

亚硝酸盐为电子受体的反硝化除磷工艺特征

蒋铁锋^{1*}, 朱润晔¹, 郑建军², 王宝贞³, 陈建孟¹ (1. 浙江工业大学生物与环境工程学院, 浙江 杭州 310032; 2. 浙江工商大学环保设计研究院, 浙江 杭州 310005; 3. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150090)

摘要: 采用序批式污泥培养方式, 探讨了 NO_2^- 为电子受体的反硝化除磷工艺特征。结果表明, 通过逐步增加进水中 NO_2^- 浓度并取代 NO_3^- , 可有效驯化反硝化聚磷菌(DPAO)对较高浓度 NO_2^- (以 N 计, 30mg/L) 的有效利用。DPAO 可根据电子受体的变化作出动态响应, 进而影响系统的除磷效能。在 NO_3^- 条件下, 系统中存在 2 类 DPAO: DPAO₃₅ (以 NO_2^- 或 NO_3^- 为电子受体) 和 DPAO₅ (以 NO_3^- 为电子受体); 作为系统的优势功能菌, DPAO 占总 VSS 的 40%~61%。随着进水中 NO_3^- 的减少和 NO_2^- 的增加, DPAO₅ 被缓慢淘洗出系统, DPAO 比例减少为 28%~41%, 同时引起聚糖菌(GAO)比例从 31%~52% 升至 54%~67%, 而除磷效率从 84% 降至 66%。化学计量学显示厌氧 $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{HAc}$ 和好氧 $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{PHA}$ 比值(C/C) 分别由 0.53 和 0.43 升至 0.78 和 0.51。

关键词: 反硝化除磷; 亚硝酸盐; 电子受体; 聚磷菌; 聚糖菌

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2008)12-1094-06

Process characteristics of denitrifying dephosphatation using nitrite as electron acceptor. JIANG Yi-feng^{1*}, ZHU Run-ye¹, ZHENG Jian-jun², WANG Bao-zhen³, CHEN Jian-meng¹ (1. College of Biological and Environmental Engineering, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310032, China; 2. Institute of Environment Design and Research, Zhejiang Gongshang University, Hangzhou 310005, China; 3. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China). *China Environmental Science*, 2008, 28(12): 1094~1099

Abstract: Process characteristics of denitrifying dephosphatation with NO_2^- as electron acceptor was investigated by adopting batch sludge culture. Through stepwise elevation of NO_2^- instead of NO_3^- -N added in influent, denitrifying poly-P accumulating organism (DPAO) was gradually accommodated to utilize NO_2^- with high concentration of 30mg/L. During this period, DPAO had a dynamic response according to the change of electron acceptor, and it ultimately determined the performance of P removal. Under the conditions of NO_3^- , two groups of DPAO existed and dominated in the system (40%~61% of VSS), namely DPAO₃₅ and DPAO₅, and they were able to denitrify NO_2^- and NO_3^- or NO_3^- only as respective electron acceptor. With the decrease of NO_3^- and simultaneous increase of NO_2^- , DPAO₅ was excluded from the system and DPAO ratio therefore dropped down to 28%~41%. However, glycogen accumulating organism (GAO) grew to dominance in the reactor from 31%~52% to 54%~67%, and it thus led to decrease of P removal from 84% to 66%. Accordingly, stoichiometry coefficients of $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{HAc}$ (anaerobic phase) and $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{PHA}$ (aerobic phase) increased from 0.53 and 0.43 to 0.78 and 0.51 (C/C), respectively.

Key words: denitrifying dephosphatation; nitrite; electron acceptor; PAO; GAO

传统生物除磷工艺(EBPR)由于聚糖菌(GAO)的干扰、 NO_x^- 对厌氧释磷的抑制等原因经常会导致污水厂运行的不稳定^[1]。反硝化聚磷菌(DPAO)利用 NO_x^- 代替 O_2 作为缺氧吸磷的电子受体,解决了传统工艺中脱氮和除磷 2 个过程在碳源争夺上的根本矛盾^[1]。目前,反硝化除磷工艺以 NO_3^- 作为电子受体,效果较为理想^[1-2];而对于 NO_2^- 能否作为 DPAO 的电子受体的报道不一。通常认为^[2], NO_2^- 具有生物毒性强、稳定性差等缺

点;而某些反硝化菌缺乏还原 NO_2^- 至 N_2 的能力。故 NO_2^- 作为 DPAO 电子受体的效率可能不如 NO_3^- 。然而近来研究表明^[3],只要 NO_2^- 的浓度恰当,其并不对吸磷产生抑制影响。

本研究将对 NO_2^- 能否作为 DPAO 有效电子

收稿日期: 2008-04-09

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(20776134);浙江省重大科技专项项目(2007C13081)

* 责任作者, 讲师, jyf@zjut.edu.cn

受体,及其工艺运行特征进行深入研究.为了更好地获得 DPAO 对于 NO_2^- 电子受体的动态响应规律,试验采取序批式污泥培养方式(SBR),考察除磷系统在电子受体渐变条件下($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$)的运行效能、功能微生物等动态响应机制.

1 材料与方法

1.1 SBR 运行

采用有效容积 2L 的 SBR,以 $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ 为电子受体(命名为 $\text{SBR}_{\text{n,n}}$ 表示反硝化除磷),污泥接种于一个双污泥除磷系统.装置在室温 18~24℃ 下运行,pH 值用浓度为 0.5mol/L HCl 及 NaOH 控制在 7.0 ± 0.5 . SBR_{n} 间歇循环运行,一个周期包括 1.5h 厌氧、2.5h 缺氧、2h 沉淀/排水/进水等阶段.厌氧和缺氧环境通过磁力搅拌实现.沉淀后排除 1.8L 上清液(包括剩余污泥),使 HRT 为 6.7h.通过缺氧末剩余污泥排放,SRT 控制在 12.5d.

1.2 人工配水

试验用水为乙酸钠人工配水,包含微生物必需的营养物质和微量金属元素(表 1).原水在每次进水前用保存在冰箱的浓缩液稀释调配而成,保持水质稳定.

表 1 人工配水的组分

Table 1 Detailed composition of the synthetic wastewater

营养元素	浓度 (mg/L)	微量元素	浓度 (mg/L)
COD (NaAc)	110	Cu ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)	0.001
N (NH_4Cl)	5	H_3BO_3	0.025
P (KH_2PO_4)	5	I (KI)	0.025
Mg ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	6	Mn ($\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)	0.003
Ca ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	3	Zn ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	0.006
K (KCl)	10	Co ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)	0.008
EDTA	2	Fe ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)	0.065

注:括号内为相关化合物

1.3 分析方法

常规水质指标根据国家标准方法^[4]进行测定;活性污泥中聚羟基烷酸[PHA,主要包括聚羟基丁酸(PHB)和聚羟基戊酸(PHV)]及糖原等胞内聚合物的定量分析参照文献[5];pH 值采用 WTW MultiLine P3 pH/Oxi 仪器(德国)在线测定;PCR-DGGE 分子检测按照文献[6]的方法,用

于 EBPR 中微生物的菌群分析.

1.4 DPAO 驯化

SBR_{n} 运行依据电子受体的不同分 2 个阶段, SBR_{n5} (以+5 价的 NO_3^- -N 为受体)和 SBR_{n3} (以+3 价的 NO_2^- -N 为受体). SBR_{n5} 阶段通过厌氧/缺氧交替运行,驯化和富集以 NO_3^- 为电子受体的 DPAO 污泥.在 SBR 厌氧释磷后,迅速加入 2mL 浓度为 145mg/mL 的 KNO_3 溶液,使系统转入缺氧阶段,进行缺氧吸磷.经过 60d 运行,系统已具备良好的反硝化除磷能力.

在 SBR_{n3} 阶段,电子受体逐渐从 NO_3^- 演变成 NO_2^- ,以期筛选出一类专以 NO_2^- 作为电子受体的 DPAO.考虑到 NO_2^- 的生物毒性,采取缓慢提高 NO_2^- 缺氧初始浓度的方式(每 4d 升高 3mg/L,以 N 计,下同),并以不影响缺氧吸磷数量为标准:61~100d, NO_2^- 由 3mg/L 增加到 30mg/L,同时维持 NO_3^- 18mg/L 不变;101~124d, NO_2^- 不变而 NO_3^- 从 18mg/L 缓慢下降至 0mg/L;从 125d 开始, NO_2^- 成为唯一的电子受体,直至 159d.

2 结果与讨论

2.1 反硝化除磷效能

由图 1 可见, SBR_{n5} 启动迅速, $\text{PO}_4^{3-}\text{-ana}$ (厌氧阶段末期 PO_4^{3-} 浓度)从第 1d 的 13mg/L(以 P 计,下同)迅速上升至 40~60d 的 35mg/L;相应地, $\text{PO}_4^{3-}\text{-ano}$ (缺氧阶段末 PO_4^{3-} 浓度)从 3.1mg/L 降至 0.8mg/L.这表明系统中 DPAO 正不断富集而同时 GAO 减少,污泥在吸收等量乙酸时聚磷(Poly-P)的水解数量增加^[7].

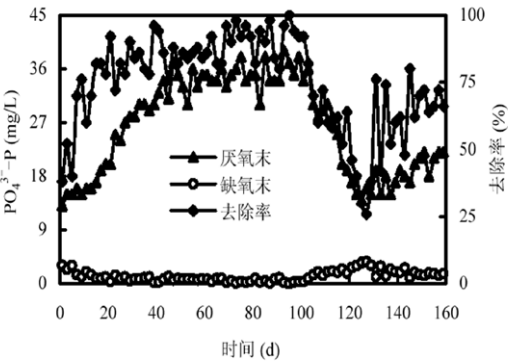


图 1 SBR_{n} 除磷率的变化

Fig.1 Removal efficiency of phosphorus in the SBR_{n}

从 61d 开始, NO_2^- 逐步成为 NO_3^- 的替代电子受体. 图 1 显示, 缺氧初始 NO_2^- 浓度的缓慢升高并未抑制 $\text{SBR}_{\text{n}3}$ 的反硝化除磷, 反而 NO_2^- 作为 NO_3^- 之外的额外电子受体促进了 61~100d 内 EBPR 的改善, $\text{PO}_4^{3-}{}_{\text{ana}}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}{}_{\text{ano}}$ 分别上升和下降了 3mg/L 和 0.4mg/L. 这表明, 系统中存在一类 DPAO, 它们以 NO_2^- 为电子受体进行反硝化吸磷 (命名为 DPAO_{35}). 当然, DPAO_{35} 增殖和 EBPR 的改善相当有限, 这是因为 $\text{SBR}_{\text{n}5}$ 阶段的电子受体 NO_3^- 数量对于进水的电子供体数量 (乙酸) 已经充足, 增加 NO_2^- 无助于 DPAO 再度大量富集.

由于 DPAO 已完全适应 NO_2^- , 因此从 101d 开始逐步减少进水中 NO_3^- 的投量, 考察 NO_2^- 能否成功替代 NO_3^- 作为 DPAO 的唯一电子受体. 从电子受体的数量考虑, 30mg/L 的 NO_2^- (+3 价) 与 18mg/L 的 NO_3^- (+5 价) 相等.

在 101~124d, NO_3^- 逐渐由 18 mg/L 降至 0mg/L, 而 NO_2^- 维持 30mg/L 不变. 这引起 $\text{PO}_4^{3-}{}_{\text{ana}}$ 从 38mg/L 迅速降至 14mg/L, 而 $\text{PO}_4^{3-}{}_{\text{ano}}$ 从 0.4 mg/L 升至 3.1mg/L, 表明 EBPR 效能下降. 由于 NO_2^- 充足, 由此推测还存在一类 DPAO, 它们只能以 NO_3^- 作为电子受体, 而缺乏还原 NO_2^- 的酶系 (命名为 DPAO_5). 理论上, DPAO_{35} 的存在应能弥补由于 DPAO_5 引起的除磷下降, 因为它的电子受体 NO_2^- 足够. 但研究表明^[7], DPAO_{35} 在 NO_3^- 和 NO_2^- 共存的环境中 (101~124d), 通常会优先利用 NO_3^- . 因此, NO_3^- 不足不仅对 DPAO_5 不利, 而且对 DPAO_{35} 也是如此, 这使得 DPAO 体内 Poly-P 和 PHA 水平下降, 反硝化除磷效率大为降低.

从 125d 开始, NO_2^- 成为唯一电子受体, DPAO_5 随之被淘洗出 $\text{SBR}_{\text{n}3}$, 系统中只剩余 DPAO_{35} , 其数量变化将决定 EBPR 优劣. 由图 1 可见, 除磷效率随着系统的运行有所改善, 35d 后进入稳态, $\text{PO}_4^{3-}{}_{\text{ana}}$ 由 14mg/L 升至 22mg/L, $\text{PO}_4^{3-}{}_{\text{ano}}$ 则由 3.1mg/L 降至 1.7mg/L. 与 NO_3^- 为电子受体的 $\text{SBR}_{\text{n}5}$ 相比, 以 NO_2^- 为电子受体的 $\text{SBR}_{\text{n}3}$ 除磷效能处于较低水平, 分析认为缺氧末剩余的 NO_2^- (图 2) 会抑制下个周期的厌氧释磷. NO_2^- 通过三羧酸循环 (TCA) 直接消耗乙酸^[8], 减少 DPAO 可利用的底物, 同时也破坏了释磷所需的严格厌

氧环境, 引起了污泥中 GAO 比例增加.

2.2 电子受体利用效率

图 2 为 NO_3^- 和 NO_2^- 在缺氧阶段末时的浓度 ($\text{NO}_3^-{}_{\text{ano}}$ 和 $\text{NO}_2^-{}_{\text{ano}}$) 变化. 1~60d, 随着 $\text{SBR}_{\text{n}5}$ 中 DPAO 的富集, NO_3^- 消耗增加, 引起 $\text{NO}_3^-{}_{\text{ano}}$ 从 8mg/L 降至 1mg/L. 可见, NO_3^- 去除率的改善是在进水 C/N 保持恒定的情况下取得的. 分析认为, 这与 DPAO 富集和 GAO 减少相关. 这是因为 DPAO 体内的 PHA 作为反硝化碳源, 被降解的更为彻底, 而 GAO 中的 PHA 有较大部分被用于再生糖原. 因此, 随着 DPAO 的富集, 更多碳源被用于还原 NO_3^- , 引起反硝化效率上升.

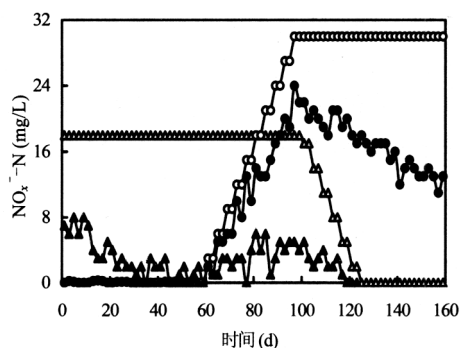


图 2 SBR_{n} 中缺氧初、末的 NO_3^- 和 NO_2^- 浓度变化
Fig.2 Concentrations of $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ at the start and end of anoxic stage in the SBR_{n}

—△— 缺氧初 NO_3^- —○— 缺氧初 NO_2^-
—▲— 缺氧末 NO_3^- —●— 缺氧末 NO_2^-

NO_2^- 的引入 (61~100d) 对 $\text{SBR}_{\text{n}3}$ 反硝化产生影响. 随着进水 NO_2^- 从 2mg/L 缓慢升至 30mg/L, $\text{NO}_2^-{}_{\text{ano}}$ 相应地从 2mg/L 增至 22mg/L, $\text{NO}_3^-{}_{\text{ano}}$ 则从 1mg/L 升至 6mg/L. 100d 与 60d 相比, 电子受体 NO_2^- 消耗量增加了 8mg/L, 而 NO_3^- 减少了 5mg/L, 受体的消耗总量 (按电荷计算) 基本相同, 说明 NO_2^- 对反硝化未产生抑制作用. 这也表明, 进水中 NO_2^- 的增加一方面促进了 DPAO_{35} 的增殖和 NO_2^- 消耗; 另一方面也使得 DPAO_{35} 减少了对 NO_3^- 的利用, 使 $\text{NO}_3^-{}_{\text{ano}}$ 上升. 尽管在 NO_3^- 和 NO_2^- 2 种电子受体共存时, DPAO_{35} 总是优先利用 NO_3^- , 但随着 NO_2^- 浓度上升, 其与 NO_3^- 竞争力加强而易为 DPAO_{35} 获得和去除^[7].

从 101d 开始缓慢下调 NO_3^- 进水浓度,对于进一步富集 $\text{SBR}_{\text{n}3}$ 中的 DPAO_{35} 也是比较恰当的. 在 101~124d, NO_2^- 维持 30mg/L 不变,而 NO_3^- 从 18mg/L 缓慢降低至 0mg/L.在此期间, $\text{NO}_3^-_{\text{ano}}$ 始终在 4mg/L 以下,直至未检出.但 NO_3^- 投量的减少并没有引起等量的 NO_2^- 利用,以作为 NO_3^- 的替代电子受体.以电荷计算,124d 的 NO_2^- 去除量至少应比 101d 多(100d 的 NO_3^- 去除量 $\times 5/3$)=(100d 的 NO_3^- 投量-100d 的 $\text{NO}_3^-_{\text{ano}})$ $\times 5/3$ =(18-6) $\times 5/3$ =20mg/L.而实际上 $\text{NO}_2^-_{\text{ano}}$ 仅从 22mg/L 下降至 18mg/L,这再次证明系统中 DPAO_5 的存在,它们只能把 NO_3^- 还原至 NO_2^- .基于以上分析,并假设:100~124d 间 DPAO_{35} 生物量不变, NO_3^- 和 NO_2^- 中单位电子转移引起等量的 PO_4^{3-} 吸收,由此推测 100d 时 $\text{SBR}_{\text{n}3}$ 系统中 DPAO_{35} 与(DPAO_{35} + DPAO_5)的比例为 124d 电子受体消耗量与 100d 电子受体消耗量之比[以电荷计算为 $12\times 3/(12\times 5+8\times 3)$]=43%].随着进水中 NO_3^- 的消失,于 124d 共计有 57%的 DPAO_5 被淘汰出系统. DPAO 在生物量上的下降,直接导致了 101~124d 间 EBPR 效能的显著下降.

125~159d,30mg/L 的 NO_2^- 为唯一电子受体.随着 DPAO_{35} 在系统中的缓慢增殖, $\text{NO}_2^-_{\text{ano}}$ 由 18mg/L 下降至 12mg/L,更多 NO_2^- 被用于缺氧下 DPAO_{35} 对磷的吸收, NO_2^- 的去除率达到 60%.

2.3 反硝化除磷的计量学

在 $\text{SBR}_{\text{n}5}$ 和 $\text{SBR}_{\text{n}3}$ 运行稳定后,对典型周期的物质转化进行考察,如图 3 所示.各物质在 2 个系统中的变化规律相同:在厌氧段,乙酸被 DPAO 吸收并转化为 PHA,过程所需要的 ATP 由 Poly-P 水解和糖原酵解提供,引起 PO_4^{3-} 的释放和糖原含量下降;在缺氧阶段, DPAO 降解 PHA 产生 ATP,用于 PO_4^{3-} 吸收、细胞增殖和糖原再生等^[1].

与以 O_2 为电子受体的好氧除磷系统相比^[6],和以 NO_3^- 为电子受体的 $\text{SBR}_{\text{n}5}$ 系统具有十分接近的化学计量学,厌氧反应的 $\Delta\text{PO}_4^{3-}/\Delta\text{HAc}(\text{P/C})$ 、 $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{HAc}(\text{C/C})$ 、 $\Delta\text{PHA}/\Delta\text{HAc}(\text{C/C})$ 分别为 0.96 和 0.85、0.60 和 0.53、1.47 和 1.44;而好氧和缺氧的 $\Delta\text{PO}_4^{3-}/\Delta\text{PHA}$ 、 $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{PHA}$ 分别为 0.74 和 0.70、0.36 和 0.43(表 2).这表明 DPAO 与好氧聚磷菌

(APAO)具有相似的代谢途径,这与 Kuba 等^[1]的观点一致. $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{HAc}$ 和 $\Delta\text{PHA}/\Delta\text{HAc}$ 比值说明在厌氧反应中,糖原降解不仅是 PAO 吸收底物的能量来源,同时也是 PHA 合成中还原力和碳的来源,这对于维持 DPAO 体内 $\text{NADH}+\text{H}^+/\text{NAD}^+$ 平衡和正常的生理生化作用具有重要意义^[1].另外,糖原的酵解也可能是 $\text{SBR}_{\text{n}5}$ 系统中存在 PHV 代谢的原因^[5-6].

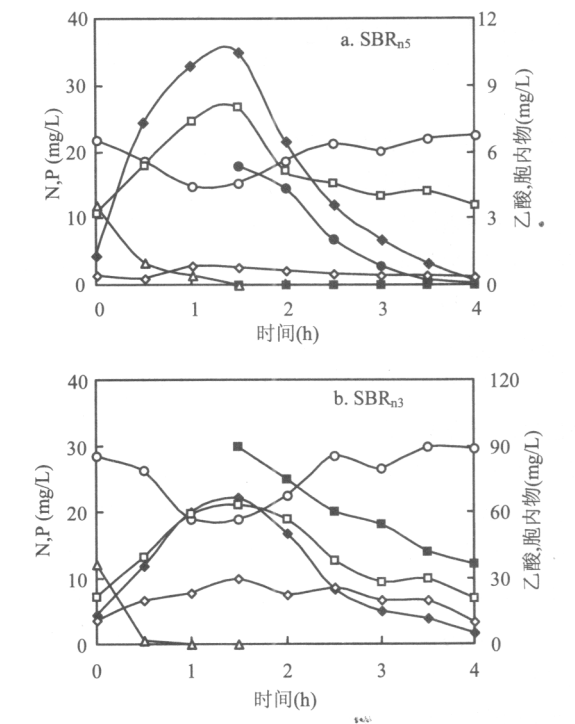


图 3 $\text{SBR}_{\text{n}5}$ 和 $\text{SBR}_{\text{n}3}$ 典型运行周期中 N、P、乙酸和胞内聚合物的变化

Fig.3 Profiles of N, P, acetate and cell-stored polymers in a typical operational cycle in the $\text{SBR}_{\text{n}5}$ and $\text{SBR}_{\text{n}3}$

◆ 磷酸盐 ◆ 硝酸盐 ■ 亚硝酸盐 ▲ HAC
○ 糖原 □ PHB ◇ PHV

污泥中较高的糖原比例显示 GAO 在 $\text{SBR}_{\text{n}3}$ 中可能大量存在,导致 $\text{SBR}_{\text{n}3}$ 相比 $\text{SBR}_{\text{n}5}$, $\Delta\text{PO}_4^{3-}/\Delta\text{HAc}$ 和 $\Delta\text{PO}_4^{3-}/\Delta\text{PHA}$ 比值下降(0.49 和 0.33),而 $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{HAc}$ 和 $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{PHA}$ 比值上升(0.78 和 0.51),这使得糖原代谢在系统得到加强,而 Poly-P 的减弱.PHV 在 PHA 中的大量积累(32.8%)也印证了以上的结果.

表 2 SBR_{n5} 和 SBR_{n3} 在典型运行周期中物质变化数量
Table 2 Change amounts of the substances during a typical operational cycle in the SBR_{n5} and SBR_{n3}

指标		厌氧段		缺氧段	
		SBR _{n5}	SBR _{n3}	SBR _{n5}	SBR _{n3}
HAc(以 C 计)	(mg/L)	-36	-36	0	0
PO ₄ ³⁻ (以 P 计)	(mg/L)	30.8	17.6	-34.5	-20.4
糖原(以 C 计)	(mg/L)	-18.9	-28.2	21.2	31.3
PHB(以 C 计)	(mg/L)	48.1	41.7	-45.0	-42.1
PHV(以 C 计)	(mg/L)	3.8	19.5	-4.1	-19.6
PHV/PHA	(%)	-	-	9.4	32.8
糖原比例	(Gly/VSS)	-	-	0.14	0.19

注: - 表示未检测

2.4 污泥中功能菌群分析

电子受体的变化使 SBR_n 中功能菌群发生动态响应,并根本上决定 EBPR 效能.虽然,目前有多种方法用来估算污泥中 PAO 的数量比例,但因缺乏统一标准而导致一些重要参数无法在不同研究结果间进行比较.Henze 等^[9]提出, PAO 在 20℃ 时最大的产 P 率为 0.07~0.10g/g(COD_{HAc}),根据上述的计量学研究,作者认为这个比值合理,并同样适用于 DPAO 菌.为方便计算,作以下假定:DPAO、GAO 和一般异养菌(OHO)等不同微生物,在生长时的比 COD 吸收数量相等;非 DPAO 菌的含 P 率为 0.02g/g;厌氧段 DPAO 对 COD 吸收引起 PO₄³⁻ 释放,反之认为 COD 下降由 GAO 引起;COD 在好氧/缺氧段的下降归因于 OHO.根据物料平衡,在一个稳定的 EBPR 中,系统去除的 PO₄³⁻ 数量等于剩余污泥中的总磷含量.根据物质转化规律(图 3)和数量(表 2),分别对 SBR_{n5} 和 SBR_{n3} 的 DPAO、GAO 和 OHO 含量进行了计算(表 3).

表 3 SBR_{n5} 和 SBR_{n3} 中 DPAO/GAO/OHO 的数量比例
Table 3 Mass fraction of DPAO/GAO/OHO in sludge from the SBR_{n5} and SBR_{n3}

系统	电子受体	VSS(mg/L)	DPAO	GAO	OHO
SBR _{n5}	NO ₃ ⁻	950	0.40~0.61	0.31~0.52	0.08
SBR _{n3}	NO ₂ ⁻	920	0.28~0.41	0.54~0.67	0.05

由表 3 可见,SBR_{n5} 污泥中 DPAO 比例为 0.40~0.61,则 DPAO 的释磷量与 COD 吸收量之比

为 0.55~0.81,这与其他文献的推荐值 0.49^[8] 相近. SBR_{n3} 污泥中的 DPAO、GAO 和 OHO 的数量比例分别为 0.28~0.41、0.54~0.67 和 0.05.另外,虽然 SBR_{n5} 中功能菌群数量为 DPAO>GAO>OHO,但 GAO 也有较大比例,表明即使在优良的 EBPR 系统中 GAO 仍是 PAO 对碳源的有力竞争者,一旦水质和运行条件变化,极易造成 EBPR 退化.如 NO₂⁻ 引入造成 SBR_{n3} 中 GAO 的繁殖,并成为系统的优势菌群.

表 4 SBR_{n5} 和 SBR_{n3} 中 PAO 含 P 量和 SPRR 的计算值
Table 4 Calculated P content in PAO and SPRR based on PAO mass in SBR_{n5} and SBR_{n3}

系统	污泥含磷量 (mg/g)	PAO 含磷量 (mg/g)	SPRR [mg/(g·h)]	SPUR [mg/(g·h)]
SBR _{n5}	92	134~209	35.7~54.4	14.7
SBR _{n3}	59	119~175	31.8~46.6	8.7

表 4 为基于 DPAO 含量计算得到的 DPAO 含磷率、比磷酸盐释放速率(SPRR)和比磷酸盐吸收速率(SPUR).可见,尽管 GAO 的生长导致 SBR_{n3} 系统 EBPR 下降,污泥含磷率降低,但其中 DPAO 的含磷率仍保持与 SBR_{n5} 系统中相近,表明 DPAO 元素构成的一致性.当然,较高的 DPAO 含磷率还是引起了 SBR_{n5} 较高的 SPRR 和 SPUR 值,表明 Poly-P 含量对于厌氧释磷和乙酸吸收以及好氧吸磷的关键作用.而 SBR_{n3} 系统中较低的 SPUR 则与 GAO 生长有关,表明 DPAO 是反硝化吸磷的主要贡献者.

应用 PCR-DGGE 分子检测技术对运行稳定后的 SBR_{n5} 和 SBR_{n3} 污泥进行分析,如图 4 所示,以 NO₂⁻ 为电子受体的 SBR_{n3} 微生物的多样性与 SBR_{n5} 相比有所降低(特异性条带 b 和 c 消失),表明一些不能利用 NO₂⁻ 为电子受体的反硝化菌(DPAO₅)随着电子受体的变化(NO₃⁻→NO₂⁻)而逐渐被排出 SBR_{n3} 系统,这与前文的论述一致.对条带 b 和 c 的 16S rDNA 片段进行克隆和序列测定,发现条带 b 为未培养细菌(相似性 98%),属于 gamma-Proteobacteria 亚纲中的 Chromatiaceae 属.结合以往研究^[10-12],作者认为其为 DPAO₅,即只能利用 NO₃⁻ 进行反硝化除磷;而条带 c 未获得理想结

果.其他共同且信号较强的条带(a、d、e、f、g和h)为可能的 DPAO_{35} ,即由于其能同时利用 NO_3^- 和 NO_2^- 进行反硝化除磷,因而具有较强的竞争优势.

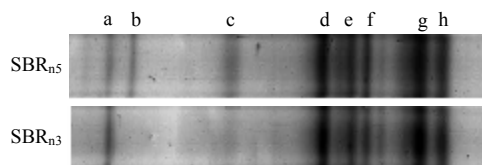


图4 SBR_{n5}和SBR_{n3}污泥16S rDNA的DGGE图谱
Fig.4 DGGE profiles of 16S rDNA fragments for SBR_{n5} and SBR_{n3} sludge

3 结论

3.1 NO_3^- 是一种有效的反硝化除磷电子受体,系统除磷效率高达84%,DPAO为污泥中的优势功能菌,占VSS的40%~61%.

3.2 随着电子受体由 NO_3^- 渐变为 NO_2^- ,只能利用 NO_3^- 的 DPAO_5 会逐步淘洗出SBR_{n3},导致糖原代谢取代Poly-P水解成为系统主要物质转化途径,厌氧 $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{HAc}$ 和好氧 $\Delta\text{Gly}/\Delta\text{PHA}$ 比值上升,GAO数量增加(由31%~52%至54%~67%)而DPAO下降至28%~41%;可利用 NO_2^- 或 NO_3^- 的 DPAO_{35} 成为唯一DPAO,除磷率仅为66%.

参考文献:

- [1] Kuba T, Murnleitner E, van Loosdrecht M C M, et al. A metabolic model for biological phosphorus removal by denitrifying organisms [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1996,52:685-695.
- [2] Jørgensen K S, Pauli A S L. Polyphosphate accumulation among denitrifying bacteria in activated sludge [J]. Anaerobic Environmental Microbiology, 2005,1:161-168.
- [3] Gernaey V, van Loosdrecht M C M, Henze M, et al. Activated sludge wastewater treatment plant modeling and simulation [J]. Environmental Modelling and Software, 2004,19:763-783.
- [4] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会.水和废水监测分析方法 [M].北京:环境科学出版社,1997.
- [5] Fang H H P, Zhang T, Liu Y. Characterization of an acetate degrading sludge without intracellular accumulation of polyphosphate and glycogen [J]. Water Research, 2002,36:3211-3218.
- [6] 蒋铁锋.短程硝化除磷工艺特征及运行效能研究 [D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2006.

- [7] Jiang Y F, Wang L, Wang B Z, et al. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate removal in $(\text{AO})^2$ SBR using single sludge system [J]. Journal of Environmental Science, 2004,16(6): 1037-1040.
- [8] Smolders J F, van der Meij J, van Loosdrecht M C M, et al. Stiochiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1994,44:837-848.
- [9] Henze M, Gujer W, Mino T, et al. Activated sludge model No. 2d, ASM2D [J]. Water Science and Technology, 1999,39(1):165-182.
- [10] Jeon C O, Lee D S, Park J M, et al. Microbial communities in activated sludge performing enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor [J]. Water Research, 2003,37:2195-2205.
- [11] Lin C K, Katayama Y, Hosomi M, et al. The characteristics of the bacterial community structure and population dynamics for phosphorus removal in SBR activated sludge processes [J]. Water Research, 2003,37:2944-2952.
- [12] Okunuki S, Kawaharasaki M, Tanaka H, et al. Changes in phosphorus removing performance and bacterial community structure in an enhanced biological removal reactor [J]. Water Research, 2004,38:2432-2438.

作者简介: 蒋铁锋(1978-),男,浙江上虞人,讲师,博士,主要从事高效生物脱氮除磷技术研究.发表论文10余篇.