沿程变化情况. A1 隔室在整个系统中主要起水解酸化作用，将其他形式的有机碳源转化成 DPAOs 可吸收的优质碳源，A1 隔室出水 VFA 浓度可达 80.58 mg·L^{-1}. 硝化液回流至 A2 隔室，DPAOs 利用前端隔室产生的优质碳源以及硝化液回流的电子受体进行反硝化除磷，PO_4^{3-}-P、COD、VFA、以及 TN 浓度在该隔室分别降低了 5.07、97.17、71.76 和 29.93 mg·L^{-1}. A3 ~ A4 隔室用于去除剩余营养物质，A5 隔室用作沉淀区. MBR 除硝化作用外，还可通过好氧吸磷和反硝化作用强化对磷和氮的去除.

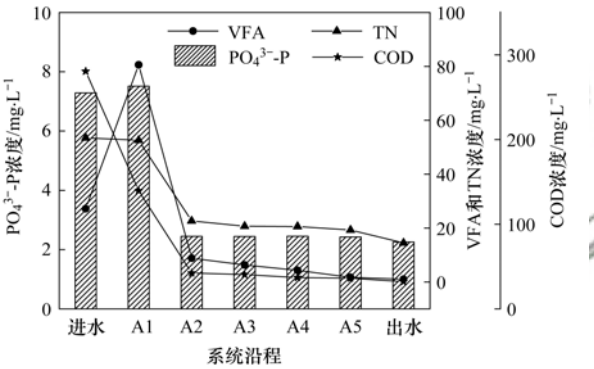


图 7　典型周期下系统各项指标沿程变化情况

Fig. 7　Variations in each index of the system along a typical cycle

2.3　污泥反硝化除磷特性研究

在批次实验过程中PO_4^{3-}-P、COD、NO_3^--N和NO_2^--N的变化规律如图 8 所示，COD 在反应前 30 min 降解速率较快，相应地释磷速率也较快，整个厌氧过程释磷量为 3.73 mg·L^{-1}. 硝化液为NO_3^--N和NO_2^--N二者的混合液，缺氧反应前 15 min 系统内

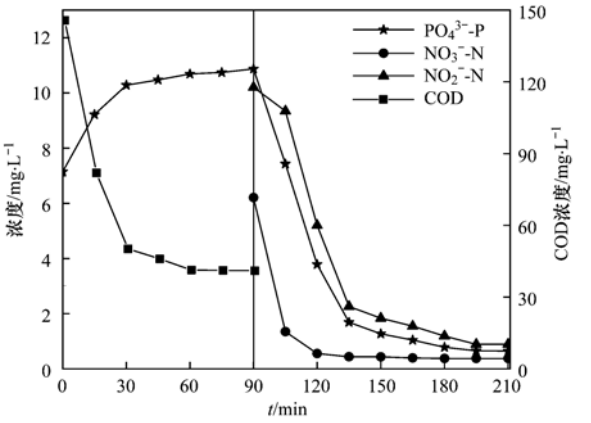


图 8　污泥反硝化除磷特性批次实验结果

Fig. 8　Batch experimental results of denitrification and phosphorus removal characteristics of sludge

NO_3^--N浓度快速下降,当缺氧反应进行至 30 min 时 NO_3^--N浓度接近于零,此时NO_2^--N浓度开始迅速降低,说明本系统中 DPAOs 优先利用NO_3^--N作为电子受体,当NO_3^--N不足时再利用NO_2^--N作为电子受体,整个缺氧吸磷过程主要集中在缺氧反应的前 45 min,吸磷量为 10.22 mg·L^{-1}. 分析表明,A2 隔室污泥具有典型的反硝化除磷特性,说明 ABR-MBR 耦合工艺在无污泥回流条件下,通过接种高浓度污泥可实现反硝化除磷,进一步简化了脱氮除磷工艺的运行调控步骤.

2.4 微生物种群特性分析

2.4.1 微生物多样性和丰富度分析

本实验 3 组微生物样本通过高通量测序分别获得了52 869、52 391和57 397条优化序列,将优化序列在 97% 的相似性下聚类,分别获得1 174、1 286和 897 个 OTU 数. 由表 3 可知, 3 个样本的 Coverage 指数值均大于 99.4%,表明样本中绝大部分微生物已被检出,此次高通量测序的结果足以代表样本中微生物的真实情况. Ace 指数和 Chao 指数用来反映微生物种群的丰富度. 3 个样本中 Ace 指数值和 Chao 指数排序: M2 > M1 > M3,表明样本 M2 的微生物种群最丰富,原因是在工艺优化研究过程中为保证优质碳源的有效利用,从反应器运行的第 122 d 硝化液回流点位由 A3 隔室移至 A2 隔室,开始在 A2 隔室重新富集功能微生物,相比 M1 和 M3 所处阶段,系统内 R 较小,进入除磷隔室内NO_x^--N浓度较低,利于大量微生物共存. 通过 Shannon 指数可知微生物多样性排序: M1 > M2 > M3, Simpson 指数可知优势微生物占总生物量的比例: M3 > M2 > M1. 结果表明:随工艺的运行,遵循优胜劣汰原则,不具竞争力的微生物逐渐被淘汰,系统内反硝化及反硝化除磷功能的微生物逐渐占据主导地位,系统内微生物群落结构逐渐集中化,使得微生物多样性下降,优势微生物占总生物量的比例增大.

表 3 除磷隔室内微生物多样性和丰富度

Table 3 Microbial diversity and abundance in the phosphorus removal compartment

组别	多样性指数		丰富度指数			覆盖率指数
	Shannon	Simpson	Sobs	Ace	Chao	(Coverage)
M1	5.36	0.015 9	1 174	1 302	1 320	0.994 9
M2	5.34	0.017 3	1 286	1 422	1 432	0.995 1
M3	4.83	0.025 3	897	1 057	1 098	0.995 2

2.4.2 微生物群落组成分析

本实验将得到的 OTU 与 Silva 库进行对比聚类,结合分类学分析方法进行分析. 如图 9 所示, 3 组样本共发现 9 个主要菌门,其中以变形菌门(Proteobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidetes)、绿弯菌门(Chloroflexi)、厚壁菌门(Firmicutes)为主,相对丰度 70.62% ~ 93.42%,皆为脱氮除磷工艺中常见的"门"级别上的优势微生物[29]. 有研究表明,多种具有反硝化和反硝化除磷功能的微生物归属于变形菌门和拟杆菌门,例如公认的具有反硝化除磷功能的红环菌科(Rhodocyclaceae)属于变形菌门,鞘脂杆菌纲(Sphingobacteria)属于拟杆菌门[30,31]. 3 个样本中红环菌科在"科"级别上相对丰度分别为 17.04%、35.11% 和 46.31%; 鞘脂杆菌目在"目"级别上相对丰度分别为 7.77%、15.89% 和 19.03%. 随着反应器的运行,变形菌门和拟杆菌门一直为系统中的优势菌群,相对丰度为 40.04% ~ 73.66%,且红环菌科和鞘脂杆菌目的相对丰度持续上升,可见本系统中反硝化和反硝化除磷功能菌随工艺的运行正逐步富集成为优势菌种. 厚壁菌门中的细菌由于其可产生芽孢的特点,对外界极端环境的适应性较强,对系统维持稳定运行具有重要贡献. 绿弯菌门为兼性厌氧菌是厌氧产甲烷系统和厌氧氨氧化系统内常见的优势菌种[32],对氮和碳的去除发挥重要作用. 其中,M2 中绿弯菌门相对丰度较高,主要原因是在未进行硝化液回流时,大量 VFA 由 A1 进入 A2 给绿弯菌门中的微生物提供了适宜的生长环境,随

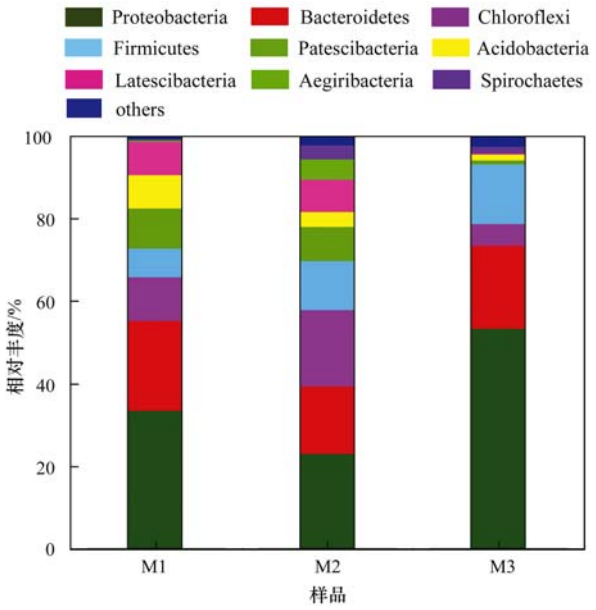


图 9 ABR 反应器除磷隔室内微生物门水平组成

Fig. 9 Composition of microorganisms at the phylum level in the phosphorus removal compartment

R 的升高，反硝化除磷菌和反硝化菌在 A2 内富集，绿弯菌门相对丰度降低.

为了进一步阐明工艺在运行过程中除磷隔室内微生物群落组成结构，在属分类学水平上，选取相对丰度较高具有脱氮除磷功能微生物的变形菌门进行分析.

如图 10 所示，在变形菌门中具有反硝化或反硝化除磷功能相对丰度较高的菌属是 *Denitratisoma*、索氏菌属（*Thauera*）、*Candidatus Competibacter*、硫杆菌属（*Thiobacillus*）、发硫菌属（*Thiothrix*）、假单胞菌属（*Pseudomonas*）、*norank_f_Rhodocyclaceae*、*unclassified_f_Rhodocyclaceae*. 其中，*Denitratisoma* 和 *Thauera* 属于红环菌科下的优势菌属. 红环菌科下的多种菌属已被众多实验证实可在厌/缺氧条件下进行反硝化脱氮或反硝化除磷. 信欣等[33]对在低 DO 条件下用来处理低 C/N 生活污水的 AGS-SBR 反应器内污泥的微生物群落结构进行分析，发现 *Denitratisoma* 可直接将 NO_3^--N 或 NO_2^--N 转换为氮气，进行反硝化脱氮. 邹海明等[34]利用 PCR-DGGE 技术对反硝化除磷菌和好氧除磷菌进行了对比分析，发现 *Thauera* 仅出现在反硝化除磷污泥中，表明这种微生物仅可能以 NO_3^--N 或 NO_2^--N 作为电子受体进行反硝化除磷. Sun 等[35]对反硝化除磷菌属 *Thauera* 进行富集培养，得出 15℃时最大比增长速率为 0.7 d^{-1}，较快的比增长速率使其在短期内得到富集. *Thiobacillus* 是兼性厌氧的革兰氏阴性菌，为 Hydrogenophilaceae 的一个属，在厌氧条件下可以单质硫或硫化物为电子供体，以 NO_3^--N 为电子受体进行反硝化脱氮. 邹海明[36]在进行反硝化除磷-诱导结晶磷回收工艺优化及微生物特性研究中发现，*Thiothrix* 在反硝化除磷污泥中占有一定比例，且随进水 C/P 比的增加，*Thiothrix* 的相对丰度略有提高. *Candidatus Competibacter* 是一种与 DPAOs 竞争碳源，仅合成胞内聚合物 PHB，但不参与除磷作用的聚糖菌. 传统反硝化除磷工艺为避免 *Candidatus Competibacter* 与 DPAOs 竞争碳源，将厌氧区与缺氧区完全分开，使得优质碳源在厌氧区优先被 DPAOs 吸收转换为 PHB 储存于体内供缺氧吸磷使用. 本研究未进行污泥回流，可能会存在 *Candidatus Competibacter* 与 DPAOs 竞争碳源的情况，但有研究指出，充足的优质碳源可使 *Candidatus Competibacter* 与 DPAOs 共存，同时为去除氮和磷做贡献[37]. 假单胞菌属（*Pseudomonas*）是典型的 DPAOs，相对丰度分别为 2.1%、1.2% 和 1.34%，在本工艺中占有一定比例，从而强化系统反硝化除磷效果.

图 11 为 ABR-MBR 耦合工艺除磷隔室内已知反硝化除磷功能菌的相对丰度变化. 随着反应器的运行，功能菌属占总生物量的比例持续增加，由 3.35% 升高至 5.4%. M1 与 M2 和 M3 对比，M1 是硝化液回流至 A3 隔室时在 A3 隔室内采集的泥样，样品中反硝化除磷功能菌主要以 *Thiothrix* 为主，相对丰度为 2.3%；而 M2 和 M3 均是硝化液回流至 A2 隔室时在 A2 隔室内采集的泥样，样品中反硝化除磷功能菌主要以 *Thauera* 为主，相对丰度分别为 2.86%、4.68%. 不同隔室内反硝化除磷功能微生物群落结构存在差异主要是因为 ABR 具有微生物相分离的特点，不同隔室内水质环境存在差异. 秦紫瑾[38]以硝态氮为底物在生物滤池中诱导富集

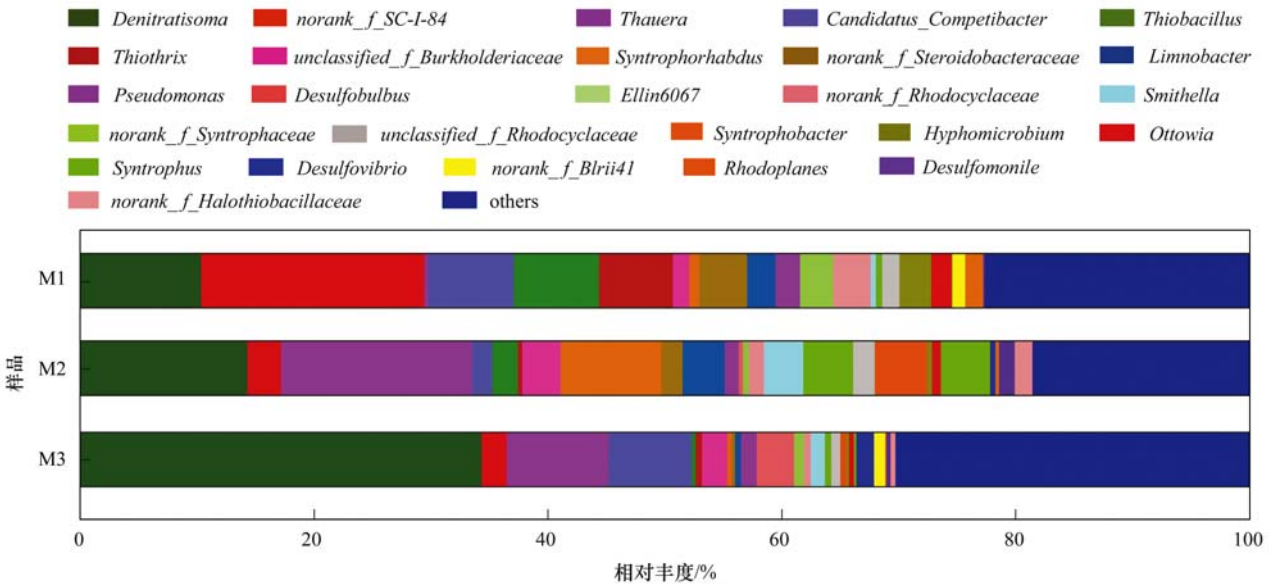


图 10　ABR 反应器除磷隔室内微生物属水平组成

Fig. 10　Composition of microorganisms at the genus level in the phosphorus removal compartment

DPAOs,成功构建反硝化除磷生物膜系统,系统内以气单胞菌属(*Aeromonas*)、假单胞菌属(*Pseudomonas*)、索氏菌属(*Thauera*)、鞘脂单胞菌属(*Sphingomonas*)等 DPAOs 为去除氮、磷做贡献,该系统中 DPAOs 占总生物量的相对丰度为4.92%.其中,假单胞菌属(*Pseudomonas*)、索氏菌属(*Thauera*)、鞘脂单胞菌属(*Sphingomonas*)均为本系统的反硝化除磷功能菌,本系统较优工况下 DPAOs 占总生物量的相对丰度可达5.4%,这为系统维持高效稳定的脱氮除磷率提供了重要保障.熊付娟[39]进行了 A/A 和 A/O 反应器内除磷污泥特性对比研究,发现 A/A 反应器内主导菌属为 *Thauera*,在本工艺运行过程中,当硝化液回流至 A2 隔室时系统内反硝化除磷主导菌属与其一致.M1 与 M3 相比,进入除磷隔室内 VFA 浓度由 37.25 $mg\cdot L^{-1}$ 增长至 80.58 $mg\cdot L^{-1}$,DPAOs 占总生物量的相对丰度由 3.35% 升高至 3.7%; M2 与 M3 相比,系统内 R 由 80% 提升至 150%, DPAOs 占总生物量的相对丰度由 3.7% 升高至 5.4%.说明在反硝化菌与反硝化除磷菌共存的系统中,提升进入除磷系统内优质碳源浓度以及 R 是促进 DPAOs 富集的有效调控方式.

先前反硝化除磷工艺研究主要采用人工配水,直接以乙酸钠和丙酸钠等短链脂肪酸作为固定碳源,本实验利用 A1 隔室水解酸化作用,从实际生活污水中获取 VFA 作为 DPAOs 的优质碳源,实现自产优质碳源满足内碳源之需,获得能源与资源的有效利用,进一步降低了工艺运行成本且更具实际意义.与其他反硝化除磷工艺相比,本工艺在运行条件上存在巨大差异,系统内是否存在新型的反硝化除磷菌属还需通过其他分子生物学技术做进一步分离鉴定与分析.

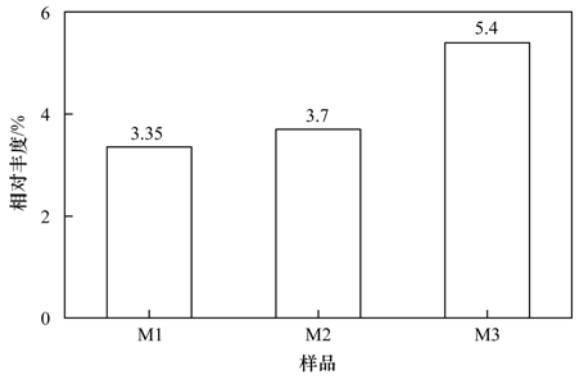


图 11 功能微生物相对丰度变化

Fig. 11 Changes in the relative abundance of functional microorganisms

3 结论

(1)以实际生活污水为处理对象,在无污泥回流条件下,通过逐步提升 R 由 0%~200% 的方式成功可启动 ABR-MBR 耦合反硝化除磷工艺,稳定运行期间,COD、PO_4^{3-}-P和 TN 的平均去除浓度分别为 276.77、4.96 和 37.52 $mg\cdot L^{-1}$.

(2)通过缩短 HRT 的方式提升进水容积负荷,可使优质碳源 VFA 产量增大及实现短程硝化.随进水容积负荷由 0.48 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$ 提升至 1.2 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$,A1 隔室 VFA 产量由 61.69 $mg\cdot L^{-1}$ 提升至 114.61 $mg\cdot L^{-1}$,回流硝化液的 $\rho(NO_2^-\text{-N})/\rho(NO_3^-\text{-N})$ 由 0.029 提升至 1.68,反硝化除磷的主要电子受体类型由 NO_3^--N向 NO_2^--N转变.

(3)批次实验中厌氧释磷量为 3.73 $mg\cdot L^{-1}$,缺氧吸磷量为 10.22 $mg\cdot L^{-1}$,表明除磷隔室的除磷功能菌主要为 DPAOs.系统在 R 为 150%,硝化液回流点位为 A2,进水容积负荷为 0.8 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$,相应 ABR 的 HRT 为 9 h、MBR 的 HRT 为 3.3 h 时,系统脱氮除磷效率最高,PO_4^{3-}-P和 TN 的平均去除率分别可达 64.94% 和 62.95%.

(4)高通量测序分析结果表明,除磷隔室内微生物的优势菌门为变形菌门(Proteobacteria)和拟杆菌门(Bacteroidetes),分别占 23.49% ~ 53.66%、16.55%~21.78%,与反硝化除磷有关的功能微生物主要是变形菌门中的索氏菌属(*Thauera*)、发硫菌属(*Thiothrix*)、假单胞菌属(*Pseudomonas*)、*norank_f_Rhodocyclaceae*、*unclassified_f_Rhodocyclaceae*,拟杆菌门中的鞘脂杆菌目(Sphingobacteriales).

参考文献:

[1] Wang Y Y, Geng J J, Guo G, *et al*. N_2O production in anaerobic/anoxic denitrifying phosphorus removal process: the effects of carbon sources shock [J]. Chemical Engineering Journal, 2011, **172**(2-3): 999-1007.

[2] 张淼, 张颖, 黄棚兰, 等. A^2/O-MBBR 反硝化除磷工艺中有机物的迁移转化及利用[J]. 中国环境科学, 2017, **37**(11): 4132-4139.
Zhang M, Zhang Y, Huang P L, *et al*. Migration and transformation and utilization of organic matter in A^2/O-MBBR denitrifying phosphorus removal process [J]. China Environmental Science, 2017, **37**(11): 4132;S+2mm,X4139.

[3] 黄剑明, 赵智超, 郑隆举, 等. 低温下 A^2/O-BAF 反硝化除磷脱氮特性[J]. 环境科学, 2018, **39**(10): 4621-4627.
Huang J M, Zhao Z C, Zheng L J, *et al*. Characteristics of denitrifying phosphorus removal by A^2/O-BAF at low temperatures[J]. Environmental Science, 2018, **39**(10): 4621-4627.

[4] 於蒙, 潘婷, 张淼, 等. 乙酸钠丙酸钠配比对 A^2/O-BCO 反硝化除磷及菌群结构的影响[J]. 中国环境科学, 2019, **39**(10): 4178-4185.
Yu M, Pan T, Zhang M, *et al*. Effect of the ratios of sodium acetate to sodium propionate on denitrifying phosphorus removal characteristics in the A^2/O-BCO process [J]. China Environmental Science, 2019, **39**(10): 4178-4185.

[5] Zhang C Y, Sun G R, Zhao K X, *et al*. Performance of A_2NO-

MBR process in treating synthetic and municipal wastewater[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, **25**(11): 10782-10791.

[6] Krishna G V T G, Kumar P, Kumar P. Treatment of low-strength soluble wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR) [J]. Journal of Environmental Management, 2009, **90**(1): 166-176.

[7] 王建龙, 韩英健, 钱易. 折流式厌氧反应器(ABR)的研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2000, **6**(5): 490-498.
Wang J L, Han Y J, Qian Y. Research advances in anaerobic baffled reactor (ABR) [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2000, **6**(5): 490-498.

[8] 沈耀良, 王宝贞. 废水生物处理新技术: 理论与应用(第二版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006.
Shen Y L, Wang B Z. New thchnologies for biological wastewater treatment theory and application (2nd ed)[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2006.

[9] 王春英. DPB 污泥浓度对反硝化除磷的影响[J]. 环境科技, 2009, **22**(6): 24-27.
Wang C Y. Effect of MLSS of DPB on denitrifying phosphorus removal[J]. Environmental Science and Technology, 2009, **22**(6): 24-27.

[10] 陈重军, 张海芹, 汪瑶琪, 等. 基于高通量测序的 ABR 厌氧氨氧化反应器各隔室细菌群落特征分析[J]. 环境科学, 2016, **37**(7): 2652-2658.
Chen C J, Zhang H Q, Wang Q Y, *et al*. Characteristics of microbial community in each compartment of ABR ANAMMOX reactor based on High-throughput Sequencing[J]. Environmental Science, 2016, **37**(7): 2652-2658.

[11] 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.

[12] 吕亮, 尤雯, 张敏, 等. 硝化液回流比对 ABR-MBR 工艺反硝化除磷效能的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(3): 1309-1315.
Lü L, You W, Zhang M, *et al*. Effect of NO_x^--N recycling ratio on denitrifying phosphorus removal efficiency in the ABR-MBR combined process[J]. Environmental Science, 2018, **39**(3): 1309-1315.

[13] 韦佳敏, 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.

[14] 沈耀良. 城市污水处理技术: 过去现在将来[J]. 苏州科技大学学报(工程技术版), 2018, **31**(4): 1-13.
Shen Y L. Municipal wastewater treatment technology: past, present and future[J]. Journal of Suzhou University of Science and Technology (Engineering and Technology), 2018, **31**(4): 1-13.

[15] 张淼, 袁庆, 黄棚兰, 等. 不同电子受体浓度对反硝化除磷的影响及动力学特性[J]. 环境工程学报, 2018, **12**(3): 830-838.
Zhang M, Yuan Q, Huang P L, *et al*. Effect of different electron acceptor concentrations on denitrifying phosphorus removal and dynamic characteristic [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, **12**(3): 830-838.

[16] 蒋志云, 韦佳敏, 缪新年, 等. ABR-MBR 工艺反硝化除磷微生物群落特征分析[J]. 环境工程学报, 2019, **13**(7): 1653-1661.
Jiang Z Y, Wei J M, Miao X N, *et al*. Analysis of microbial community characteristics of denitrifying phosphorus removal in the ABR-MBR process[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, **13**(7): 1653-1661.

[17] 杨小梅, 邓猛, 王羽华, 等. 硝化液回流比对 A^2/O-MBBR 工艺反硝化除磷效果的影响[J]. 环境工程, 2015, **33**(8): 13-16, 41.
Yang X M, Deng M, Wang Y H, *et al*. Effect of nitrification liquid reflux ratio on denitrificating phosphorus removal in an A^2/O-MBBR process[J]. Environmental Engineering, 2015, **33**(8): 13-16, 41.

[18] Ciudad G, González R, Bornhardt C, *et al*. Modes of operation and pH control as enhancement factors for partial nitrification with oxygen transport limitation [J]. Water Research, 2007, **41**(20): 4621-4629.

[19] Soliman M, Eldyasti A. Development of partial nitrification as a first step of nitrite shunt process in a Sequential Batch Reactor (SBR) using Ammonium Oxidizing Bacteria (AOB) controlled by mixing regime[J]. Bioresource Technology, 2016, **221**: 85-95.

[20] He S M, Gall D L, McMahon K D. "*Candidatus* Accumulibacter" population structure in enhanced biological phosphorus removal sludges as Revealed by Polyphosphate Kinase Genes[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2007, **73**(18): 5865-5874.

[21] Peterson S B, Warnecke F, Madejska J, *et al*. Environmental distribution and population biology of *Candidatus* Accumulibacter, a primary agent of biological phosphorus removal [J]. Environmental Microbiology, 2008, **10**(10): 2692-2703.

[22] Lee D S, Jeon C O, Park J M. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system[J]. Water Research, 2001, **35**(16): 3968-3976.

[23] Meinhold J, Arnold E, Isaacs S. Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge[J]. Water Research, 1999, **33**(8): 1871-1883.

[24] Tan T W, Ng H Y. Influence of mixed liquor recycle ratio and dissolved oxygen on performance of pre-denitrification submerged membrane bioreactors[J]. Water Research, 2008, **42**(4-5): 1122-1132.

[25] Peng Y Z, Zhu G B. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2006, **73**(1): 15-26.

[26] Ma B, Wang S Y, Zhu G B, *et al*. Denitrification and phosphorus uptake by DPAOs using nitrite as an electron acceptor by step-feed strategies[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2013, **7**(2): 267-272.

[27] 张建华, 彭永臻, 张淼, 等. 不同电子受体配比对反硝化除磷特性及内碳源转化利用的影响[J]. 化工学报, 2015, **66**(12): 5045-5053.
Zhang J H, Peng Y Z, Zhang M, *et al*. Effect of different electron acceptor ratios on removal of nitrogen and phosphorus and conversion and utilization of internal carbon source [J]. CIESC Journal, 2015, **66**(12): 5045-5053.

[28] 南彦斌, 彭永臻, 曾立云, 等. 分段进水对改良 A^2/O-BAF 双污泥系统反硝化除磷脱氮的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(4): 1704-1712.
Nan Y B, Peng Y Z, Zeng L Y, *et al*. Effect of step feed on denitrifying phosphorus and nitrate removal in a modification of the two sludge A^2/O-BAF system[J]. Environmental Science, 2018, **39**(4): 1704-1712.

[29] 刘立, 汤兵, 黄绍松, 等. 反硝化聚磷菌快速富集、培养及其荧光原位杂交技术鉴别[J]. 环境科学, 2013, **34**(7): 2869-

2875.
Liu L, Tang B, Huang S S, *et al*. Rapid enrichment and cultivation of denitrifying phosphate-removal bacteria and its identification by fluorescence in situ hybridization technology[J]. Environmental Science, 2013, **34**(7): 2869-2875.

[30] 张立成. 亚硝化反硝化除磷工艺及分子微生物学研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2011.
Zhang L C. Study on the nitrosation denitrifying phosphporus removal process and molecular microbiology [D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2011.

[31] 张立成, 李艳美, 袁雅姝, 等. 亚硝化反硝化聚磷菌的筛选及生化特性分析[J]. 中国给水排水, 2013, **29**(11): 77-80, 83.
Zhang L C, Li Y M, Yuan Y S, *et al*. Screening and biochemical characteristics of nitrosation denitrifying polyphosphate-accumulating organisms [J]. China Water & Wastewater, 2013, **29**(11): 77-80, 83.

[32] 李彦红. 牲畜粪便暗发酵产氢-产甲烷过程中参数优化及其微生物群落特性[D]. 郑州: 郑州大学, 2016.
Li Y H. Parameter optimization and characteristics of microbial community in two-stage process integrating hydrogen fermentation and anaerobic digestion from fresh livestock dung [D]. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2016.

[33] 信欣, 管蕾, 姚艺朵, 等. 低 DO 下 AGS-SBR 处理低 COD/N 生活污水长期运行特征及种群分析[J]. 环境科学, 2016, **37**(6): 2259-2265.
Xing X, Guang L, Yao Y D, *et al*. Long-term performance and bacterial community composition analysis of AGS-SBR treating the low COD/N sewage at low DO concentration condition [J]. Environmental Science, 2016, **37**(6): 2259-2265.

[34] 邹海明, 吕锡武, 李婷. 污水处理反硝化除磷-诱导结晶磷回收工艺中除磷微生物特性[J]. 农业工程学报, 2014, **30**(5):155-161.
Zou H M, Lü X W, Li T. Characteristics of phosphorus removal microorganisms in denitrifying phosphorus removal and induced crystallization phosphorus recovery process for waste water treatment[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2014, **30**(5): 155-161.

[35] Sun L, Zhao X X, Zhang H F, *et al*. Biological characteristics of a denitrifying phosphorus-accumulating bacterium[J]. Ecological Engineering, 2015, **81**: 82-88.

[36] 邹海明. 反硝化聚磷-诱导结晶磷回收工艺优化及微生物特性研究[D]. 南京: 东南大学, 2015.
Zou H M. Process optimization and microbial properties of denitrifying phosphorus removal combined with induced crystallization process [D]. Nanjing: Southeast University, 2015.

[37] 芦家娟, 王毅力, 赵洪涛, 等. ABR 反应器的启动及颗粒污泥特征的研究[J]. 环境化学, 2007, **26**(1): 10-16.
Lu J J, Wang Y L, Zhao H T, *et al*. The start-up of anaerobic baffled reactor (ABR) and the characteristics of granular sludge [J]. Environmental Chemistry, 2007, **26**(1): 10-16.

[38] 秦紫瑾. 硝态氮诱导反硝化除磷生物膜系统的快速构建及处理效能研究[D]. 济南: 济南大学, 2017.
Qin Z J. Quickly build up of denitrifying phosphorus removal biofilm induced by nitrate and its treatment efficiency [D]. Ji'nan: University of Ji'nan, 2017.

[39] 熊付娟. 反硝化除磷污泥除磷脱氮特性及菌群结构研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2013.
Xiong F J. Denitrifying phosphorus removal Characteristics and microbial community structure of denitrifying phosphorus removal sludge[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2013.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 9
Environmental Science (monthly) Sep. 15, 2020

CONTENTS