

DOI: 10. 19853/j. zgjsps. 1000-4602. 2024. 05. 012

# 淀粉/聚乙烯醇固体碳源对污水厂尾水的脱氮效果

刘雯静, 张克峰, 丁万德

(山东建筑大学 市政与环境工程学院, 山东 济南 250000)

**摘要:** 针对市政污水厂尾水中普遍存在碳源不足的问题,以低碳氮比水体为研究对象,探究了固体碳源填料柱在不同HRT下的脱氮效果。结果表明,在启动运行20 d后,反应器中载体上的生物膜逐渐成熟,出水水质稳定。当反应器HRT=4 h时,脱氮率保持在90%以上,出水COD保持在40 mg/L以下,且没有 $\text{NO}_2^-$ -N积累。同时,反应器出水中检测到了 $\text{NH}_4^+$ -N,这表明可能存在硝酸盐异化还原为铵盐(DNRA)的过程。在微生物作用和物理浸出过程中,固体碳源有机碳的释放分别占总碳释放量的81.74%和18.26%,表明碳释放主要是由微生物作用引起的。高通量测序分析结果显示,相对丰度较高的菌属主要有*Thauera*、*Zoogloea*、*Cloacibacterium*、*Macellibacteroides*等,同时检测出了*Desulfovibrio*,这可能与出水中检测到 $\text{NH}_4^+$ -N有关。

**关键词:** 污水厂尾水; 深度脱氮; 固体碳源; 淀粉/聚乙烯醇; 高通量测序

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)05-0075-07

## Effect of Starch/Polyvinyl Alcohol Solid Carbon Sources on Nitrogen Removal of Tail Water from Municipal Wastewater Treatment Plant

LIU Wen-jing, ZHANG Ke-feng, DING Wan-de

(School of Municipal and Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250000, China)

**Abstract:** This paper investigated the effect of solid carbon sources packed columns on nitrogen removal from low carbon to nitrogen ratio wastewater under different hydraulic retention times (HRT), so as to solve the problem of insufficient carbon sources in tail water from municipal wastewater treatment plants(WWTPs). After 20 days of operation, the biofilm on the packing media gradually matured and the effluent quality was stable. When the HRT was 4 hours, the nitrogen removal rate remained above 90%, the effluent COD was always below 40 mg/L, and no accumulation of  $\text{NO}_2^-$ -N was observed. In addition,  $\text{NH}_4^+$ -N was detected in the effluent from the reactor, indicating that there might be a process of dissimilatory nitrate reduction to ammonia (DNRA). In the process of microbial action and physical leaching, the release of organic carbon from solid carbon sources accounted for 81.74% and 18.26% of the total carbon release, respectively, indicating that the main reason of carbon release was caused by microbial action. The high-throughput sequencing results showed that the genera such as *Thauera*, *Zoogloea*, *Cloacibacterium* and *Macellibacteroides* were the predominant bacteria with high relative abundance. In addition, *Desulfovibrio* was detected in the reactor, which might be related to the detection

基金项目: 中国城市建设研究院有限公司科技创新基金资助项目(Y2000X100)

通信作者: 丁万德 E-mail: dingwande18@sdjzu.edu.cn

of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  in the effluent.

**Key words:** tail water from WWTP; advanced nitrogen removal; solid carbon source; starch/polyvinyl alcohol; high-throughput sequencing

城市生活污水、工业废水和化肥污染导致受纳水体中氮含量增加,已成为世界范围内的严重问题,并威胁着水生态系统和饮用水安全<sup>[1]</sup>。根据2012年7月开始实施的北京市《城镇污水处理厂水污染物排放标准》,TN被限制在10.0 mg/L以下。因此,市政污水的二级处理出水迫切需要进行深度脱氮,以达到污水处理厂的严格排放标准。

近年来,研究者们已经采用了多种技术去除硝酸盐,包括吸附、膜分离、电渗析、离子交换和生物反硝化等<sup>[2-3]</sup>。其中,由于异养反硝化成本较低、环境友好且有害副产物最少,因此被认为比其他方法更具优势。但是,大多数市政污水处理厂的二级出水C/N较低,抑制了污水中硝酸盐的有效去除。传统解决方法是将水溶性碳源物质(例如甲醇、乙醇、乙酸和葡萄糖)添加到反硝化反应器中<sup>[4]</sup>。然而,此方法除了需要昂贵的控制系统外,通常会存在碳源投加剂量不足或过量的风险,并且碳源在储存和运输过程中存在一定的安全隐患<sup>[5]</sup>。为避免这些负面影响,固体碳源(包括天然材料和合成的可生物降解聚合物)被认为是一种可替代的选择<sup>[6]</sup>。如今,大多数研究都将重点放在合成可生物降解聚合物的利用上<sup>[1]</sup>,例如聚丁二酸丁二醇酯(PBS)、聚己内酯(PCL)、聚乳酸(PLA)和聚- $\beta$ -羟丁酸(PHB)。它们具有较稳定的反硝化效率,在保持高脱氮效率的同时,又解决了以天然材料为固体碳源导致的出水高色度和高COD问题。然而,由于其价格较高,限制了这些可生物降解聚合物的实际应用。

笔者以淀粉为碳源,聚乙烯醇(PVA)为骨架材料,采用冷冻解冻循环法制备了新型淀粉/聚乙烯醇固体碳源(SP碳源),分析了以淀粉/聚乙烯醇为碳源的固相反硝化系统的脱氮性能。同时,对反应器中固体碳源表层的微生物群落结构进行了分析,从微生物层面解析了反应器功能实现的内在规律,以期新型固体碳源的开发应用提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料

实验药剂包括马铃薯淀粉(食品级)、聚乙烯醇

(醇解度为97.5%~99%)、 $\text{KNO}_3$ 、 $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 、 $\text{K}_2\text{HPO}_4$ 、酒石酸钾钠、盐酸、氨基磺酸、硫酸亚铁铵、硫酸银、重铬酸钾。SP碳源通过冻融循环法制备<sup>[7]</sup>。

### 1.2 实验装置

填充床反应器为有机玻璃制成的圆柱体,内径为9 cm,高度为50 cm。由下到上分别为25 cm的SP碳源与活性炭混合填料层(体积比为3:1)、10 cm的活性炭层和5 cm的砾石层,底部放置均匀布水器,有效容积为2.54 L。反应器采用上向流模式运行,通过蠕动泵控制合成污水的进水量。

反应器启动结束以后,采用不同的进水硝酸盐负荷(NLR,以N计)来评估HRT对去除硝酸盐的影响。控制水温为 $(25\pm 1)^\circ\text{C}$ ,其他操作条件如表1所示。

表1 反应器进水特性及运行参数

Tab.1 Inlet water characteristics and operation parameters of the reactor

时间/d	阶段	HRT/h	NLR/ ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )	$\text{NO}_3^--\text{N}/$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	滤速/( $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ )
1~30	启动	8	$0.071\pm 0.002$	$49.35\pm 1.30$	0.05
31~40	I	6	$0.095\pm 0.002$	$49.49\pm 1.11$	0.07
41~50	II	4	$0.143\pm 0.004$	$49.53\pm 1.23$	0.10
51~60	III	2	$0.285\pm 0.007$	$49.29\pm 1.26$	0.20
61~80	IV	4	$0.143\pm 0.004$	$49.39\pm 1.39$	0.10

### 1.3 接种污泥和实验用水

反应器接种污泥取自光大水务(济南)有限公司二沉池回流污泥。接种污泥时,采用每添加10 cm的填料接种一定体积的污泥,直至污泥液面接近填料的高度。接种完成之后,静置24 h,让反硝化菌充分挂膜,其间实验装置不进水。进水为合成污水,以向静置1 d之后的自来水中添加一定质量的 $\text{KNO}_3$ 和 $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 作为实验用水,其组成如下: $\text{NO}_3^--\text{N}$ 为50 mg/L, $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 为1 mg/L。实验过程中不控制pH和溶解氧。

### 1.4 分析测试方法

通过扫描电子显微镜(SEM)分析被微生物利用前后SP碳源结构的变化。在采用SEM观察之前,使用2.5%的戊二醛在4℃条件下固定附着在碳源表

层的生物膜样品2 h。然后用磷酸盐缓冲液(pH=7.4)洗涤样品3次,再用乙醇逐级脱水,最后冷冻干燥12 h,喷金,测样。

检测过程中,水样通过0.45 μm微孔滤膜过滤以后再进行相关指标分析。其中,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N采用纳氏试剂分光光度法测定;NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N采用紫外分光光度法测定;NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N采用N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定;COD采用重铬酸钾法测定。温度采用水银温度计测定;pH采用pH计测定;DO采用便携式DO测定仪测定。

进水硝酸盐负荷(NLR)和脱氮率(NRR)分别按式(1)和式(2)计算。

$$\text{NLR} = \frac{QA_{\text{in}}}{1000 \times V_{\text{e}}} \quad (1)$$

$$\text{NRR} = 100\% \times \frac{A_{\text{in}} - A_{\text{ef}} - B_{\text{ef}} - D_{\text{ef}}}{A_{\text{in}}} \quad (2)$$

式中: $A_{\text{in}}$ 为进水中硝酸盐浓度,mg/L; $A_{\text{ef}}$ 、 $B_{\text{ef}}$ 和 $D_{\text{ef}}$ 分别为出水中硝酸盐、亚硝酸盐和氨的浓度,mg/L; $Q$ 为进水量,L/d; $V_{\text{e}}$ 为固定床反应器的有效体积,L。

### 1.5 微生物群落分析

在反硝化实验结束之后,附着大量生物膜的SP碳源先用涡旋振荡器振荡5 min,再通过0.22 μm滤膜过滤后,得到微生物样品。使用E. Z. N. A™ Mag-Bind土壤DNA试剂盒从生物膜中分离DNA样品。PCR扩增所用引物为341F(5'-CCTACACGACGCTCTTCCGATCTNCCTACGGGNGGCWGCAG-3')和805R(5'-GACTGGAGTTCCTTGGCACCCGAGAATTCCAGACTACHVGGGATCTAATCC-3')。从2%的琼脂糖凝胶中提取PCR扩增产物,同时使用Agencourt® AMPure XP Beads进行纯化。之后,通过Illumina MiSeq测序平台完成高通量测序。在0.97相似度下进行聚类,对聚类后的序列进行嵌合体过滤以后,得到用于物种分类的OTU。通过与Silva数据库进行OTU序列比对,可以获得与每个OTU相对应的物种分类信息。使用Qiime计算Shannon指数、Simpson指数、Chao1指数和物种丰富度指数以评估Alpha多样性。

## 2 结果与讨论

### 2.1 反应器的脱氮性能

反应器运行过程中的脱氮性能如图1所示。

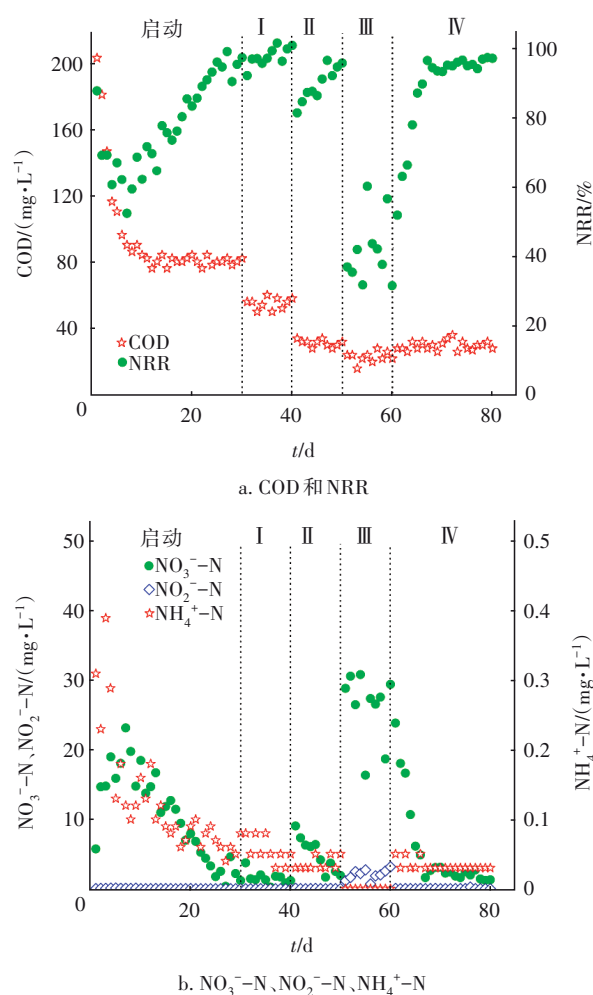


图1 反应器运行过程中的脱氮性能

Fig.1 Nitrogen removal performance of the reactor during operation

在反应器启动阶段(1~30 d),进水NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N为50 mg/L左右,HRT为8 h。由图1(a)可以看出,NRR先出现明显的下降,之后在第10天左右逐渐增加,表明载体上的生物膜逐渐成熟,在21~30 d反应器的NRR高于90%。在第I阶段(31~40 d)和第II阶段(41~50 d),当HRT从6 h降至4 h时,可以清楚地看到HRT对反应器出水COD有很大的影响。令人满意的是,NRR可以保持在90%以上,尤其是在第II阶段(HRT=4 h),反应器出水COD基本保持在40 mg/L以下,低于一级A标准限值。当HRT进一步缩短至2 h时,尽管出水COD进一步下降,但是下降幅度减小,同时NRR出现了明显的下降。

实验过程中,NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N的积累出现在第III阶段(51~60 d),这可能是缺乏电子供体或没有足够的HRT导致的。由于用于生物反硝化的固体碳源需

要先经过水解才能被反硝化菌进一步利用,当HRT降低时,长链有机物在被降解为短链小分子脂肪酸之后,未能被反硝化菌充分利用便被排出,导致反硝化过程完成得不彻底<sup>[8]</sup>。此外,如图1(b)所示,反应器中检测到了氨氮,这表明可能存在硝酸盐异化还原为铵盐(DNRA)的过程<sup>[1]</sup>。值得注意的是,在启动稳定阶段,反应器出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 较高,这可能是由于启动阶段较高的出水COD引起的<sup>[9]</sup>。在反硝化过程中,DNRA被认为是反硝化的主要物质和电子竞争者,该过程是将硝酸盐还原为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 而不是转化为 $\text{N}_2$ 。有研究报道<sup>[10]</sup>,在反硝化系统中大约有4%~10%的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除可归因于DNRA过程;此外,较高的温度、碳负荷和硫化物的增加等影响因素可能更倾向于DNRA而不是反硝化。当HRT降低时,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度逐渐降低(当HRT=2 h时,出水中未检出 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ),其原因可能是高进水流速降低了生物膜的厚度,并带来了抑制DNRA活性的DO。此外,除了DNRA过程,生物膜中因微生物自身降解而产生的氨化作用也可能导致 $\text{NH}_4^+$ 离子的释放,从而造成 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 积累。

## 2.2 反应器进出水pH和DO分析

实验过程中,还对pH和DO进行了监测,结果如图2(a)所示。固相反硝化功能的实现,主要是由于微生物的异养反硝化作用。异养反硝化时,微生物先对固体碳源进行水解酸化产生小分子溶解性有机物(主要为乙酸和正丁酸,此过程产酸),反硝化菌再进一步利用小分子有机物进行反硝化(此过程产碱),整个过程使进出水pH产生了差异<sup>[11]</sup>。据报道<sup>[1]</sup>,反硝化的最佳pH为7.0~8.0,固相反硝化的最佳pH为6.5~8.5。此外,还发现 $\Delta\text{pH}$ 与出水COD之间存在明显的正相关关系,见图2(b),该结论与之前的研究一致<sup>[11]</sup>。可以肯定的是,反应器的进出水pH都在固相反硝化的最佳范围内。在第Ⅲ阶段,DO出现了明显波动,可能是因为过短的HRT破坏了生物膜内部区域的缺氧微环境。在固相反硝化过程中,反硝化菌同时使用固体碳源作为生物膜载体和有机碳源。由于生物膜内部区域存在缺氧微环境,氧气在扩散运输过程中,兼性细菌可能会将其消耗掉<sup>[1]</sup>。根据反应器出水DO分析表明,在不控制进水DO的前提下,反应器的反硝化性能几乎没有受到明显影响;同样,在PCL支持的反硝化系统中,观察到脱氮率也没有显著差异。

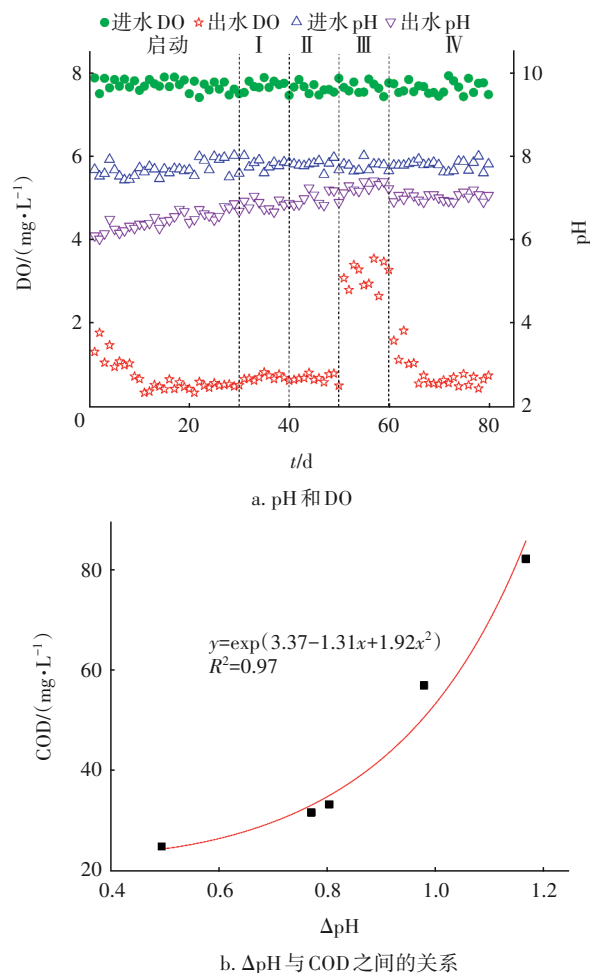
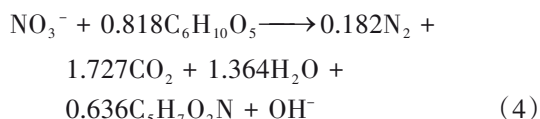
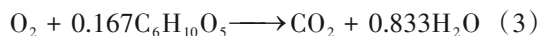


图2 pH与DO的变化以及 $\Delta\text{pH}$ 与COD之间的关系

Fig.2 Change of pH and DO and relationship between  $\Delta\text{pH}$  and COD

## 2.3 碳耗分析

为了考察反硝化过程中有机碳主要的释放及消耗途径,选取第Ⅳ阶段最后10 d的出水水质做了碳耗分析。SP碳源释放的碳包括两个方面:微生物水解( $C_m$ )和物理释放( $C_p$ );碳消耗可分为三部分:氧化作用( $C_o$ )、反硝化作用( $C_d$ )和出水排出的碳( $C_{ef}$ )。 $C_o$ 和 $C_d$ 的化学计量方程分别见式(3)和式(4)。碳平衡方程用式(5)表示,其中 $C_{in}$ 和 $C_{ef}$ 分别为进水和出水中的碳。



对于以淀粉/PVA为固体碳源的反硝化系统,虽



然PVA为可降解高分子聚合物,但相较于淀粉来说,PVA是难降解聚合物,仅起到碳骨架作用,因此PVA释放的碳被忽略了。反应器进水采用自来水配制,因此进水中的碳相对于出水中的碳可以忽略不计。在测定出水水质时,过量生物物质也有可能透过 $0.45\ \mu\text{m}$ 滤膜,从而被换算成出水中的COD,因此以这种方式进行计算并不精确。然而,对于粗略估算,这种简单的测量方法是可以接受的。

对于反应器中的SP碳源,溶解氧还原量为 $0.52\ \text{g}/10\ \text{d}$ ,总硝酸盐去除量为 $3.53\ \text{g}/10\ \text{d}$ (以N计)。根据式(3)和式(4)得出 $C_o$ 为 $0.44\ \text{g}/10\ \text{d}$ , $C_d$ 为 $33.44\ \text{g}/10\ \text{d}$ 。外排COD量为 $2.38\ \text{g}/10\ \text{d}$ ,淀粉理论COD为 $1.185\ \text{g/g}$ ,因此 $C_{ef}$ 为 $2.01\ \text{g}/10\ \text{d}$ 。根据物理释碳浸出实验,物理释碳浸出率为 $1.17\ \text{mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$ (以DOC计),因此 $C_p$ 为 $6.55\ \text{g}/10\ \text{d}$ 。根据式(5), $C_m$ 为 $29.33\ \text{g}/10\ \text{d}$ 。总碳释放量为 $C_p$ 和 $C_m$ 的总和( $35.88\ \text{g}/10\ \text{d}$ )。因此,除去 $1\ \text{g}$ 的 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 需要 $10.16\ \text{g}$ 的SP碳源。此外,微生物作用和物理浸出过程中,SP碳源有机碳的释放分别占总碳释放量的 $81.74\%$ 和 $18.26\%$ ,表明碳释放主要是由微生物作用引起的。

#### 2.4 碳源表层微生物群落结构

生物反应器中,微生物群落在决定反硝化性能方面起着至关重要的作用。因此,实验结束后收集了附着在碳源表层的生物膜,并通过Illumina MiSeq测序进行了研究,确定在以淀粉/PVA为固体碳源的反硝化系统中的关键微生物。物种丰富度指数(912)和Chao1指数(854)反映了样品中菌群的丰富度,由Shannon指数(5.75)和Simpson指数(0.93)可知样品中微生物种群的多样性较高。goods\_coverage指数反映了测序的深度,越接近于1,则说明测序深度已经基本覆盖到样品中所有的物种,样本中序列没有被测出的概率越低,反映了测序结果可否代表样本的真实情况。较高的goods\_coverage指数(99.89%)表明固体碳源表层微生物的OTU均被很好地检出。

图3为在门水平和属水平上碳源表层生物膜中微生物群落的结构组成和相对丰度(仅显示相对丰度 $>1\%$ 的)。从图3(a)可以看出,在门水平上,反应器中碳源表层生物膜微生物群落属于以下6个主要门:*Proteobacteria*(变形菌门)、*Bacteroidetes*(拟杆菌门)、*Firmicutes*(厚壁菌门)、*Planctomycetes*(浮霉菌

门)、*Chloroflexi*(绿弯菌门)和*Acidobacteria*(酸杆菌门)。其中以变形菌门和拟杆菌门为主,该结果与其他使用固体碳源的研究相似<sup>[1]</sup>。据报道<sup>[12]</sup>,变形菌门是污水处理系统中广泛存在的反硝化和硝化菌门,在反硝化过程中起着至关重要的作用。拟杆菌门作为异养微生物的重要成员,可在厌氧条件下将淀粉、纤维素等多糖降解为单糖和短链脂肪酸等利于微生物利用的营养物质。此外,有研究发现<sup>[13]</sup>,生物质的水解活性与拟杆菌门的百分比呈正相关。

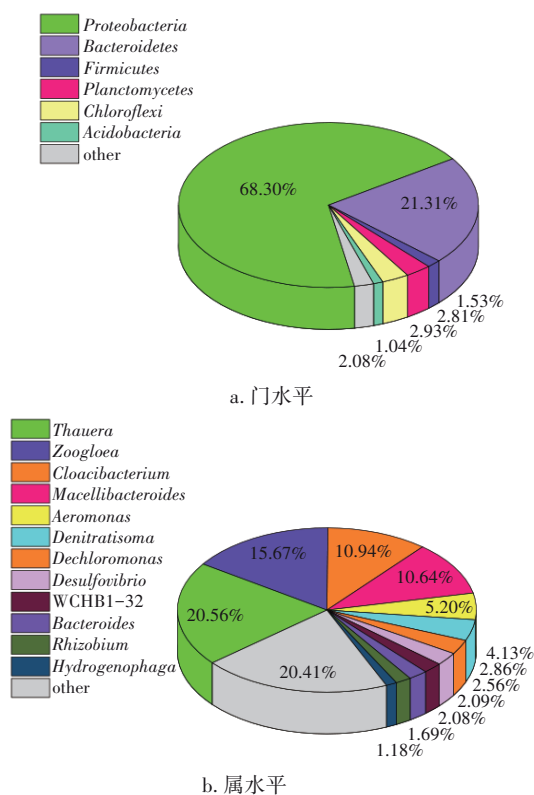


图3 在门水平和属水平上碳源表层生物膜中微生物群落的结构组成和相对丰度

Fig.3 Composition and relative abundance of microbial community in surface biofilm of carbon source at phylum and genus levels

从图3(b)可以看出,在属水平上,较为丰富的属为变形菌门的*Thauera*和*Zoogloea*。*Thauera*是革兰氏阴性菌的一个属,其已被证实是在以乙醇为底物的反硝化系统中含量最高的属。淀粉在厌氧环境条件下可以被多种微生物代谢为发酵产物,例如乙醇和甲烷等。其优势属的形成可能是由于在以淀粉为电子供体的固相反硝化系统中形成了中间产物乙醇所致。*Zoogloea*属于变形菌门,可以进行

异养反硝化脱氮,另外在使用其他生物可降解聚合物(BDP)支持的反硝化系统中也被检测到<sup>[1]</sup>。对于*Cloacibacterium*而言,其广泛存在于城市污水中,可产生胞外聚合物,有利于微生物生长和生物膜的形成。*Macellibacteroides*负责有机物的降解,其被证实为挥发性脂肪酸(VFAs)的产生者,可将碳水化合物的水解产物转化为乙酸和丁酸<sup>[14]</sup>。此外,在醋酸盐支撑的反硝化体系中,*Denitratisoma*为优势反硝化菌,能够实现完全反硝化。值得注意的是,反应器中检测到了*Desulfovibrio*(脱硫弧菌属)。据报道<sup>[15]</sup>,某些种类的脱硫弧菌属可将硝酸盐或亚硝酸盐还原为氨,这可能是出水中检测出了 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的原因。另外,*Hydrogenophaga*也被报道存在于其他反硝化系统中,可以利用 $\text{H}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 等进行自养反硝化脱氮<sup>[16]</sup>。这表明在异养反硝化系统中,可能同时存在自养反硝化过程。总体而言,以淀粉/PVA为固体碳源的反硝化系统,其表层的微生物群落结构与传统使用液体碳源或其他可生物降解聚合物反硝化系统相比,菌群结构有很大差异。

## 2.5 微生物利用前后碳源表面形态的变化

为了观察SP碳源表层上的生物膜,并评估该碳源的生物利用度,实验结束后对其进行SEM观察,结果如图4所示。

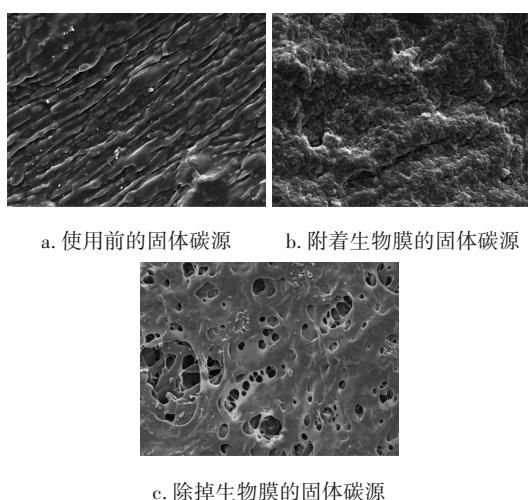


图4 固体碳源的SEM照片

Fig.4 SEM photos of solid carbon sources

对比图4(a)和(b)可知,生物膜牢固地附着在SP碳源表层,此外,附着在碳源表层的细菌主要为球状菌、杆状菌和丝状菌。为了观察SP碳源的变化情况,通过超声清洗去除碳源表层的生物膜发现,

SP碳源的表观结构发生了明显变化,出现了大量孔洞,如图4(c)所示,可见微生物对SP碳源的降解明显。同时,这些孔洞也为细菌的附着和反硝化提供了更大的面积和缺氧环境<sup>[15]</sup>。

## 3 结论

① 采用固相反硝化工艺对市政污水厂尾水进行深度脱氮,能获得较高的脱氮率。当HRT=4 h时,脱氮率保持在90%以上,同时出水COD基本保持在40 mg/L以下,低于一级A标准限值。此外,反应器出水中检测到了 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 。

② 固体碳源释碳效果较好,反应器的进出水pH都在固相反硝化的最佳范围内(6.5~8.5)。同时, $\Delta\text{pH}$ 与COD之间存在明显的正相关关系。碳耗分析表明,固体碳源有机碳的释放主要是由微生物作用引起的。

③ 反应器中碳源表层生物膜微生物较为丰富的属为变形菌门的*Thauera*(20.56%)和*Zoogloea*(15.67%)。附着在碳源表层的细菌主要为球状菌、杆状菌和丝状菌。被微生物利用之后的碳源,其表层出现了大量孔洞,可为细菌的附着和反硝化提供更大的面积和缺氧环境。

## 参考文献:

- [1] WANG J L, CHU L B. Biological nitrate removal from water and wastewater by solid-phase denitrification process [J]. *Biotechnology Advances*, 2016, 34 (6): 1103-1112.
- [2] 杨帆,王鹤立. 缓释碳源复合材料的制备及其用于地下水硝酸盐污染修复的研究[J]. *水处理技术*, 2013, 39(4): 75-79.  
YANG Fan, WANG Heli. Preparation of slow-release carbon source composite materials and their use for groundwater nitrate pollution restoration [J]. *Technology of Water Treatment*, 2013, 39 (4): 75-79 (in Chinese).
- [3] 刘华杰. 强化脱氮技术在污水处理中的策略研究[J]. *环境与发展*, 2019, 31(3): 82-84.  
LIU Huajie. Strategic research on enhanced nitrogen removal technology in sewage treatment [J]. *Environment and Development*, 2019, 31 (3): 82-84 (in Chinese).
- [4] 范鹏宇,于鲁冀,柏义生,等. 缓释碳源生态基质对低碳氮比河水脱氮效果研究[J]. *环境科学学报*, 2018,

- 38(1): 251–258.
- FAN Pengyu, YU Luji, BAI Yisheng, *et al.* Denitrification performance of low C/N ratio river water with artificial slow-release carbon source [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(1): 251–258 (in Chinese).
- [5] 钟丽燕,郝瑞霞,万京京,等. 新型缓释碳源耦合海绵铁同步脱氮除磷的研究[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(9): 69–72.
- ZHONG Liyan, HAO Ruixia, WAN Jingjing, *et al.* New slow-release organic carbon source coupling sponge iron for denitrification and phosphorus removal [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(9): 69–72 (in Chinese).
- [6] 裴廷权,王波,刘欢. 固体缓释碳源处理低碳氮比污水的脱氮及机理[J]. *环境工程学报*, 2014, 8(6): 2423–2428.
- PEI Tingquan, WANG Bo, LIU Huan. Nitrogen removal and mechanism of low C/N wastewater processed by solid sustain-released carbon[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, 8(6): 2423–2428 (in Chinese).
- [7] LI P, ZUO J E, XING W, *et al.* Starch/polyvinyl alcohol blended materials used as solid carbon source for tertiary denitrification of secondary effluent [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, 25(10): 1972–1979.
- [8] MASSARA T M, MALAMIS S, GUIASOLA A, *et al.* A review on nitrous oxide ( $N_2O$ ) emissions during biological nutrient removal from municipal wastewater and sludge reject water [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 596/597: 106–123.
- [9] NOGARO G, BURGIN A J. Influence of bioturbation on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in freshwater sediments [J]. *Biogeochemistry*, 2014, 120(1/3): 279–294.
- [10] HEALY M G, IBRAHIM T G, LANIGAN G J, *et al.* Nitrate removal rate, efficiency and pollution swapping potential of different organic carbon media in laboratory denitrification bioreactors [J]. *Ecological Engineering*, 2012, 40: 198–209.
- [11] XU Z S, DAI X H, CHAI X L. Effect of influent pH on biological denitrification using biodegradable PHBV/PLA blends as electron donor [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2018, 131: 24–30.
- [12] SU J F, BAI Y H, HUANG T L, *et al.* Multifunctional modified polyvinyl alcohol: a powerful biomaterial for enhancing bioreactor performance in nitrate,  $Mn(II)$  and  $Cd(II)$  removal [J]. *Water Research*, 2020, 168: 115152.
- [13] LV L Y, LI W G, WU C D, *et al.* Microbial community composition and function in a pilot-scale anaerobic–anoxic–aerobic combined process for the treatment of traditional Chinese medicine wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 240: 84–93.
- [14] SHE Y C, HONG J M, ZHANG Q, *et al.* Revealing microbial mechanism associated with volatile fatty acids production in anaerobic acidogenesis of waste activated sludge enhanced by freezing/thawing pretreatment [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 302: 122869.
- [15] SHEN Z Q, ZHOU Y X, LIU J, *et al.* Enhanced removal of nitrate using starch/PCL blends as solid carbon source in a constructed wetland [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 175: 239–244.
- [16] XU Z S, CHAI X L. Effect of weight ratios of PHBV/PLA polymer blends on nitrate removal efficiency and microbial community during solid-phase denitrification [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2017, 116: 175–183.

作者简介:刘雯静(1999–),女,山东淄博人,硕士研究生,主要研究方向为水处理理论与技术。

E-mail: 874971691@qq.com

收稿日期: 2020-07-01

修回日期: 2020-07-21

(编辑:任莹莹)