

工业有机废水为共基质培养降解五氯酚厌氧颗粒污泥

徐向阳, 冯孝善(浙江大学环境工程系, 杭州 310029)

摘要:研究了工业有机废水和五氯酚(PCP)共存条件下,改良 UASB 反应器中厌氧污泥的颗粒化过程.实验发现降解 PCP 厌氧颗粒污泥形成可分成污泥驯化、颗粒污泥出现与成熟 3 个阶段,污泥颗粒化过程中污泥量、污泥活性和厌氧消化 3 大类群细菌数量与生态分布发生特征性变化,所培养颗粒污泥具有脱氯降解 PCP 的活性,产甲烷优势菌为杆状或长丝状产甲烷丝菌,在生物结构上形成互营微菌落,但污泥颗粒无明显层次性微结构.作为共基质的有机废水其种类影响着颗粒化进程.颗粒污泥脱氯活性与产甲烷优势菌.

关键词:共基质;五氯酚;厌氧污泥颗粒化;还原脱氯作用

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2001)03-05-0108

The Granulation of PCP-Degrading Anaerobic Sludge with Industrial Organic Wastewater as Co-substrate

Xu Xiangyang, Feng Xiaoshan(Dept. of Environ. Eng., Zhejiang University, Hangzhou 310029)

Abstract: The granulation of PCP degrading anaerobic sludge in two improved UASB reactors under co-existence of two types of industrial wastewater and PCP were studied. It was found that the granulation of PCP degrading anaerobic sludge could be divided into three stages, i.e. sludge acclimation, granular pre-formation and granular maturation. The changes in biomass, sludge bioactivity, population and ecological distribution of three group bacteria involved in anaerobic digestion during the course of granulation were also examined. Anaerobic granules from two reactors showed high dechlorination activity at *meta*, *ortho* and *para* position. Rod-shaped and filamentous shaped *Methanoseta*-like spp. were found in anaerobic granules. Results of electron microscopy revealed the presence of syntrophic microcolonies and non-layered microstructure in PCP degrading granules. The types of industrial wastewater used as co-substrate had affected the course of sludge granulation, dechlorinating activity and predominant methanogens in PCP degrading anaerobic granules.

Keywords: co-substrate; PCP; anaerobic sludge granulation; reductive dechlorination

自 Sufliya 等^[1]发现厌氧微生物具有还原脱氯作用以来,厌氧生物处理工艺应用于处理氯代芳香族化合物废水得到国外研究者的关注^[2-4].从厌氧生物处理工艺的运行高效性来说,关键问题是如何获得与维持系统中高浓度、高脱氯活性且可持留的厌氧污泥如颗粒污泥.迄今一些研究者已成功利用 VFA、葡萄糖等易降解有机物作为还原脱氯过程的电子供体(共基质),培养了具有还原脱氯活性的厌氧颗粒污泥^[5,6].但能否利用易降解的工业有机废水作为共基质,以未驯化厌氧污泥作接种物,培养具有脱氯活性的厌氧颗粒污泥,却鲜见报道.

本文选用啤酒糖化废水和有机酸发酵废水作为 PCP 厌氧降解的共基质,以未驯化厌氧污泥作接种物,探索厌氧污泥颗粒化的进程,以期开发与应用具有脱氯活性的结构化厌氧微生物团聚体提供技术依据.

1 材料与方 法

1.1 材 料

五氯酚(PCP)化学纯,由上海青浦新产品研究所生产,纯度 $\geq 98.5\%$,用 NaOH 配制成浓度为 10g/L 贮备液.其它 CPs 购自国家环保局标准物质研究所.

工业有机废水分别取自杭州柠檬酸厂柠檬酸发酵废水(pH4.08, COD 19000 ~ 21000 mg/L)和杭州啤酒厂的糖化废水(pH4.40, COD 23500 ~ 24500 mg/L).厌氧反应器接种污泥取自杭州柠檬酸厂处理高浓度有机废水的厌氧管道消化器,其最大比产甲烷速率 29.87 ml/(g·d).

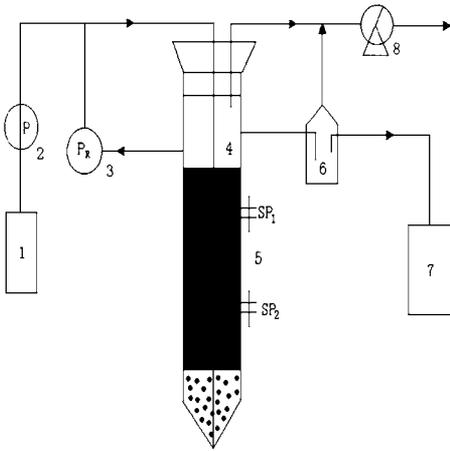
试验装置及工艺流程图如图 1 所示.厌氧反应器系改良的 UASB——颗粒污泥膨胀床(EGSB),反应器总容积 1.9L,有效容积 1.7L.通过出水回流维持污泥床层膨胀率在 10% ~ 15%,三相分离装置设置在反应器旁

基金项目:国家自然科学基金项目(30070026);清华大学环境模拟与污染控制国家重点实验室资助项目.

作者简介:徐向阳(1964~),男,浙江人,博士,副教授.主要从事环境微生物与生物技术,废物生物处理等研究.

收稿日期:2000-11-17

侧.在反应器垂直方向上有 2 个污泥取样口(SP_1 、 SP_2).接种污泥体积为 1000 ml,总 VS 为 48.8 g.



1. 进料贮瓶 2. 进料泵 3. 循环泵 4. 厌氧反应器 5. 污泥
 采样点 6. 气液分离器 7. 出水贮瓶 8. 甲烷体积流量计
 图 1 改良 UASB 反应器及工艺流程

Fig. 1 Improved UASB reactor and its technological process

本试验启用 2 套装置(R_1 、 R_2), R_1 进水为配加 PCP 的糖化废水, R_2 进水为配加 PCP 的柠檬酸生产废水.因接种污泥呈絮状且未经 PCP 驯化,在反应器投加运行时先作间歇进料回流循环,一周后,开始连续运行.根据 PCP、COD 去除及产气情况,适时递增 PCP 负荷、缩短 HRT 以加速反应器启动,促进降解 PCP 颗粒污泥的形成.

1.2 分析测定方法

(1) COD、TS、VS、 CH_4/CO_2 等常规指标分析按《水与废水监测分析方法》;污泥生物相用 KYKY-AMRAY-1000B 型扫描电镜观察.

(2) CP_s 分析 采用 HPLC,水样经乙腈提取离心后作为 HPLC 待测样,测试仪器为:Waters HPLC 仪 510 泵 490 可编程多波长检测器,Novapak C18 柱(3.9 m × 150 mm),分析条件为:PCP 流动相 2% HAC/ CH_3OH (15/85),波长 300 nm; 2, 4, 6-TCP 流动相 2% HAC/ CH_3OH (50/50),波长 280 nm; 2, 4-DCP 流动相 HAC/ H_2O/CH_3OH (38/2/60),波长 285 nm; 2-CP, 4-CP, 3-CP 流动相 2% HAC/ CH_2OH (64/36),波长 280 nm.

污泥产甲烷活性测定参考文献[7];污泥微生物数量分析参见文献[8];污泥 F_{420} 分析参见文献[9].

2 结果与分析

2.1 降解 PCP 厌氧颗粒污泥(AGS)的形成

根据反应器运行性能及厌氧污泥性状,颗粒污泥形成过程可划分为如下 3 个阶段:

(1) 污泥驯化阶段(0 ~ 45 d) 本试验直接采用处理高浓度有机酸发酵废水厌氧污泥作接种物,污泥呈絮状体,具较好沉降性,但无明显的颗粒状污泥,用含 5 mg/L PCP(COD 浓度 4500 ~ 5000 mg/L)有机废水作为反应器进水,控制 HRT 48 ~ 24 h 对污泥进行连续驯化.连续运行前 2 周两反应器 COD 去除率分别为 31.7% ~ 35.3%, 45.5% ~ 55.0%, 容积产气率分别为 0.09 ~ 0.29 L/(L·d). 4 周后在 COD 负荷 5.1 ~ 5.2 g/(L·d)、PCP 负荷 4.0 ~ 5.6 mg/(L·d), COD 去除率可达 88% ~ 92%, PCP 去除率 > 99.5%, 此后保持 COD 负荷不变的,将 PCP 负荷增加 1 倍,反应器未出现酸化性状,故认为污泥具有耐受 PCP 的能力.污泥生物相观察发现接种污泥含多种形态的细菌,如杆菌、球菌、丝状菌;经 1 个月左右运行, R_1 、 R_2 污泥的细菌形态以杆菌和丝状菌为主.

(2) 颗粒污泥出现阶段(45 ~ 60 d) 该阶段以污泥流失、反应器污泥浓度最低及颗粒污泥出现为特征.本试验采用 COD 负荷恒定,逐渐提高 PCP 负荷,并借助回流,提高表面水力负荷.结果发现 R_1 在 45 ~ 60 d 污泥膨胀上浮而流失,但在反应器污泥层底部出现了直径为 0.5 ~ 4.5 mm 的颗粒污泥;反应器 R_2 虽未发生污泥膨胀,但伴有轻质污泥流失的现象,污泥层底部出现小颗粒污泥时间稍迟于 R_1 ,反应器运行 60 d 左右,其颗粒污泥的粒径 0.5 ~ 4.0 mm.分析污泥生物相发现 R_1 污泥以杆状丝菌为主, R_2 以长丝状菌为主,相互绞结紧密.污泥中杆状丝菌、长丝状菌在数量上形成优势,有利于污泥的颗粒化.该阶段两反应器运行性状:COD 负荷为 3.9 ~ 4.7 g/(L·d) 和 4.42 ~ 5.19 g/(L·d), PCP 负荷为 20.03 ~ 46.09 mg/(L·d), COD 去除率分别为 87.7% ~ 91.3% 和 87.0% ~ 90.4%, PCP 去除率均大于 99.8%.

(3) 颗粒污泥成熟阶段(60 ~ 120 d) 该阶段以颗粒污泥布满床层为特征.在颗粒污泥出现后,试验保持相对稳定的 COD 负荷,PCP 负荷则逐渐提高(进水 PCP 60 ~ 100 mg/L, HRT 24 h),4 周后两反应器整个污泥床布满了颗粒污泥,随后经 30 多天的运行,颗粒污泥粒径有所增大.但因 COD 负荷没有进一步提高,粒径增幅不明显,其中反应器 R_1 颗粒污泥粒径在 0.5 ~ 5.0 mm, R_2 颗粒污泥粒径为 0.5 ~ 4.5 mm.该阶段反应器运行性能如表 1 所示.

由此看来作为共基质的有机废水种类影响反应器污泥颗粒化进程,含糖质的有机废水(糖化废水)有利于颗粒污泥的形成;对 COD、PCP 去除性能的影响仅发

表 1 在颗粒污泥成熟阶段反应器稳态运行性能

Table 1 Reactor stable operating performances during granular maturation stage

运行时间 /d	COD/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$		去除率 /%	COD 容积负荷 / $\text{g}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$	PCP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$			PCP 容积负荷 / $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$	容积产气率 / $\text{L}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$	
	进水	出水			进水	出水	去除率/%			
R_1	62	4240.8	305.0	92.8	4.24	58.16	0.120	99.8	58.2	2.05
	70	4567.0	294.3	93.6	4.57	82.07	0.202	99.8	82.1	2.21
	77	4622.1	265.8	94.2	4.62	107.21	ND	100	107.2	2.18
	84	4500.5	265.4	94.3	4.50	100.05	ND	100	100.1	2.00
	91	4883.7	247.3	94.9	4.88	98.72	ND	100	98.7	2.29
	99	4341.1	255.0	94.1	4.34	102.38	ND	100	102.4	2.09
	105	4665.6	233.3	95.0	4.67	99.85	ND	100	99.8	2.35
	113	4663.6	252.7	94.6	4.66	97.32	ND	100	97.3	2.32
	119	4471.2	309.6	93.1	4.47	104.21	ND	100	104.2	2.24
R_2	62	4736.8	453.8	90.4	4.74	57.44	0.074	99.9	57.4	2.47
	70	4220.1	314.8	92.5	4.22	82.07	0.165	99.9	82.1	2.14
	77	5677.2	408.6	92.8	5.68	101.17	ND	100	101.2	2.53
	84	5000.3	269.0	94.6	5.00	102.16	ND	100	102.2	1.94
	91	5891.5	286.0	95.1	5.89	105.62	ND	100	105.6	2.17
	99	5581.4	239.5	95.7	5.58	103.54	ND	100	103.5	2.65
	105	4536.0	240.2	94.7	4.54	101.28	ND	100	101.3	1.89
	113	6091.2	272.1	95.5	6.09	99.69	ND	100	99.7	3.05
	119	6212.0	265.2	95.7	6.21	103.75	ND	100	103.8	3.29

生在运行过程前阶段,后期则不明显。

2.2 颗粒化过程污泥性状变化

(1) 污泥浓度 在试验过程发现反应器 R_1 污泥浓度(VS)增加较为明显,随之造成污泥膨胀上浮,在运行的 45~60d 期间,污泥浓度出现一个低值。反应器 R_2 污泥浓度增加较为缓慢,污泥沉降性较好,在 60d 左右同样发现污泥浓度有低值。这种现象与处理一般有机废水的厌氧颗粒污泥过程相类似^[10,11]。

(2) 污泥产甲烷活性 在反应器启动、稳态运行期间,试验采用间歇培养法测定了两反应器污泥最大产甲烷活性变化(表 2)。结果表明随运行时间的推移,取自反应器 R_1 、 R_2 厌氧污泥的最大产甲烷活性有显地改善,运行 2 个月时 U_{maxCH_4} 提高了 1 倍;后期 U_{maxCH_4} 未因反应器 PCP 负荷提高而受抑制,而处于相对稳定;在垂直分布上也趋于一致,相分离现象不明显。故可推测成熟颗粒污泥中厌氧消化 3 大类群细菌在反应器中的空间分布较为均匀。

(3) 厌氧消化 3 大类群细菌数量变化与分布 污泥颗粒化过程在本质上是在一定选择压力(基质、毒物、水力)条件下,对各类群微生物进行自然富集与筛选(生态选择),形成相对稳定的微生物群体。降解 PCP 颗粒污泥形成过程中厌氧消化 3 大类群细菌数量变化及分布如图 2。

对厌氧接种污泥的细菌数量分析发现,该接种物发酵性细菌数量,达到 10^9 个/ml 污泥,产氢产乙酸细菌和产甲烷细菌数量分别为 5.1×10^6 和 1.63×10^8 个/ml 污泥。反应器运行 15d 时,其 PCP 负荷和 COD 负荷相对

表 2 两反应器污泥利用有机废水最大产甲烷活性的变化¹⁾

Table 2 Change of maximum methanogenic activity of two reactors utilizing organic wastewater

污泥样品	$U_{\text{maxCH}_4} / \text{ml}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$	
	R_1	R_2
接种污泥	19.82	29.87
30d	SP ₁ 30.52	38.51
45d	SP ₁ 38.19	40.57
60d	SP ₁ 39.07	55.99
	SP ₂ 35.59	52.17
90d	SP ₁ 47.61	59.45
	SP ₂ 46.87	54.67
120d	SP ₁ 49.68	67.68
	SP ₂ 52.32	58.28

1) R_1 以糖化废水为共基质(3000~4000 mg/L 以 COD 计); R_2 以 3000~4000 mg/L 以 COD 计)柠檬酸废水为试验基质,较低,但由于反应器进水基质的差异及 PCP 的存在,反应器厌氧污泥微生物数量与分布也发生明显改变。主要表现为:①反应器 R_1 、 R_2 厌氧污泥中水解发酵性细菌和产甲烷细菌数量有所减少,特别是产甲烷菌数量由 10^8 个/ml 污泥分别降至 10^5 和 10^6 个/ml 污泥,这显然与产甲烷细菌对 PCP 毒性特别敏感有关;产氢产乙酸细菌数量增加 1~2 数量级,这种现象很可能与 PCP 还原脱氯过程有赖于电子供体而耗氢,相应提供了产氢产乙酸细菌生长代谢所需的低 p_{H_2} 有关。②两反应器上下层污泥各类群微生物数量有一定差异,下层污泥发酵性细菌和产氢产乙酸细菌数量大于上层,而产甲烷菌数量则相反,这种差异明显与基质的垂直分布及其定向作用有关。③反应器 R_2 污泥中产甲烷细菌数

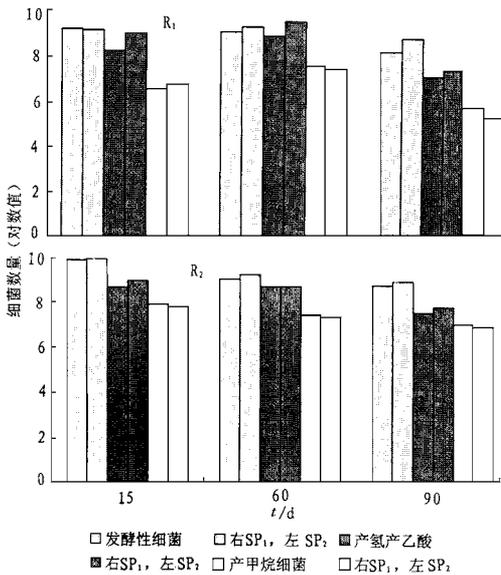


图2 反应器 R_1 和 R_2 厌氧污泥中 3 大类群细菌数量变化与分布

Fig. 2 Mass variation and distribution of three group bacteria in two reactors

量明显高于 R_1 污泥,这或许因两反应器进水水质所致,即在 PCP 存在下,接种污泥在短时间内难以建立相应的微生物群体有效转化啤酒糖化废水形成 CH_4/CO_2 。这一结果与反应器运行性能相一致,此时反应器 R_1 的 COD 去除率为 70.1%, R_2 去除率为 89.4%。两反应器运行 60d 和 90d 时,COD 负荷在 4.5~5.8g/(L·d),PCP 负荷分别为 60mg/(L·d)和 100mg/(L·d)左右,运行性能稳定。由图 2 的结果可以看出:①与 15d 相比较,两反应器 3 大类群细菌数量均有不同程度提高,特别是产氢产乙酸细菌和产甲烷细菌数量均提高了 1 个数量级,其结果使得反应器的运行性能逐渐得到改善和稳定;②90d 时反应器 SP_1 和 SP_2 污泥中各类群细菌数大体在同一数量级水平上,差异不大,说明它们垂直分布较为均一,同时污泥中各类群微生物定位分布趋于稳定;③ R_1 与 R_2 污泥相比较, R_1 污泥中发酵性细菌数量稍高一些, SP_1 和 SP_2 污泥发酵性细菌数量级均在 10^9 个/ml,这一现象与发酵性细菌直接受控于碳水化合物有关。

2.3 成熟颗粒污泥的特性

(1) 基本特性 降解 PCP 颗粒污泥培养历时 3~4 个月,成熟颗粒污泥理化性质如表 3。污泥中 3 大类群细菌数量及垂直分布如表 4 所示。结果表明,反应器 R_1 和 R_2 的 SP_1 、 SP_2 2 取样点的厌氧颗粒污泥中厌氧消化

3 大类群细菌数量相近,垂直分布差异不明显。表征厌氧污泥产甲烷细菌数量非特征指标 F_{420} 含量分析结果也同样有上述的特征。

表 3 反应器 R_1 、 R_2 颗粒污泥理化特征

反应器	粒径 /mm	湿密度 /g·ml ⁻¹	VS/TS	SVI /ml·g ⁻¹	沉降速率 /m·h ⁻¹
R_1	0.5~5.0	1.042	0.79	22.5	40.8
R_2	0.5~4.5	1.054	0.84	21.1	46.3

表 4 颗粒污泥的 3 大类群细菌数量与 F_{420} 含量

反应器	取样点	细菌数量/个·ml ⁻¹			F_{420} 含量 /mmol·g ⁻¹
		发酵性细菌	产氢产乙酸细菌	产甲烷细菌	
R_1	SP_1	2.5×10^9	4.5×10^8	2.5×10^7	5.21×10^{-5}
	SP_2	1.5×10^9	4.5×10^8	1.5×10^7	4.04×10^{-5}
R_2	SP_1	2.5×10^8	4.5×10^8	7.5×10^7	5.86×10^{-5}
	SP_2	1.5×10^8	2.0×10^8	4.5×10^7	5.64×10^{-5}

(2) 降解 PCP 活性 表 1 表明,随着颗粒污泥的成熟,PCP 在反应器中可被完全转化或生物降解。在分批条件下,测得反应器 R_1 和 R_2 颗粒污泥的降解 PCP 平均速率分别为 0.374 和 0.539mg/(L·h),最大比降解速率为 2.76 和 2.25mg/(g·h),故两反应器颗粒污泥表观降解 PCP 活性相近。中间产物分析发现颗粒污泥降解 PCP 的脱氯位点存在差异, R_1 污泥具有较强的邻、间位脱氯活性,对位脱氯活性较低; R_2 污泥具有同时进行邻、间、对位脱氯的活性,使 PCP 最终降解为苯酚^[12]。故作为共基质的有机废水种类影响颗粒污泥脱氯降解 PCP 的位点。

(3) 颗粒污泥结构观察 反应器 R_1 、 R_2 成熟颗粒污泥其表面上均有蜂窝状和火山口状空洞。 R_1 颗粒污泥其表面上有大量类似于 *Methanoseta* 的杆状丝菌及少量的长丝状菌; R_2 颗粒污泥表面有大量相互缠绕的类似于 *Methanoseta* 的长丝状菌,少量链球菌。它们的表面上可看到不明性质的卵状物镶嵌于网络之中。在荧光显微镜上可观测到蓝绿色荧光,故其表面上有产甲烷菌。颗粒污泥中产甲烷细菌优势菌不同与有机废水种类有很大关系^[11]。

透射电镜发现各形态菌混合地分布于颗粒中,微结构无明显层次,在某一局部区域存在多形态细菌的互营微菌落。这可能与基质特别是 PCP 缓慢降解有关,它可在扩散进入颗粒过程中,逐渐被降解。废水中不同有机物则可在颗粒不同层次上发生降解并产甲烷,从而使细菌分布相对均一。可以推测形状相异、不同生理

特性细菌相互交织且无层次的分布,不仅有助于基质的代谢,同时稳定其结构。

3 讨论

厌氧污泥颗粒化本质是一个各类群微生物富集过程,它不仅提高反应器中污泥生物量与耐受 PCP 的能力,改善产甲烷活性(表 2),同时污泥中 3 大类群细菌除水解发酵性细菌外其数量有一显著的动态变化过程。其中反应器污泥中产氢产乙酸细菌数量增长最为显著,由接种污泥的 10^6 个/ml 渐递增到 10^8 和 10^9 个/ml,并随颗粒污泥成熟而趋于稳定,表观数量的增加意味着系统可提供相对丰富的可利用基质及良好的微环境。对厌氧还原脱氯降解过程,已有机理研究表明它是一个耗氢反应。这种还原脱氯反应对厌氧处理过程具有两重效应,一是降低微环境中的 pH_2 ,使产氢产乙酸反应在较优势的热力学条件下进行,过程产能使产氢产乙酸细菌数量增加;其二则与产甲烷细菌发生基质竞争,从耗氢反应的热力学来说,以 H_2 为电子供体的 CPs 还原脱氯反应,其 ΔG^{\prime} 为 $-132.2 \sim -166.4 kJ/反应^{[13]}$,而还原 CO_2 产甲烷反应的 ΔG^{\prime} 为 $-135.6 kJ/反应$,前一个反应具有一定的竞争优势,可导致系统内电子供体分流而发生竞争性抑制。颗粒污泥产甲烷细菌数量与一般厌氧颗粒污泥相比低 1~2 个数量级,这很可能与基质竞争有关。

迄今为止,降解 PCP 颗粒污泥形成机理的详尽研究尚无报道。对降解一般有机废水的颗粒污泥,研究者提出了高氢分压的胞外多聚物(ECP)假设,产甲烷丝状菌生长核等机制^[10,14]。在本试验条件反应器污泥床内因 PCP 存在,还原脱氯过程对氢的快速利用,不能建立诱导产生 ECP 的高氢分压,故 ECP 假设无法解释降解 PCP 颗粒污泥形成。根据污泥微生物的观察结果,颗粒污泥形成的机制推测为:在 PCP 存在下污泥中不同类群细菌进行自主选择,以可耐受 PCP 的细菌为主体形成生长核,在提供有效的电子供体下,产氢产乙酸细菌、利用乙酸产甲烷细菌生长迅速,随后脱氯细菌与水解发酵性细菌、产氢产乙酸细菌等构成互营共生关系,各类群细菌靠细胞壁组分及胞外聚合物经吸附或附着,特别是通过丝状菌的缠绕及长杆菌的架桥作用而形成颗粒。污泥颗粒则因基质传递限制、PCP 毒性及水力冲刷而保持一定粒径,最终形成成熟颗粒污泥。基于对颗粒污泥结构的观察及其形成过程的假设,提出的结构模式见图 3。

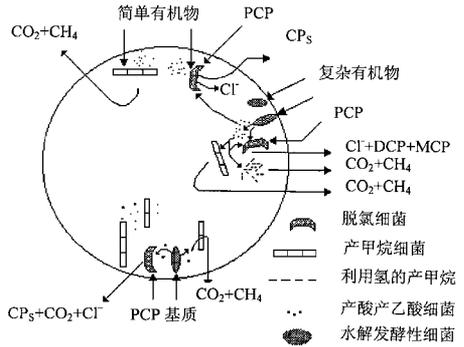


图 3 降解 PCP 厌氧颗粒污泥结构概念模型

Fig. 3 Structure model of degrading PCP anaerobic granular sludge

参考文献:

- Suffita J M, Horowitz A, Tiedje J M. Dehalogenation: A novel pathway for the anaerobic biodegradation of haloaromatic compounds. *Science*, 1982, 21:1115 ~ 1117.
- Wood S L, Ferguson J F, Benjigamin M M. Characterization of chlorophenol and chloromethoxy benzene biodegradation during anaerobic treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 1989, 23(1):32 ~ 68.
- Hendriksen H V, Larsen S, Ahring B K. Anaerobic degradation of PCP and phenol in fixed-film reactors: the influence of additional substrate. *Wat. Sci. Technol.*, 1991, 24(3/4):8431 ~ 8436.
- Juteau P, Beaudet R, McSween G et al. Anaerobic biodegradation of PCP by a methanogenic consortium. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 1995, 44:218 ~ 224.
- Wu W M, Bhatnagar L, Zeikus G. Performances of anaerobic granules for degradation of PCP. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1993, 59(3):389 ~ 397.
- 沈东升, 徐向阳, 冯孝善. 厌氧处理含氯酚废水的颗粒污泥形成过程研究. *环境科学学报*, 1997, 17(1):60 ~ 67.
- 吴唯民, 胡纪萃, 顾夏声. 厌氧污泥的最大比产甲烷速率 (U_{max,CH_4}) 的间歇试验测定法. *中国给水排水*, 1985, 1(4):30 ~ 45.
- 钱泽澍, 闵航主编. 沼气发酵微生物学. 杭州:浙江科技出版社, 1986. 213 ~ 262.
- 吴唯民, 胡纪萃, 顾夏声. 厌氧污泥中的辅酶 F₄₂₀ 及其紫外-可见光分光光度法测定. *中国环境科学*, 1986, 6(1):65 ~ 68.
- Hulshoff Pol L W, Lettinga G. Granulation in UASB reactor. *Wat. Sci. Technol.*, 1983, 15(2):293 ~ 304.
- Lettinga G, Zehnder A J B and Hulshoff Pol L W (Eds). *Granular Anaerobic Sludge: microbiology and technology*. Lunteren, Netherlands, 1988. 153 ~ 161.
- 徐向阳. 降解 PCP 厌氧颗粒污泥特性及其在受污染环境生物修复中的应用. 杭州:浙江农业大学博士学位论文, 1997. 74 ~ 98.
- Dolfing J, Harrison B K. Gibbs free energy of formation of halogenated aromatic compounds and their potential role as electron acceptors in anaerobic environments. *Environ. Sci. Technol.*, 1992, 26(1):2213 ~ 2218.
- Fang H H P, Chui H K, Yu Y. Effect of degradation kinetics on the microstructure of anaerobic biogranules. *Wat. Sci. Technol.*, 1995, 32(8):165 ~ 172.