



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.201906097

中图分类号 X705

文献标识码 A

谢一涵, 方茜, 刘煜, 等. 剩余污泥在微氧条件下利用 VFAs 合成 PHAs 的工况优化[J]. 环境工程学报, 2020, 14(4): 1052-1058.

XIE Yihan, FANG Qian, LIU Yu, et al. Working conditions optimization of PHAs synthesis by excess activated sludge fed with VFAs under micro-aerobic conditions[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(4): 1052-1058.

剩余污泥在微氧条件下利用 VFAs 合成 PHAs 的 工况优化

谢一涵, 方茜*, 刘煜, 曾蕴仪, 黄定武, 黄紫龙

广州大学土木工程学院, 广州 510006

第一作者: 谢一涵(1995—), 男, 硕士研究生。研究方向: 固体废弃物资源化。E-mail: xieyihan9508@163.com

*通信作者: 方茜(1973—), 女, 博士, 教授。研究方向: 水污染控制理论与技术。E-mail: gz_fq@126.com

摘要 针对 2 种脱氮除磷工艺的剩余污泥, 在微氧条件下, 以花生渣厌氧发酵产生的 VFAs 为碳源, 控制反应时间为 5 h, $DO \leq 0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, COD 为 650~750 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 对比 2 种不同工艺的剩余污泥合成聚羟基脂肪酸酯 (PHAs) 的量, 并探究了增设前置曝气对微氧条件下剩余污泥合成 PHAs 的影响。结果表明, 在微氧条件下, 连续流中同步亚硝化反硝化脱氮除磷系统二沉池的剩余污泥 (R1) 和采用 A²O 工艺的实际水厂的剩余污泥 (R2) 合成 PHAs 最高量分别为 108.6 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 58.58 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$, R1 比 R2 更具有合成 PHAs 的能力; 在增设前置曝气实验中, 曝气时间的延长和曝气量的增大均可促进 PHAs 的合成; 当曝气气量为 50 $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$ 时, 曝气 20 min 后, R1 合成的 PHAs 最高为 172.5 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。氧化还原电位 (Eh) 是微氧条件下 PHAs 合成过程中的重要指示参数, 当 Eh 值为最低时, PHAs 合成量最多。以上结果可为脱氮除磷工艺剩余污泥利用廉价碳源合成 PHAs 提供参考。

关键词 微氧; 剩余污泥; 前置曝气; 挥发性脂肪酸 (VFAs); 聚羟基脂肪酸酯 (PHAs)

聚羟基脂肪酸酯 (polyhydroxyalkanoates, PHAs) 是微生物体内一种天然的高分子聚合物, 具有优良的生物可降解性、生产能耗低、无害化和资源化等特点^[1], 可有效解决难降解的塑料产品垃圾造成的“白色污染”问题^[2]。传统 PHAs 生产方法多采用纯培养菌种合成, 原料成本高, 限制了 PHAs 的大规模生产和应用^[3]。若利用活性污泥混合菌群合成 PHAs, 既能减少污水处理过程中的剩余污泥排放量, 也能适应多种不同底物类型, 可显著地降低 PHAs 的生产成本^[4]。因此, 利用活性污泥合成 PHAs 已成为近年来广大研究者关注的热点。研究表明, 活性污泥既能在厌氧又能在好氧条件下积累 PHAs^[5]。但根据相关报道^[6-7], 有关活性污泥合成 PHAs 的研究, 大多利用乙酸钠等碳源进行长时间驯化, 积累高产 PHAs 菌种, 成本高且不易进行控制。

目前, 工业化生产 PHAs 纯菌种工艺所使用的碳源都是纯物质^[8]。这种生产出来的 PHAs 成本高, 其中底物成本是大规模生产 PHAs 产品时的主要成本, 据估计, 约 40% 的 PHAs 成本来自于底物^[9], 因此, 最经济有效的 PHAs 生产工艺应该包括廉价底物的应用, 并且微生物能够有效利用这种底物, 高效率地合成 PHAs。花生渣是一种可再生的、价格低廉的食物副产品, 据调查, 我国是

收稿日期: 2019-06-23; 录用日期: 2019-09-30

基金项目: 广州市科技计划项目 (201510010111); 广东省自然科学基金资助项目 (2017A030313273)

花生总产量和花生油总产量最大的国家^[10], 因此, 其作为底物来源可大大降低生产 PHAs 产品的成本, 同时可进一步开发花生渣的应用价值。本研究采用连续流同步亚硝化反硝化脱氮除磷系统二沉池和 A₂O 工艺水厂二沉池的剩余污泥, 讨论未经驯化的剩余污泥以花生渣厌氧发酵产生的 VFAs(挥发性脂肪酸) 作为有机碳源合成 PHAs 的工况优化问题。

采用同步亚硝化反硝化脱氮除磷系统在连续流中的二沉池剩余污泥和 A²O 工艺运行的实际水厂二沉池剩余污泥, 有研究^[11]表明, 活性污泥在 COD ≤ 800 mg·L⁻¹ 时具有较好的合成 PHAs 的能力, PHAs 的合成主要发生在厌氧阶段, 因此, 实验设计反应时间为 5 h, COD 为 650~750 mg·L⁻¹, 在微氧的条件 (DO ≤ 0.2 mg·L⁻¹) 下, 比较了 2 种污泥利用花生渣厌氧发酵产生的 VFAs 所合成 PHAs 的量。在原有的微氧条件下, 通过增设前置曝气的方式消耗微生物原有的 PHAs, 使微生物处于“饥饿”状态, 从而提高微氧过程中利用 VFAs 中充足的碳源合成 PHAs 的量。通过控制前置曝气时间、曝气气量促进 PHAs 的合成, 可为活性污泥利用廉价碳源合成 PHAs 提供新的思路, 且为利用脱氮除磷工艺剩余污泥合成 PHAs 提供参考。

1 材料与方

1.1 实验原料

污泥取自广州市沥滘污水处理厂二沉池的剩余污泥和课题组连续流中亚硝化/反硝化除磷系统二沉池的剩余污泥^[12]。

采用花生渣作为发酵液原材料。花生渣碎片经 48 h 晒干后, 通过食物搅拌机搅碎后, 用 400 目孔径过滤筛过滤, 最后将花生渣加水进行发酵。

1.2 实验装置

图 1 为厌氧-限氧的连续流反应器和运行同步亚硝化/反硝化脱氮除磷系统。该反应器的厌氧区体积为 13.8 L, 厌氧区底部连接水箱。限氧区体积为 39 L, 限氧区设曝气盘, 二沉池底部连接蠕动泵, 将部分污泥回流到厌氧区, 剩余污泥添加到 PHAs 合成装置的一个烧杯中。PHAs 合成装置含有 2 个有效体积为 2 L 的烧杯, 烧杯连接搅拌装置以保证反应过程中泥水混合均匀, 并连接有曝气装置进行前置曝气, 发酵罐中装有搅拌桨, 并保持密封以维持其厌氧状态。

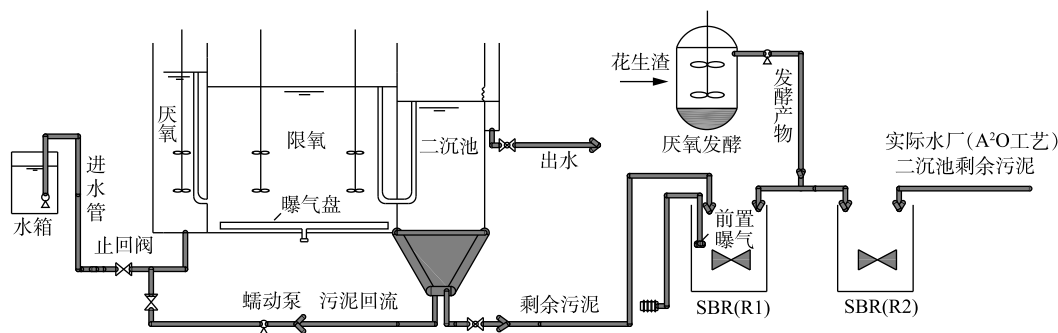


图 1 A/O LA 连续流与 PHA 合成装置

Fig. 1 Diagram of A/O LA continuous flow and PHA synthesis device

1.3 实验方法

本研究利用花生渣厌氧发酵产生的 VFAs^[13], 在微氧 (DO ≤ 0.2 mg·L⁻¹) 的条件下合成 PHAs, 实验重复 2 次, 测得数据取其平均值。分 2 个阶段进行实验。

第 I 阶段, 取适当的二沉池剩余污泥于 2 个 2 L 的烧杯中, 加入人工配制的营养液及发酵液。发酵液中 VFAs 含量为 20 985~21 284 mg·L⁻¹, COD 为 26 000~30 000 mg·L⁻¹, TP 为 100~145 mg·L⁻¹, 氨氮 (NH₄⁺-N) 为 3 100~3 280 mg·L⁻¹, 蛋白质为 1 760~2 250 mg·L⁻¹, 糖原为 199~252 mg·L⁻¹; 营养液

中镁离子 ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) 为 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 钙离子 (CaCl_2) 为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 亚铁离子 (FeSO_4) 为 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, EDTA 为 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, H_3BO_3 为 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。设定连续流中同步亚硝化反硝化脱氮除磷系统二沉池的剩余污泥为 R1, 采用 A^2O 工艺的实际水厂的剩余污泥为 R2, 控制污泥浓度 (MLSS) 为 $3\ 300 \sim 3\ 600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, COD 为 $650 \sim 750 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pH 为 7~8, 污泥反应时间为 5 h, 每间隔 0.5 h 取样, 测得 COD 及 TP 的变化曲线, 并检测 ORP 的变化情况^[14-15]。此阶段主要考察 2 种脱氮除磷工艺下剩余污泥在微氧条件下合成 PHAs 的情况。

第 II 阶段, 采用第 I 阶段得出的具有良好 PHAs 合成能力的剩余污泥, 在微氧前增设短时间曝气, 其余操作步骤不变, 其目的是消耗微生物原有的 PHAs, 使微生物处于“饥饿”状态, 从而提高了微氧过程中 PHAs 积累净增量, 此阶段主要考察曝气时间和曝气量对微氧阶段细胞内 PHAs 含量的影响。曝气实验分为 2 步骤。

设计曝气时间为 15 min, 曝气量分别为 20、30、50 $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$, 反应时间为 5 h, 每间隔 30 min 取样并测定其 PHAs 含量, 在其中选出细胞内 PHAs 含量达到最高时所对应的曝气量。

在上述步骤中所确定的 PHAs 最高合成量对应的曝气量下, 进行曝气时间对细胞内 PHAs 含量的影响实验。设计曝气时间分别为 5、10、15 和 20 min, 考察了曝气时间对细胞内 PHAs 含量的影响。

1.4 分析方法

实验主要的分析项目包括 COD、氨氮、总磷 (TP)、DO、pH 和 Eh 等。DO、pH、Eh 采用 WTW 的系列仪器进行在线检测, 其余项目按文献中的方法^[16]进行测定。COD 采用重铬酸钾消解法, TP 采用钼锑抗分光光度法, 氨氮 (NH_4^+) 采用纳氏试剂分光光度法, DO、pH、Eh 采用德国 WTW340i 仪器进行在线监测。

PHAs 的测定采用气相色谱法^[17], 污泥经过离心、冷冻干燥后, 取适量放于耐热管中。分别投加 2 mL 氯仿、2 mL 体积分数为 10% 的硫酸的甲醇溶液, 2 mL $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 苯甲酸的甲醇溶液。耐热管密封后, 放入 $100 \text{ }^\circ\text{C}$ 的水浴锅中加热 4 h, 取出耐热管冷却至室温, 加入 2 mL 去离子水, 振荡 10 min 后, 静止 1 h。待溶液分层后, 取下层有机相, 用 $0.45 \mu\text{m}$ 的滤膜过滤后, 加入进样瓶中, 然后进行色谱分析 (安捷伦 7080A-5975C 气质联用仪)。色谱柱型号 DB-1, 进样口温度为 $230 \text{ }^\circ\text{C}$, 柱箱从 $100 \text{ }^\circ\text{C}$ 保持 2 min 以后, 以 $15 \text{ }^\circ\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ 升温至 $160 \text{ }^\circ\text{C}$, MS 扫描范围为 20~550。

2 结果与讨论

2.1 不同脱氮除磷工艺下的剩余污泥在微氧条件下合成 PHAs 的情况

图 2 和图 3 反映了不同剩余污泥在微氧条件下合成 PHAs 量和 Eh、TP、COD 的变化情况。由图 2 可知, 在 R1 和 R2 中初始的 PHAs 含量分别为 $16 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $7.015 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 说明这 2 种脱氮除磷工艺下的剩余污泥内的初始 PHAs 含量相差较大。由图 2 可知, R1 和 R2 在微氧条件下合成 PHAs 的量达到最高值的过程中, PHAs 含量随着 Eh 的减小而增加, 在 PHAs 含量最高时, Eh 分别为 -44.2 mV 和 -69.9 mV , 均为最低值。随后, 随着 PHAs 的减少, Eh 反而增大。这说明在微氧条件下, 剩余污泥利用厌氧发酵产生的 VFAs 合成 PHAs 时, Eh 可作为 PHAs 合成量的指示参数。

由图 3 可知: 当反应为 120 min 时, R1 中 PHAs 含量达到最大值, 为 $108.6 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 释磷 $34.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, COD 降低了 $345.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 当反应为 180 min 时, R2 中 PHAs 达到最大值, 为 $58.58 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 释磷 $19.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, COD 下降了 $356 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。与 R2 相比, R1 中的 PHAs 含量在更短的时间内可达到最大值, 其碳源利用率更高, 释磷量更多。这是因为 R1 是连续流中厌氧/限氧 (A/OLA) 工艺的剩余污泥, PHAs 作为内碳源驱动同步亚硝化反硝化脱氮除磷过程^[18]。在脱氮除磷的过程中, 进水碳源偏低, 污泥微生物利用 PHAs 作为内碳源参与细胞新陈代谢的循环过程, 在厌氧时合成 PHAs, 好氧

时消耗 PHAs，不断经历“饱食”与“饥饿”的环境。当碳源充足时，通入少量氧气形成微氧环境，R1 中微生物可以较快地通过氧化有机物进行合成代谢，积累 PHAs，PHAs 合成的能量来自于细胞内聚磷酸盐的水解^[19]，所以释磷量的变化能在一定程度上反映 PHAs 合成量的变化。R2 中 PHAs 的含量较少，这是由于 R2 中的污泥是 A²O 工艺的剩余污泥，部分有机物会在 R2 中的微生物细胞内转化为糖原、聚磷酸酯，导致 PHAs 的积累量较少^[20]。以上结果说明，2 种脱氮除磷工艺下的剩余污泥在微氧条件下合成 PHAs 量有所不同，利用碳源合成 PHAs 量的大小与脱氮除磷的工艺有一定关系。

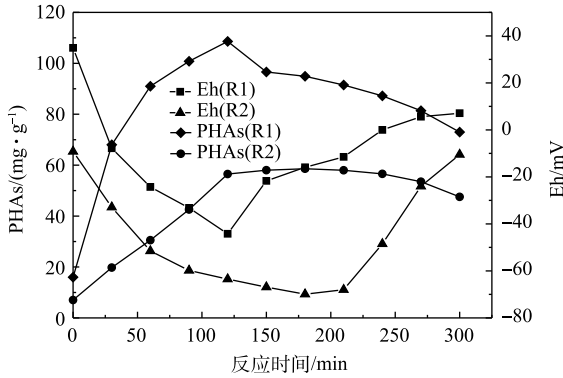


图 2 不同剩余污泥合成 PHAs 的量与 Eh 的变化

Fig. 2 Changes of PHAs amount synthesized from different excess activated sludge and the corresponding Eh

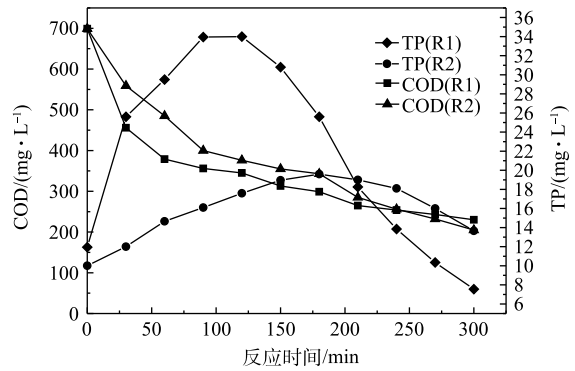


图 3 合成 PHAs 过程 COD、TP 的变化

Fig. 3 Changes of COD and TP in PHAs synthesis process

2.2 前置曝气对 R1 在微氧条件下合成 PHAs 的影响

图 4 反映了前置曝气气量对 R1 中 PHAs 含量的影响结果，图 5 和图 6 分别反映了不同曝气量下 R1 合成 PHAs 过程中 Eh、COD 和 TP 的变化曲线。由图 4 可知，前置曝气会消耗 R1 中微生物细胞内的 PHAs。曝气气量为 20、30 和 50 L·h⁻¹ 时，消耗细胞内 PHAs 的量分别为 1.6、3.79、5.79 mg·g⁻¹。但随着曝气量的增大，R1 在微氧条件下合成 PHAs 的量也随之增加，分别为 114.46、133.58 和 158.32 mg·g⁻¹。当曝气量为 50 L·h⁻¹ 时，合成最高量 PHAs 所需的时间为 60 min，较其他 2 种曝气量条件达到最高量所需的时间更短。这是因为在微氧条件下，曝气量越大，消耗原有基质的速率越大，造成细胞内“饥饿”的环境，微生物的匮乏条件更为严峻，增强了微生物对碳源的吸收动力^[21]。待 VFAs 进入系统，微氧环境下提供少量的 DO 会为微生物吸收 VFAs 提供能量，具有合成 PHAs 能力的微生物能迅速利用外碳源合成 PHAs。另外，如图 5 所示，同时对照图 3 可知，曝气前 R1 中 Eh 为 34.9 mV，而在 20、30、50 L·h⁻¹ 曝气量下 R1 中对应的 Eh 分别为 -61.8、-65.7、-69 mV，

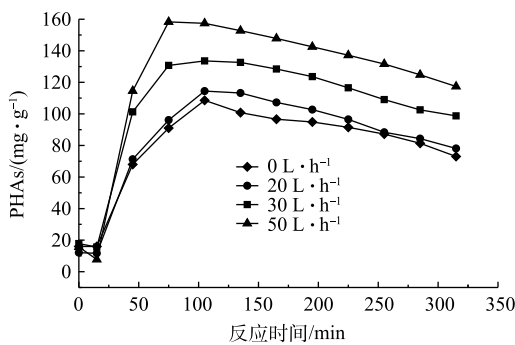


图 4 前置曝气量对 R1 中 PHAs 含量的影响

Fig. 4 Effect of pre-aerated gas volume on PHAs content in R1

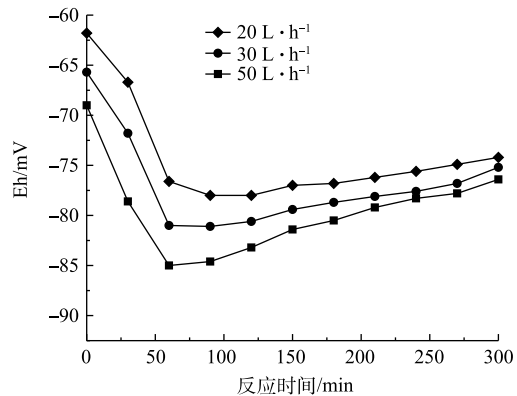


图 5 前置曝气量对 R1 中 Eh 的影响

Fig. 5 Effect of pre-aeration on Eh in R1

即曝气后 Eh 出现了下降, 推测是因为厌氧发酵产生的 VFAs 中含有较多的细菌, 而细菌与 Eh 有较强的相关性^[22]。因此, 在曝气后, 可能因细菌的生长繁殖导致了 Eh 的降低, 但 20、30 和 50 L·h⁻¹ 曝气量下最低的 Eh 分别为 -78、-81.1 和 -85.0 mV, 对应所需的时间分别为 90、90、60 min。当 Eh 最小时, PHAs 合成量最大, Eh 仍可作为 PHAs 合成量的指示参数。如图 6 可知, 当曝气量为 20、30 和 50 L·h⁻¹ 时, 分别达到 PHAs 最高合成量时, 释磷量分别为 34、34.4 和 36.9 mg·L⁻¹, COD 分别下降 360、375 和 384 mg·L⁻¹。在相同曝气时间内, 随着曝气量的增加, 释磷量略有上升, 但变化不大, 有机物降解量呈现增长趋势, 这与合成 PHAs 的量相符合。

以上结果表明, 在微氧条件下, 相同曝气时间内, 曝气量越大, 消耗 PHAs 量也越多, 致使微生物处于“饥饿”的环境。曝气后再加入有机碳源 VFAs, 微生物能够利用微氧条件下提供的能量迅速吸收 VFAs 合成 PHAs。当曝气量为 50 L·h⁻¹ 时, 合成 PHAs 的量最大, 达到 158.32 mg·g⁻¹。

图 7 反映了前置曝气时间对 R1 合成 PHAs 量的影响结果, 图 8 和图 9 分别反映了不同曝气时间下 R1 合成 PHAs 过程中 Eh、COD 和 TP 的变化。由图 7 可知, 随着曝气时间的增加, 消耗初始污泥中 PHAs 的量分别为 1.2、3.81、5.79 和 7.6 mg·g⁻¹, 但合成 PHAs 的最高量呈增长的趋势, 分别为 110.5、141.48、158.32 和 172.5 mg·g⁻¹。相比于无前置曝气时 PHAs 的最高合成量, 曝气时间为 5、10、15 和 20 min 时, 对应的 PHAs 最高合成量分别增长了 1.7%、30.2%、45.78% 和 58.84%, 并且随着曝气时间的增长, 达到 PHAs 最高合成量所需的反应时间有提前的趋势。这表明增设前置曝气的方式能有效促进 PHAs 的合成, 从而提高了 PHAs 最高合成量, 并且能缩短合成 PHAs 最高量的时间, 加快平均反应速率。由图 8 可知, 随着曝气时间的延长, Eh 也在下降。当 Eh 最低时, PHAs 合成量最高, Eh 的增减依旧能反映 PHAs 量的变化。由图 9 可以看出, 随曝气时间的延长, 释磷的差异并不大, 但 COD 反应前 1 h, 降解速度小幅度增加。这说明前置曝气不仅能加快碳源的吸收, 还能提高碳源的利用率。

以上结果表明, 在微氧条件下, 当曝气量

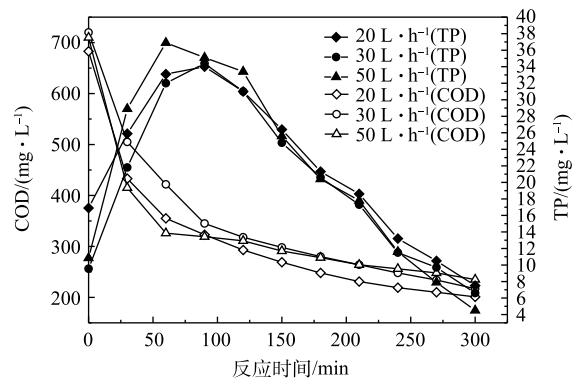


图 6 前置曝气量对 R1 中 COD、TP 的影响

Fig. 6 Effect of pre-aeration on COD and TP in R1

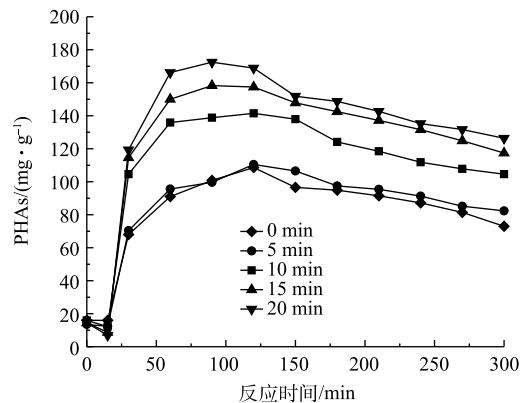


图 7 前置曝气时间对 R1 合成 PHAs 量的影响

Fig. 7 Influence of pre-aeration time on PHAs amount synthesized from R1

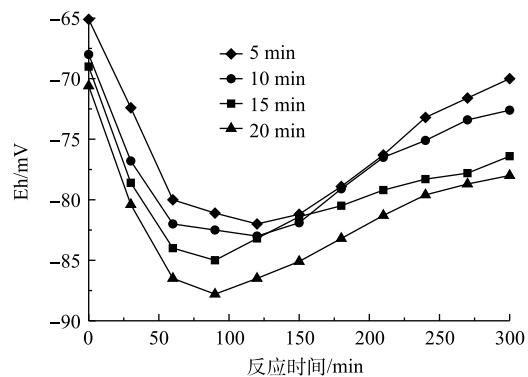


图 8 前置曝气时间对 R1 中 Eh 的影响

Fig. 8 Influence of pre-aeration time on Eh in R1

为 $50 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 随着曝气时间的增加, 消耗初始 PHAs 含量越大, 合成 PHAs 的量也越大。当曝气时间为 20 min 时, PHAs 最高合成量为 $172.5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。

3 结论

1) 同步亚硝化反硝化脱氮除磷系统的剩余污泥比 A^2O 工艺的剩余污泥更具有合成 PHAs 的能力, 其中 R1 中 PHAs 最高合成量可达到 $108.6 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, R2 中 PHAs 最高合成量可达到 $58.58 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。

2) 增设前置曝气时, 在微氧条件下, 曝气量增大和曝气时间的延长可以促进 PHAs 的合成, 当曝气量为 $50 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$, 曝气 20 min 后, PHAs 的最高合成量可达到 $172.5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。

3) 在 120 min 时, R1 中的 PHAs 的合成量达到了最高值, 为 $108.6 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 此时, Eh 达到了最低值, 为 -44.2 mV ; 在 180 min 时, R2 中 PHAs 的合成量达到了最高值, 为 $58.58 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 此时, Eh 达到了最低值, 为 -69.9 mV 。

参考文献

- [1] 何荣. 环氧丙烷皂化废水活性污泥中微生物群落分析及利用剩余污泥合成聚羟基脂肪酸酯(PHA)[D]. 济南: 济南大学, 2017.
- [2] 冉依禾, 郭亮, 刘一平, 等. 不同比例乙酸和丙酸对活性污泥微生物合成聚羟基脂肪酸酯的影响[J]. 环境工程学报, 2017, 11(2): 1276-1280.
- [3] 黄皓. 活性污泥合成聚羟基脂肪酸酯的条件优化[D]. 杭州: 浙江大学, 2008.
- [4] 田婷. 混合菌群合成聚羟基脂肪酸最佳工艺条件研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2009.
- [5] 林东恩, 张逸伟, 韦朝海, 等. 外加碳源的活性污泥合成生物降解塑料PHAs的试验[J]. 环境科学, 2003, 24(2): 97-101.
- [6] 李安安. 利用活性污泥合成可生物降解塑料[D]. 北京: 北京工商大学, 2009.
- [7] 姚樱. 影响聚糖菌生长和代谢的关键因素及聚糖菌合成聚羟基脂肪酸的初步研究[D]. 上海: 同济大学, 2007.
- [8] SERAFIM L S, LEMOS P C, OLIVEIRA R, et al. Optimization of polyhydroxybutyrate production by mixed cultures submitted to aerobic dynamic feeding conditions[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2004, 87(2): 145-160.
- [9] CHOI J I, SANG Y L. Process analysis and economic evaluation for Poly(3-hydroxybutyrate) production by fermentation[J]. Bioprocess Engineering, 1997, 17(6): 335-342.
- [10] 黄定武, 方茜, 吉诗敏, 等. 肖英豪. 花生粕和淘米水联合发酵产酸的协同效应[J]. 环境工程学报, 2019, 13(2):465-473., 2019, 13(2): 465-473.
- [11] 陈玮, 陈志强, 温沁雪, 等. COD浓度对活性污泥合成聚羟基脂肪酸酯的影响[J]. 中国给水排水, 2010, 26(21): 148-151.
- [12] 黄紫龙, 方茜, 徐诗燕, 等. 黄周玥. 连续流中亚硝化反硝化除磷同步发生的调控因子[J]. 水处理技术, 2018, 44(10): 94-98.
- [13] 吉诗敏, 方茜, 黄周玥, 等. 淘米水投加对花生渣厌氧发酵产酸过程的影响[J]. 可再生能源, 2018, 36(10): 1437-1442.
- [14] 蔡萌萌, 蔡宏, 胡文锋, 等. 不同ORP下活性污泥合成聚羟基脂肪酸酯的研究[J]. 中国给水排水, 2008, 24(11): 8-11.

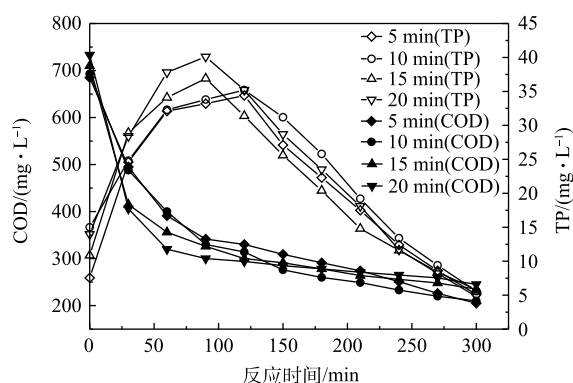


图9 前置曝气时间对R1中COD、TP的影响

Fig. 9 Influence of pre-aeration time on COD and TP in R1

- [15] 蔡萌萌, 蔡宏, 胡文锋, 等. 氧化还原电位对活性污泥合成聚3-羟基丁酸-co-3-羟基戊酸酯组分的影响[J]. *环境污染与防治*, 2008, 30(5): 55-58.
- [16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [17] 秦清, 张艳萍. 3种短链脂肪酸对活性污泥储存PHA的影响[J]. *环境工程学报*, 2014, 8(7): 2859-2864.
- [18] 方茜, 张朝升, 张立秋, 等. 基于PHB碳源驱动的同时硝化/反硝化除磷过程[J]. *环境科学学报*, 2014, 34(8): 1968-1977.
- [19] 陈永志. A²O-BAF系统深度脱氮除磷[D]. 北京: 北京工业大学, 2012.
- [20] 郑裕东, 钟青华, 马文石, 等. 厌氧-好氧驯化活性污泥生物合成PHA的研究[J]. *环境科学研究*, 2001, 14(2): 41-44.
- [21] 易丹. 以PHB为碳源驱动的同时亚硝化和反硝化除磷过程研究[D]. 广州: 广州大学, 2015.
- [22] 魏佳明. 表流湿地细菌及反硝化细菌群落结构研究[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2017.
- (本文编辑: 曲娜, 郑晓梅, 张利田)

Working conditions optimization of PHAs synthesis by excess activated sludge fed with VFAs under micro-aerobic conditions

XIE Yihan, FANG Qian*, LIU Yu, ZENG Yunyi, HUANG Dingwu, HUANG Zilong

School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China

*Corresponding author, E-mail: gz_fq@126.com

Abstract In this study, under micro-aerobic conditions, two types of excessive sludge in nitrogen and phosphorous removal process were fed with volatile fatty acid(VFAs) carbon source produced from anaerobic fermentation of peanut residues to synthesize polyhydroxyalkanoates (PHAs). At the dissolved oxygen (DO) less than 0.2 mg·L⁻¹, chemical oxygen demand (COD) of 650~750 mg·L⁻¹, and reaction time of 5 h, the PHAs production amounts by these two types of sludge were compared. The effect of pre-aeration before feeding VFAs on PHAs production was also studied. The result showed that the maximum amounts of PHAs production from the excess sludge in a secondary tank of the continuous flow synchronous nitrification-denitrification and phosphorus removal process (R1) and in a wastewater treatment plant with conventional anaerobic-anoxic-oxic process (R2) were 108.6 mg·g⁻¹ and 58.58 mg·g⁻¹, respectively, which indicated that R1 had a better performance on PHAs production than R2. Besides, the results of adding the pre-aeration test in R1 presented that both the aeration time extension and the aeration gas volume increasing could promote PHAs synthesis. When the aeration volume and aeration time were 50 L·h⁻¹ and 20 minutes, respectively, the maximum amount of PHAs synthesis in R1 reached 172.5 mg·g⁻¹. Oxidation-reduction potential (Eh) was an important indicator associated with PHAs production under micro-oxygen conditions, where the maximum PHAs production occurred at the lowest Eh. In a summary, this study provides a new idea for PHAs synthesis by excess activated sludge from biological nitrogen and phosphorous removal process fed with cheap carbon source.

Keywords micro-aerobic; excess activated sludge; pre-aeration; volatile fatty acid (VFAs); polyhydroxyalkanoates (PHAs)