

苯酚对厌氧颗粒污泥的毒性研究

马小云, 万金泉

(华南理工大学环境科学与工程学院, 工业聚集区污染控制与生态修复教育部重点实验室, 广州 510006)

摘要:通过改变苯酚的浓度, 研究厌氧颗粒污泥的产甲烷比活性(SMA)、胞外多聚物(EPS)产生量和组分多糖、蛋白质以及辅酶 F_{420} 的变化情况, 以明确苯酚对厌氧颗粒污泥的毒性作用影响, 并采用红外光谱分析了不同浓度苯酚作用对 EPS 分子结构的影响。结果表明, 苯酚浓度 $< 100 \text{ mg/L}$ 时, 对厌氧颗粒污泥的影响很小, 污泥的产甲烷活性、辅酶 F_{420} 和 EPS 都基本没发生变化。当苯酚浓度从 100 mg/L 上升至 400 mg/L 时, 厌氧颗粒污泥的产甲烷比活性从 $173.4 \text{ mL}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 下降至 $57.6 \text{ mL}/(\text{g}\cdot\text{d})$ [对照组为 $259.6 \text{ mL}/(\text{g}\cdot\text{d})$]; 厌氧颗粒污泥 VSS 中辅酶 F_{420} 含量从 $0.14 \text{ }\mu\text{mol/g}$ 减少至 $0.08 \text{ }\mu\text{mol/g}$ (对照组为 $0.154 \text{ }\mu\text{mol/g}$); 厌氧颗粒污泥 VSS 中 EPS 的总量(用 TOC 表示)从 33.1 mg/g 降低至 15.0 mg/g (对照组为 38.5 mg/g)。当苯酚浓度增加至 800 mg/L 时, 从红外光谱分析 EPS 分子结构表明, EPS 的分子结构发生了改变, 苯酚对 EPS 分子结构影响很大。

关键词:苯酚; 产甲烷比活性; 胞外多聚物; 辅酶 F_{420} ; 分子结构

中图分类号:X17 **文献标识码:**A **文章编号:**0250-3301(2011)05-1402-05

Study on Toxicity of Phenol to Anaerobic Granular Sludge

MA Xiao-yun, WAN Jin-quan

(The Key Laboratory of Pollution Control and Ecosystem Restoration in Industry Clusters, Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, South China University of Technology, Guangzhou 510006, China)

Abstract: To understand the toxicity of phenol to anaerobic granular sludge, the changes of specific methanogenic activity (SMA), extracellular polymeric substance (EPS) constituents and coenzyme F_{420} concentration of anaerobic granular sludge at various phenol concentrations were investigated. Meanwhile, Fourier transform infrared spectrometry was used to analyze the structure of EPS. The results show that the phenol has little effect on anaerobic granular sludge when the concentration of phenol is less than 100 mg/L . When the phenol concentration increases from 100 mg/L to 400 mg/L , the special methanogenic activity (SMA) decreases from $173.4 \text{ mL}/(\text{g}\cdot\text{d})$ to $57.6 \text{ mL}/(\text{g}\cdot\text{d})$, coenzyme F_{420} concentration decreases from $0.14 \text{ }\mu\text{mol/g}$ to $0.08 \text{ }\mu\text{mol/g}$, and EPS concentration, which is represented by TOC, decreases from 33.1 mg/g to 15.0 mg/g , when the SMA and the concentration of coenzyme F_{420} and EPS in the blank test are $259.6 \text{ mL}/(\text{g}\cdot\text{d})$, $0.154 \text{ }\mu\text{mol/g}$ and 38.5 mg/g respectively. The analysis of molecular structure of EPS with Fourier transform infrared spectrometry shows that it has big effect on molecular structure of EPS when the phenol concentration is 800 mg/L .

Key words: phenol; special methanogenic activity (SMA); extracellular polymeric substance (EPS); coenzyme F_{420} ; molecular structure

厌氧生物法处理含苯酚废水具有能耗低、容积负荷高、可产生能源等优势^[1-4]。但苯酚会引起生物体内蛋白质的凝固和变性, 从而在很大程度上抑制厌氧微生物的活性^[5,6], 使厌氧生物法处理含酚废水的应用受到限制。目前国内外厌氧生物法处理含苯酚废水的研究集中在如何提高系统对高浓度废水的处理能力和抗冲击负荷能力, 文献^[1,2,7]采用 UASB 处理含苯酚废水, 发现在常温 and 高温条件下苯酚去除率均能达到 98%, 但是反应器于常温条件下运行比在高温条件下更加稳定, 而且常温和高温条件下污泥的活性都较低。Bajaj 等^[8]是在高温厌氧消化的环境下延长反应器的启动时间, 提高苯酚的去除率至 94%, 但是由于苯酚抑制了微生物的活性, 反应器的启动周期过长。然而目前对其微生物的毒性抑制的研究还不够深入^[9]。因此, 研究苯

酚对厌氧颗粒污泥的毒性作用很有必要, 而且对工程上厌氧生物法处理含酚废水有实际的指导作用。

为揭示苯酚对厌氧颗粒污泥的抑制机制, 本研究从以下 3 个方面考察了苯酚对 IC 厌氧反应器中颗粒污泥的毒性作用: ①厌氧颗粒污泥产甲烷比活性(specific methanogenic activity, SMA)随苯酚浓度增加发生的变化; ②厌氧颗粒污泥中辅酶 F_{420} 及胞外多聚物(extracellular polymeric substances, EPS)的含量受苯酚影响而发生的改变; ③利用红外光谱分析探讨厌氧颗粒污泥中 EPS 的组分和分子结构的变化。

收稿日期: 2010-05-24; 修订日期: 2010-07-19

基金项目: 广东省节能减排重大专项(2008A080800003)

作者简介: 马小云(1986~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为工业废水的厌氧处理, E-mail: 442472657@qq.com

1 材料与方法

1.1 厌氧颗粒污泥

以广纸集团 IC 厌氧反应器中的颗粒污泥为接种污泥,将葡萄糖合成废水在 12 L IC 厌氧反应器中长期培养。

1.2 实验用水

采用自配的有机废水, COD 为 2 000 mg/L, 用葡萄糖、氯化铵、磷酸二氢钾按 COD:N:P = 200:5:1 的质量比配制而成。同时加入 Fe^{2+} 、 Co^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Mo^{2+} 等微量元素,并根据运行情况加入适量 NaHCO_3 以维持反应器内部的 pH 值在 6.8~7.2 之间。

1.3 苯酚对厌氧颗粒污泥毒性实验

在 250 mL 的反应瓶中加入 150 mL 合成废水,再加入厌氧颗粒污泥,使挥发性悬浮物(VSS)浓度为 $15 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,调节 pH 至 7.0,并设不加苯酚的对照组,置于 25℃ 水浴条件中。反应一共进行 4 d。第 1 d,加入 150 mL 合成废水,并加入不同质量的苯酚,使反应瓶中苯酚的浓度分别为 25、50、100、200、400、800 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,测定累积产甲烷量,并在第 24 h 时分析反应瓶中厌氧颗粒污泥的辅酶 F_{420} 及胞外多聚物(EPS)。接下来的 72 h 是恢复性实验。第 2 d,将第 1 d 的反应瓶中的溶液全部倒掉,并用少量水淘洗污泥,再加入 150 mL 不含苯酚的合成废水,测定累积产甲烷量。第 3 d 和第 4 d 的工作与第 2 d 一样。

1.4 测定方法

VSS 的测定,采用重量法^[10];产甲烷比活性,采用排水法^[11];厌氧颗粒污泥中辅酶 F_{420} 的测定,采用紫外分光光度法^[12];胞外多聚物的提取与测定,采用硫酸法^[13]提取,多糖的测定采用苯酚硫酸法^[14],蛋白质的测定采用考马斯亮蓝 G-250 法^[14];EPS 总量用 TOC 表示;胞外多聚物组分变化和分子结构的测定,采用超声波法^[15]提取胞外多聚物,红外光谱仪扫描分析,傅里叶变换红外光谱仪(Fourier transform infrared spectroscopy, FTIR) Nicolet6700 (美国)。

2 结果与讨论

2.1 厌氧颗粒污泥的 SMA 随苯酚浓度的变化

通过改变苯酚的浓度(25、50、100、200、400、800 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$),研究了苯酚对厌氧颗粒污泥产甲烷比活性的影响。图 1 为厌氧颗粒污泥的 SMA 随苯酚浓度的变化,由图 1 可知,随着反应瓶中苯酚浓度的

增加,其累积产甲烷量在递减,而且污泥的活性恢复难度逐渐递增,甚至无法恢复。说明水样中不同浓度的苯酚对污泥活性产生不同程度的影响。

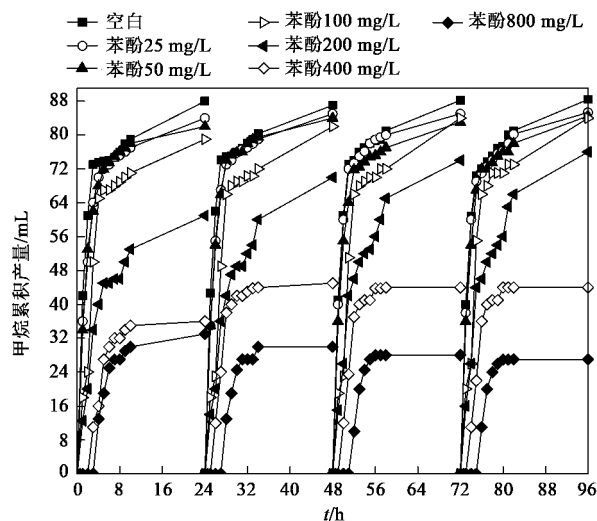


图 1 厌氧颗粒污泥的 SMA 随苯酚浓度的变化

Fig. 1 Inhibition and rejuvenation of methanogenic activity of anaerobic granular sludge

在恢复实验中,将前一天反应瓶中的溶液倒掉,并用少量水淘洗污泥,再加入 150 mL 不含苯酚的合成废水,测定了此条件下厌氧颗粒污泥的累积产甲烷量。从图 1 可知,苯酚浓度为 25 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 50 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,苯酚对厌氧颗粒污泥的累积产甲烷量基本上没有影响。苯酚浓度为 100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,在第 3 d 的恢复实验中,厌氧颗粒污泥的 SMA 基本上得到了恢复。苯酚浓度为 200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,累积产甲烷量降为 61 mL/d (对照组为 88 mL/d),在第 3 d 的恢复实验中,累积产甲烷量勉强恢复到对照组的 80%,而且第 4 d 基本上没什么变化。苯酚浓度为 400 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,累积产甲烷量降为 36 mL/d,在第 2 d 的恢复实验中,累积产甲烷量恢复到对照组的 50%,在第 3 d 和第 4 d 基本上没有变化。苯酚浓度为 800 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,累积产甲烷量降为 33 mL/d,而且接下来的恢复性实验中累积产甲烷量几乎没有发生变化,说明苯酚对厌氧颗粒污泥菌体有致死作用,污泥活性无法恢复。

为考察苯酚毒性与其浓度的关系,测定了不同质量浓度的苯酚(25~800 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)对 IC 厌氧反应器中厌氧颗粒污泥 SMA 的影响。以 SMA 抑制分数表示苯酚对厌氧颗粒污泥的抑制程度。SMA 及其抑制分数的计算公式如下:

$$\lambda = \frac{24R}{V \times \text{VSS}}$$

$$I = \frac{\lambda_0 - \lambda_1}{\lambda_0} \times 100\%$$

式中, λ 为适应颗粒污泥的产甲烷比活性, $\text{mL} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$; R 为产甲烷速率(即曲线中最大活性区间的平均斜率), mL/h ; V 为反应器中液体体积, L ; VSS 为反应器中污泥浓度, g/L ; I 为 SMA 抑制分数, %; λ_0 和 λ_1 分别为对照实验颗粒污泥产甲烷比活性和受苯酚毒性作用 24 h 后的实验颗粒污泥产甲烷比活性, $\text{mL} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$.

图 2 为苯酚浓度与厌氧颗粒污泥的产甲烷比活性 λ 及 SMA 抑制分数 I 的关系图. 从图 2 中可知, 苯酚对厌氧颗粒污泥有较强的毒性作用. 随着苯酚浓度增加, 污泥的产甲烷比活性依次降低. 苯酚浓度为 25 mg/L 和 50 mg/L 时, 对厌氧颗粒污泥的产甲烷比活性抑制很少, SMA 分别为 227.6 $\text{mL} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 220.5 $\text{mL} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ [对照组为 259.6 $\text{mL} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$], 抑制分数分别只有 12% 和 15%. 当苯酚浓度为从 100 mg/L 上升至 400 mg/L 时, 厌氧颗粒污泥的产甲烷比活性从 173.4 $\text{mL} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 下降至 57.6 $\text{mL} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ [对照组为 259.6 $\text{mL} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$], 下降了 66.8%. 在实验过程中发现, 当苯酚浓度较高时, 发酵液变浑浊; 苯酚浓度越高, 浑浊度越大. 这表明苯酚对厌氧颗粒污泥菌体有致死作用.

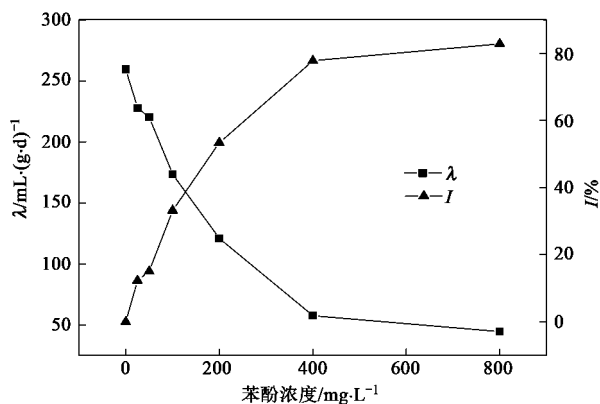


图 2 苯酚对厌氧颗粒污泥 SMA 的影响

Fig. 2 Effect of different phenol concentration on SMA

2.2 厌氧颗粒污泥中辅酶 F_{420} 含量随苯酚浓度的变化

辅酶 F_{420} (coenzyme F_{420}), 又称 420 因子 (Factor420), 是产甲烷菌特有的辅酶之一. 不同的产甲烷菌, 它们的含量有所不同. 除在反自甲烷杆菌和巴氏甲烷八叠球菌体内含量较少外, 其它产甲烷菌都含有较高水平的 F_{420} , 尤其在产甲烷比活性较

高的污泥中其浓度较高. 在紫外光照射下, 产甲烷菌的细胞和菌落会显示出一种明亮的蓝绿色荧光, 因此在废水的厌氧生物处理中, 常用辅酶 F_{420} 的这种荧光特性来初步筛选和鉴定产甲烷菌^[12]. 另外, 还会根据辅酶 F_{420} 来定性判断厌氧污泥活性^[16].

图 3 为厌氧颗粒污泥中辅酶 F_{420} 含量随苯酚浓度的变化, 即在苯酚对厌氧污泥产甲烷比活性抑制及恢复实验的第 24 h 测定污泥中的辅酶 F_{420} 值. 由图 3 可见, 苯酚对厌氧颗粒污泥微生物辅酶 F_{420} 含量有显著影响, 辅酶 F_{420} 含量随苯酚含量的增加而减少. 苯酚浓度 < 100 mg/L 时, 辅酶 F_{420} 含量变化不大, 这跟前面分析厌氧颗粒污泥 SMA 所得结果相吻合, 当苯酚浓度 > 100 mg/L 时, 辅酶 F_{420} 含量几乎呈直线趋势下降, 当苯酚浓度为从 100 mg/L 上升至 400 mg/L 时, VSS 中辅酶 F_{420} 含量从 0.14 $\mu\text{mol/g}$ 减少至 0.08 $\mu\text{mol/g}$ (对照组为 0.15 $\mu\text{mol/g}$), 下降了 42.9%. 这说明了浓度 > 100 mg/L 的苯酚对厌氧颗粒污泥的活性产生了严重的影响, 苯酚浓度增加至 400 mg/L 时, 厌氧颗粒污泥基本上失活.

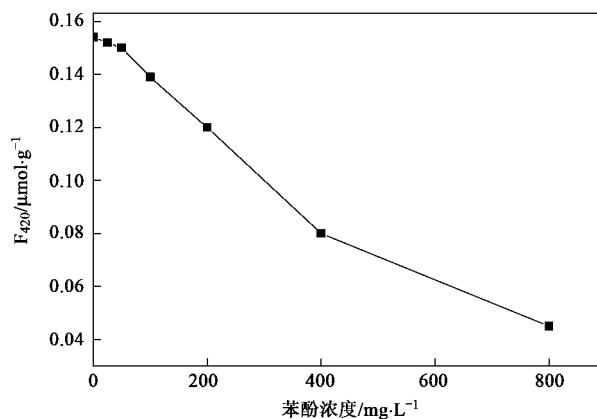


图 3 厌氧颗粒污泥中辅酶 F_{420} 随苯酚浓度的变化

Fig. 3 Influence of phenol on the activity of coenzyme F_{420}

2.3 厌氧颗粒污泥中 EPS 随苯酚浓度的变化

EPS 的研究最早应用于好氧活性污泥中, 可以认为是由许多不同的微生物包埋在聚合物组成的网络中形成的^[7,18]. 当 EPS 促成厌氧颗粒污泥形成的假设提出后, 对厌氧颗粒污泥中胞外多聚物的研究逐渐增多. Liu 等^[9]发现 EPS 对厌氧颗粒污泥的结构和稳定性有很大的贡献. EPS 是细菌在一定的环境条件下分泌于细胞体外的一些高分子有机物, 包含了蛋白质、多糖、核酸、类腐殖质、脂类和杂聚物如核蛋白^[20], 其中蛋白质和多糖是 EPS 中的主要物质^[21,22], 而且, 厌氧颗粒污泥带有净负电荷, 这些

净负电荷是由胞外多聚物产生的. Dignac 等^[23]研究了厌氧颗粒污泥中的胞外蛋白质,发现富含氨基酸的蛋白质有助于净负电荷的产生和聚集.

图 4 为厌氧颗粒污泥中 EPS 随苯酚浓度的变化,即在苯酚对厌氧污泥产甲烷比活性抑制及恢复实验的第 24 h 测定污泥中的 EPS. 总体来看,随苯酚浓度增加,厌氧颗粒污泥中 EPS 含量降低. 苯酚浓度 < 100 mg/L 时,厌氧颗粒污泥胞外多聚物的含量基本上没什么变化. 当苯酚浓度从 100 mg/L 上升至 400 mg/L 时, VSS 中胞外多糖的含量从 23.8 mg/g 降为 10.0 mg/g (对照组为 27.3 mg/g), 降低了 58.0%; 蛋白质含量从 14.2 mg/g 降为 6.0 mg/g (对照组为 18.9 mg/g), 下降了 57.7%; VSS 中 EPS 的总量(用 TOC 表示)从 33.1 mg/g 降低至 15.0 mg/g (对照组为 38.5 mg/g), 下降了 56.7%.

这表明,苯酚浓度 < 100 mg/L 时,苯酚抑制对厌氧颗粒污泥 EPS 的影响不大. 当苯酚浓度 > 200 mg/L 时,苯酚抑制对微生物活性产生了较大的影响,基质对厌氧颗粒污泥的毒性增大,部分微生物活性下降,导致所分泌的 EPS 减少. 当苯酚浓度 > 400 mg/L 时,厌氧颗粒污泥几乎不再分泌胞外多聚物,而且,部分污泥的解体,使细胞表面的 EPS 脱落,释放到上清液中,导致污泥中 EPA 含量减少. 说明此浓度的苯酚对微生物的毒性很大.

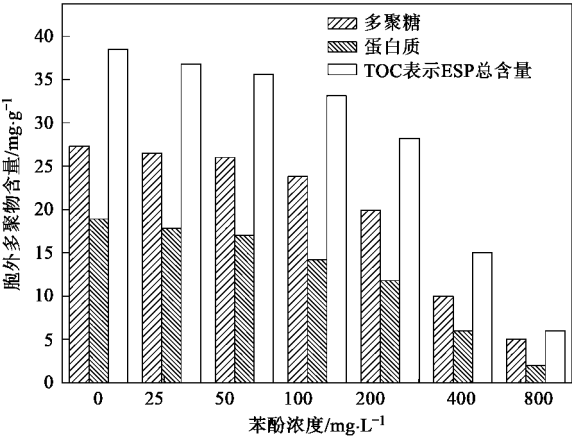


图 4 厌氧颗粒污泥中 ESP 随苯酚浓度的变化
Fig. 4 Inhibitory effect of phenol on EPS concentration
of anaerobic granular sludge

2.4 苯酚抑制对 EPS 分子结构的影响

不同苯酚浓度下(0、200、800 mg/L)厌氧颗粒污泥中 EPS 的红外光谱(4 000 ~ 400 cm⁻¹)如图 5 所示,表 1 列出了 IR 观察到的 EPS 的主要基团,光

谱分析表明,EPS 存在许多基团,红外谱图的变化表明 EPS 部分功能基团受苯酚浓度影响较大. 位于 1 420 ~ 1 400 cm⁻¹的蛋白质肽键在苯酚的毒性作用下发生了变化,导致厌氧颗粒污泥的活性降低,分泌的胞外多聚物减少,而且 EPS 中蛋白质含有更多的疏水键^[24],疏水键的减少使得细胞间相互结合力减少^[25],导致颗粒污泥的解聚. 胞外多糖含有多种功能团,如羧基、羟基和磷酸基,位于 1 300 ~ 1 260 cm⁻¹和 1 100 ~ 1 090 cm⁻¹的羧基、醇和酚在苯酚浓度 800 mg/L 消失,而且位于波数 < 1 000 cm⁻¹的指纹区内的含硫、磷基团也发生了变化,这些也导致了细胞间相互结合力减少^[25],使颗粒污泥部分解聚. 上述实验说明 EPS 中的蛋白质在高浓度苯酚的毒性作用下发生了性质变化.

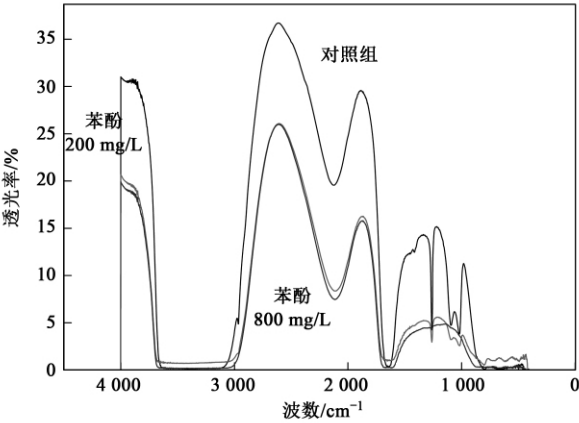


图 5 不同苯酚浓度下 EPS 红外分析结果
Fig. 5 FT IR spectra of EPS at various phenol concentration

表 1 IR 观察到的主要基团		
Table 1 Main functional groups observed in IR spectra		
波数/cm ⁻¹	振动类型	基团类型
4 000 ~ 3 000	OH 伸缩振动	EPS 中的 OH
2 964	C—H 伸缩振动	
2 200 ~ 2 000	C = NH 合频振动	亚铵盐
≈ 1 640	C = O 伸缩振动	无环双烷基脲(酰胺 I)
1 420 ~ 1 400	C—N 伸缩振动	酰胺 III
1 350 ~ 1 260	OH 伸缩振动	醇和酚
	C = O 伸缩振动	羧基
1 100 ~ 1 090	C—O 伸缩振动	多聚糖
1 100 ~ 1 030	CH 面内弯曲振动	苯环
< 1 000	指纹区	含硫、磷基团

3 结论

(1) 苯酚对厌氧颗粒污泥的产甲烷比活性有明显的抑制作用. 在苯酚浓度 < 100 mg/L 时,污泥的产甲烷活性无明显变化;当苯酚浓度 > 100 mg/L 时,产

甲烷比活性开始降低,累积产甲烷量恢复速度明显下降,当苯酚浓度为从 100 mg/L 上升至 400 mg/L 时,污泥的产甲烷比活性下降了 66.8%。当苯酚浓度为 800 mg/L 时,污泥活性已无法恢复。

(2) 较高的苯酚浓度使污泥的辅酶 F_{420} 和 EPS 显著减少,甚至对污泥有致死作用。当苯酚浓度为从 100 mg/L 上升至 400 mg/L 时,污泥的辅酶 F_{420} 含量和 EPS 的总量(用 TOC 表示)分别下降了 42.9% 和 56.7%。

(3) 不同苯酚浓度下 EPS 的红外谱图表明,较高的苯酚浓度会改变 EPS 部分功能基团。苯酚浓度为 800 mg/L,位于 $1\,300 \sim 1\,260\text{ cm}^{-1}$ 和 $1\,100 \sim 1\,090\text{ cm}^{-1}$ 胞外多糖的羧基、醇和酚消失,位于 $1\,420 \sim 1\,400\text{ cm}^{-1}$ 的蛋白质肽键和位于波数 $< 1\,000\text{ cm}^{-1}$ 的指纹区内的含硫、磷基团发生了变化。这些改变导致细胞间相互结合力减少,导致颗粒污泥的解聚,分泌的 EPS 减少。

参考文献:

- [1] Fang H H P, Liu Y, Ke S Z, *et al.* Anaerobic degradation of phenol in wastewater at ambient temperature [J]. *Water Science and Technology*, 2004, **49**(1):95-102.
- [2] Fang H H P, Liang D W, Zhang T, *et al.* Anaerobic treatment of phenol in wastewater under thermophilic condition [J]. *Water Research*, 2006, **40**(3):427-434.
- [3] Veeresh G S, Kumaar P, Mehrotra I. Treatment of phenol and cresols in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process: a review [J]. *Water Research*, 2005, **39**(1):154-170.
- [4] 李江,白涛,饶军,等. 苯酚高效降解菌的筛选和降解特性研究 [J]. *微生物学通报*, 2007, **34**(3):492-495.
- [5] Fang H H P, Chan O C. Toxicity of phenol towards anaerobic biogranules [J]. *Water Research*, 1997, **31**(9):2229-2242.
- [6] Fang H H P, Lau I W C, Chung D W C. Inhibition of methanogenic activity of starch degrading granules by aromatic pollutants [J]. *Water Science and Technology*, 1997, **35**(8):247-253.
- [7] Zhang T, Ke S, Fang H H P. Microbial characteristics of a methanogenic phenol-degrading sludge [J]. *Water Science and Technology*, 2005, **52**(1-2):73-78.
- [8] Bajaj M, Gallert C, Winter J. Treatment of phenolic wastewater in an anaerobic fixed bed reactor (AFBR)-Recovery after shock loading [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **162**(2-3):1330-1339.
- [9] 柯水洲,张明,胡翔,等. 苯酚厌氧降解的研究及应用 [J]. *工业水处理*, 2007, **27**(2):9-12.
- [10] 贺延龄. 废水的厌氧生物处理 [M]. 北京:中国轻工业出版社,1998. 537-538.
- [11] 马放,任南琪. 污染控制微生物学实验 [M]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学出版社,2002. 119-122.
- [12] 吴唯民,蒋青. 辅酶 F_{420} 及其在厌氧处理中的作用 [J]. *中国沼气*, 1984, (2):3-11.
- [13] 刘志杰,谢华,俞毓馨. 厌氧污泥胞外多聚物的提取、测定法选择 [J]. *环境科学*, 1994, **15**(4):23-26.
- [14] 宁正祥. 食品成分分析手册 [M]. 北京:中国轻工业出版社,1998.
- [15] 张丽丽,姜理英,方芳,等. 好氧颗粒污泥胞外多聚物的提取及成分分析 [J]. *环境工程学报*, 2007, **1**(4):127-130.
- [16] Doling J, Bloemen W. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments [J]. *Journal of Microbiology Methods*, 1985, **4**(1):1-12.
- [17] 徐红亮,武小鹰,郑平. 胞外多聚物及其对废水生物处理的影响 [J]. *环境科学与技术*, 2005, **6**(28):121-124.
- [18] Andreadakis A D. Physical and chemical properties of activated sludge flocs [J]. *Water Research*, 1993, **12**(27):1701-1714.
- [19] Liu Y Q, Liu Y, Tay J H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2004, **65**(2):143-148.
- [20] Frolund B, Palmgren R, Keiding K, *et al.* Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin [J]. *Water Research*, 1996, **30**(8):1749-1758.
- [21] Yu T, Lei Z, Sun D Z. Functions and behaviors of activated sludge extra cellular polymeric substances (EPS): a promising environmental interest [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2006, **18**(3):420-427.
- [22] Ismail S B, de La Parra C J, Temmink H, *et al.* Extracellular polymeric substances (EPS) in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors operated under high salinity conditions [J]. *Water Research*, 2010, **44**(6):1909-1917.
- [23] Dignac M F, Rybacki D, Bruchet A, *et al.* Chemical description of extracellular polymers: implication on activated sludge floc structure [J]. *Water Science and Technology*, 1998, **38**(8-9):45-53.
- [24] 张丽丽,陈效,陈建孟,等. 胞外多聚物在好氧颗粒污泥形成中的作用机制 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(4):795-799.
- [25] Sanin L S, Sanin F D, Bryers J D. Effect of starvation on the adhesive properties of Xenobiotic Degrading Bacteria [J]. *Process Biochemistry*, 2003, **38**(6):909-914.