

盐度对固定化曝气生物滤池中微生物的影响

赵昕, 倪晋仁*, 叶正芳

(北京大学环境工程系水沙科学教育部重点实验室, 北京 100871)

摘要:在进水盐度为 0~3% 的范围内, 固定化曝气生物滤池(BAF)处理人工合成采油废水的效果良好. 在此基础上进一步研究盐度变化对该系统中微生物的影响, 结果表明, 当盐度小于 1% 时, 载体上活体微生物数量不断上升, 达 1.3×10^7 个/cm³; 当盐度上升到 2% 和 3% 时, 活体微生物数量开始下降, 细胞个体缩小、破裂, 并随出水流失, 经驯化后系统中微生物数量保持在 1.1×10^6 个/cm³. 在盐度为 0.5% 时, 微生物脱氢酶活性(dehydrogenase activity, DHA)达最高, 为 $14.4 \mu\text{g}/(\text{mg} \cdot \text{h})$, 降解性能最好. 微生物分泌的胞外多糖(extra cellular polysaccharide, ECP_e)起到了将微生物固定在载体上的作用, 并在盐度为 2% 时达到最高 $209.9 \mu\text{g}/\text{mg}$. 载体上胞外多聚物(extra cellular polymers, ECP_s)和微生物质量随着系统运行而堆积, 实验采用的 FPUFS 大孔载体(孔径为 0.3~0.7 mm)可以有效地避免反应系统中由于微生物及其 ECP_e 累积而造成的堵塞现象, 并且在高盐度的环境下提供良好的水、气、有机物的传质条件.

关键词: 盐度; 固定化; 曝气生物滤池; 胞外多聚物; 脱氢酶活性

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)07-1553-07

Effect of Salinity on Immobilized Microorganisms in Biological Aerated Filter (BAF)

ZHAO Xin, NI Jin-ren, YE Zheng-fang

(The Key Laboratory of Water and Sediment Sciences, Ministry of Education, Department of Environmental Engineering, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: Based on the satisfactory treatment effect of synthesized oil field wastewater with salinity of 0~3%, the salinity effect on the immobilized microorganism in the biological aerated filter (BAF) was further investigated. It was shown that the quantity of live microorganisms could rise to 1.3×10^7 per cm³ as the influent salinity was less than 1%, whereas it would decline to 1.1×10^6 per cm³ as the salinity increased to 2%, accompanied with the small and cracked cells running out in effluent in the domesticated system. Dehydrogenase activity (DHA) was the highest of $14.4 \mu\text{g}/(\text{mg} \cdot \text{h})$ at salinity of 0.5%, which means the greatest degradation capability. And the extra cellular polysaccharide (ECP_e) excreted by microorganisms to immobilize themselves on the carriers was the most of $209.9 \mu\text{g}/\text{mg}$ at the salinity of 2%. Although extra cellular polymers (ECP_s) and microorganisms weight accumulated during the react system operation, the macro-pore diameter of patented FPUFS was from 0.3 to 0.7 mm, which could avoid the clog caused by the microorganisms and their ECP_e, and retained agreeable air and water condition for microorganisms under high salinity.

Key words: salinity; immobilization; biological aerated filter (BAF); extra cellular polymers (ECP_s); dehydrogenase activity (DHA)

高盐度工业废水的生化处理比较困难, 易造成微生物大批死亡、污泥解体、出水悬浮物增加等现象^[1,2]. 固定化曝气生物滤池(biological aerated filter, BAF)工艺以其水力负荷高、抗冲击能力强、污泥产量少等优点在工业废水处理中逐渐受到人们的广泛重视^[3,4], 已在采油废水^[4,5]、印染废水^[6]等高盐度废水中得到应用, 且较普通活性污泥法的处理效果有显著优势. 然而, 目前关于盐度变化对固定化曝气生物滤池中微生物影响的研究报道很少, 值得深入研究.

本研究在固定化曝气生物滤池处理采油废水取得良好效果的基础上^[7], 通过配水实验, 进一步考察盐度变化对该系统中微生物的数量、形态、降解活性、生理等多方面的影响, 分析微生物变化与反应系

统运行状况的关系, 以揭示固定化曝气生物滤池处理高盐度采油废水的机理.

1 材料与方法

1.1 废水成分

用旋转搅拌器(Fluka, 德国)以 21 000 r/min 转速工作 10 min, 使原油在剪切力的作用下均匀分散到废水中, 作为有机碳源. 废水中原油的浓度为 25~80 mg/L, (对应 COD 为 150~400 mg/L). 同时, 加入 NH₄Cl、KH₂PO₄ 作为无机氮和磷源, 使得 C:N:P 约为 100:5:1. 最后, 加入一定量的 NaCl 使废水中的盐度

收稿日期: 2007-07-14; 修订日期: 2006-09-08

作者简介: 赵昕(1979~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水污染控制理论与技术, E-mail: zhaoxin@iee.pku.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: nijinren@iee.pku.edu.cn

在不同的阶段分别为 0%、0.1%、0.5%、1%、2%、3%，即 0、1 000、5 000、10 000、20 000、30 000 mg/L.

1.2 固定化曝气生物滤池及其运行方式

本实验采用升流式固定化曝气生物滤池反应器，其中填充自制 FPUFS 载体^[7-9]，具体装置见图 1.

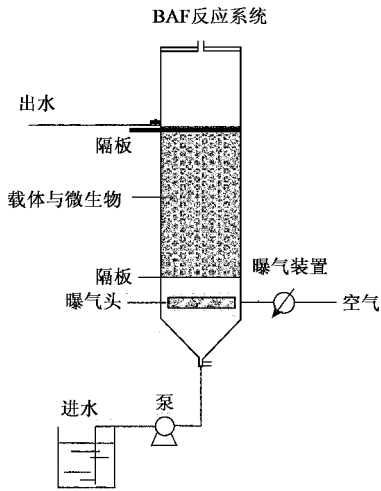


图 1 固定化曝气生物滤池

Fig. 1 Immobilized microorganisms reaction system

在载体干燥的状态下，将载体均匀地填充在反应器中，然后将选用的复合微生物 B350M 的粉末 (BIO-SYSTEMS Co., USA^[10]) 均匀、逐层投放在载体上，再将反应系统用配置的废水浸没，开始 5 d 闷曝。然后，将水力停留时间 HRT (hydraulic retention time) 调整到 20 h，每天监测出水石油类，当去除率达 80% 时，继续调低 HRT 至 16、12、10、8 h，使 B350M 在培养驯化阶段固定在载体上。

反应系统运行时间为 184 d，在 HRT 为 8 h 的条件下，由低至高变化进水中的盐度，并在不同的盐度下连续稳定运行 30 d 以上。

1.3 分析方法

1.3.1 脱氢酶活性 (dehydrogenase activity, DHA) 的测定

用无色的氯化三苯基四氮唑 TTC (triphenyl tetrazolium chloride) 作为人工受氢体，与微生物体内的脱氢酶反应，受氢后生成深浅不同的红色 TF (triphenyl formazan)^[11]。具体实验步骤见文献 [12, 13]。1 mg 微生物细胞在 1 h 中产生 1 μ g TF 的量为 1 个酶活力，单位为 μ g/(mg·h)。

1.3.2 胞外多聚物 (extra cellular polymers, ECP_s) 的测定

将载体用 8.5% 的 NaCl 溶液 (含 0.22% 的甲醛)

浸泡，冰浴超声 (40 W)，每工作 6 s 间隔 9 s，30 个周期，把载体上微生物的 ECP_s 抽提到溶液中。在 15 000 r/min 下离心 30 min，取上清液测试其中的 ECP_s，并计算离心管中生物量^[14, 15]。

用苯酚硫酸法在 480 nm 下比色测定微生物胞外多糖 (extra cellular polysaccharide, ECP_c)，用 lowry 法在 750 nm 下比色测定微生物胞外蛋白质 (extra cellular protein, ECP_p)^[16]。

1.3.3 微生物形态的观察

在不同盐度下稳定运行 10 d 以上，采集微生物样品，用环境扫描电镜 (environmental scan electronic microscope, ESM, FEI QUANTA 200F)，对载体及载体上微生物群落进行观察。

1.3.4 其它

水质指标监测采用国家标准方法^[17]，活体微生物的数量采用细菌平板计数法。

2 结果

2.1 固定化曝气生物滤池的小试运行结果

固定化曝气生物滤池在进水盐度为 0 ~ 3% 的稳定运行阶段，HRT 为 8 h，COD 容积负荷为 0.3 ~ 0.8 kg/(m³·d) 的条件下，对有机物降解效果良好，其中石油类、COD、TOC 的平均降解效率达 96.7%、95.0% 和 85.0% 以上。反应系统运行阶段进出水中的悬浮物变化见图 2，根据系统在盐度发生变化后的运行情况，将不同盐度下的反应器的运行分为 2 个阶段，即抗盐度负荷冲击阶段 (盐度提高后的 1 ~ 10 d) 和出水悬浮物 (SS) 降低的稳定运行阶段。

由图 2 可见，当盐度为 1%、2%、3% 时，抗盐度负荷冲击阶段和稳定运行阶段区分明显。由于盐度对石油类溶解度的影响，人工合成进水中 SS 的浓度随着盐度的升高而升高。经 BAF 处理后，在盐度小于 0.5% 的条件下，出水中 SS 浓度一直保持较低，平均 SS 浓度为 22 mg/L。当进水盐度大于 1% 时，出水中的 SS 浓度在盐度负荷的冲击下急剧升高，随后逐渐降低，10 d 左右达到稳定状态。

2.2 载体上微生物数量的变化

载体上微生物质量与活体微生物数量的变化见图 3、4。

由图 3 可见，随着反应系统的运行，单位载体上的微生物干重随着盐度的增加而升高。当盐度从最初的 0 升高到 3% 时，单位载体上的微生物干重相应从 0.18 mg/cm³ 升高至 0.42 mg/cm³。在盐度小于 1% 的运行阶段，载体上微生物质量的增加较快；

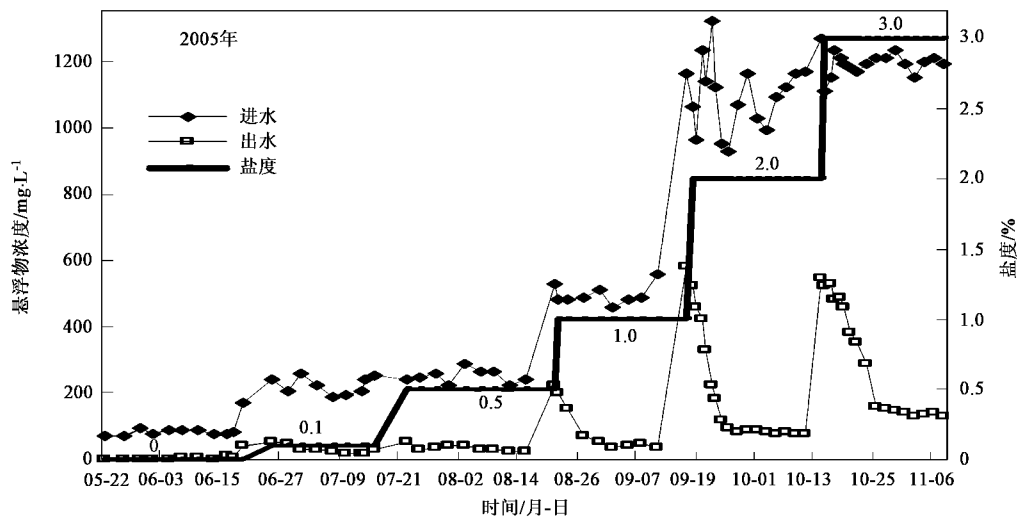


图 2 不同盐度条件下固定化曝气生物滤池对悬浮物的降解

Fig.2 Suspended solid degradation of immobilized microbiology reactor system under different salinity

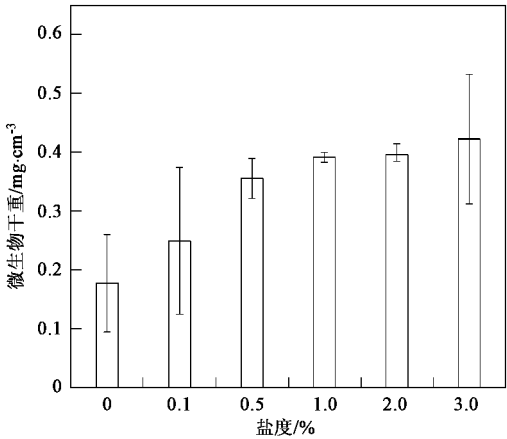


图 3 不同盐度条件下载体上微生物干重的变化

Fig.3 Change of microorganisms weight on the carrier under different salinity

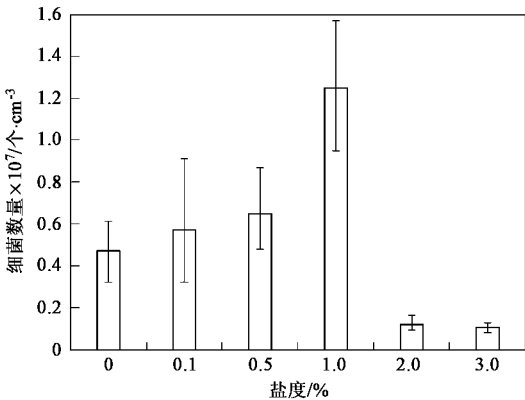


图 4 不同盐度条件下载体上微生物数量的变化

Fig.4 Change of microorganisms quantity on the carrier under different salinity

盐度大于 1% 的阶段,微生物质量基本保持稳定,增加量较少.

在不同盐度下的稳定阶段,载体上活体微生物数量变化如图 4 所示.在进水盐度由 0 上升到 1% 的过程中,活体微生物数量不断上升,活体微生物数量由 4.7×10^6 个/ cm^3 增加到 1.3×10^7 个/ cm^3 ,整个反应系统中的活体微生物数量由最初的 1.5×10^{10} 个增加到 3.8×10^{10} 个.当盐度继续升高时,载体上活体微生物数量下降,在盐度为 2% 和 3% 时,仅为 1.2×10^6 个/ cm^3 和 1.1×10^6 个/ cm^3 .

2.3 微生物性能的变化

不同盐度下微生物的脱氢酶活性的变化如图 5 所示.盐度为 0 时,载体上微生物 DHA 仅为 $4.3 \mu\text{g}/(\text{mg}\cdot\text{h})$.随着盐度升高时,载体上微生物的 DHA 也随之升高,在盐度达到 0.5% 时,为最高 $14.4 \mu\text{g}/(\text{mg}\cdot\text{h})$,随着盐度的继续升高,载体上微生物的 DHA 随之下降,在盐度为 2% 和 3% 时,载体上微生物 DHA 为 $10.2 \mu\text{g}/(\text{mg}\cdot\text{h})$ 和 $10.4 \mu\text{g}/(\text{mg}\cdot\text{h})$.

不同盐度下系统中载体上微生物分泌的 ECP_c 和 ECP_p 的变化如图 6、7 所示.可以看出,载体上微生物产生的 ECP_c 和 ECP_p ,随着盐度的升高而升高,都在盐度为 2% 时达到极值,其中 ECP_c 平均值达到 $209.9 \mu\text{g}/\text{mg}$,而 ECP_p 平均值仅为 $3.7 \mu\text{g}/\text{mg}$.在固定化曝气生物滤池中,微生物分泌的 ECP_c 要远远高于 ECP_p .反应器上、中、下部产生的 ECP_s 数量不同,并且随着盐度的增加而差别变大.总体上,反应器上部的微生物分泌的 ECP_s 较多,其次是中部,而在反应

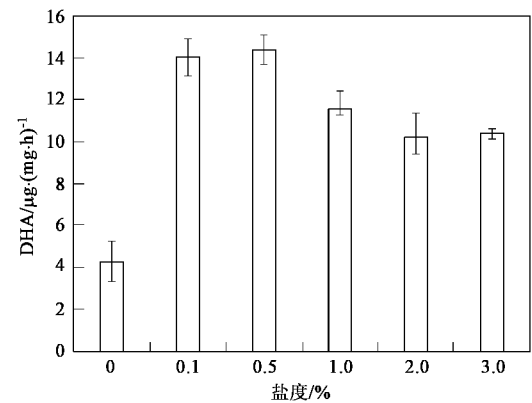


图5 不同盐度条件下微生物脱氢酶活性的变化
Fig.5 Change of DHA under different salinity

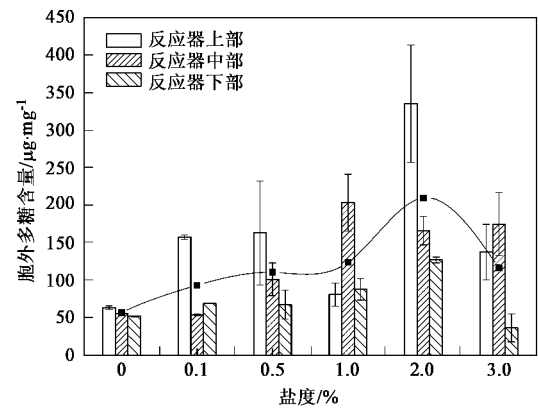


图6 盐度对载体上微生物分泌胞外多糖变化的影响
Fig.6 Change of ECP_c under different salinity

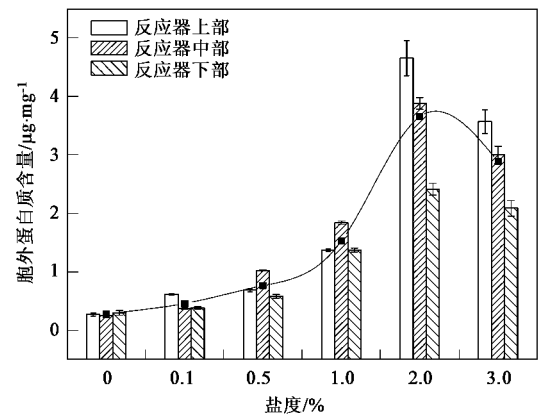


图7 盐度对载体上微生物分泌胞外蛋白质变化的影响
Fig.7 Change of ECP_p under different salinity

器的下部载体上的微生物分泌的 ECP_s 最少.

2.4 反应系统中微生物的形态变化

不同盐度条件下固定化曝气生物滤池中载体上

微生物的形态如图 8 所示,反应系统中的优势菌是 1 种球状菌,并且在盐度达到 3% 时,可以在反应系统中生存.载体表面除了微生物以外还有相当一部分的 ECP_s,起到了把微生物固定在载体上的作用.当盐度小于 1% 时,微生物个体较大、光滑、圆润;当盐度大于 1% 时,微生物个体变小,出现细胞体破裂和 ECP_s 增多的现象.

3 讨论与分析

3.1 固定化曝气生物滤池运行状况分析

固定化曝气生物滤池在进水盐度为 0 ~ 3% 的稳定运行阶段, HRT 为 8 h, COD 容积负荷为 0.3 ~ 0.8 kg/(m³·d) 的条件下,对石油类、COD、TOC 等有机物降解效果良好.当进水盐度小于 0.5% 时,出水水质稳定;当进水盐度大于 0.5% 时,反应系统出现出水 SS 浓度较高的抗盐度负荷冲击阶段, 10 d 后 SS 浓度降低,进入稳定运行阶段.可见盐度的增加,使得固定化曝气生物滤池的出水水质变差,需驯化使出水水质重新达到稳定.此外,进水中 SS 的浓度随着盐度的升高而升高,这是由于石油类在盐度增加的情况下,逐渐由粒径较小、较易被微生物利用的溶解油、乳化油,转变为粒径较大、不易被微生物利用的分散油、浮油,使反应系统处理效果也受到一定影响.

3.2 盐度对系统中微生物降解性能的影响

反应系统对石油类、TOC、COD 的降解效果一直保持稳定,同时微生物的 DHA 变化较小,数值较低.说明当 COD 污染负荷为 0.3 ~ 0.8 kg/(m³·d) 时,固定化曝气生物滤池中的微生物还有很大的降解潜力,即使继续提高污染负荷,系统可以继续良好地运行.这与文献中报道的有机物污染负荷在一定变化范围内对微生物的 DHA 没有明显的影响相一致^[13, 18, 19].

微生物 DHA 的变化主要是由盐度的变化引起.从图 5 可以看到,在盐度为 0 时, DHA 的值较低,在盐度为 0.5% 时, DHA 达到最高值 14.4 μg/(mg·h).可见适当的盐度(0.1% ~ 0.5%)对于提高载体上微生物的 DHA 具有一定的作用.随着盐度升高到 2% 和 3% 时,微生物的 DHA 降低约为 10 μg/(mg·h).因此,在盐度为 0.5% 时,固定化曝气生物滤池中的微生物的降解性能最好.

3.3 载体上微生物 ECP_s 变化的分析

不同盐度下微生物分泌的 ECP_s 的比较见图 9.微生物分泌的 ECP_s 对形成污泥絮体、生物膜和颗粒

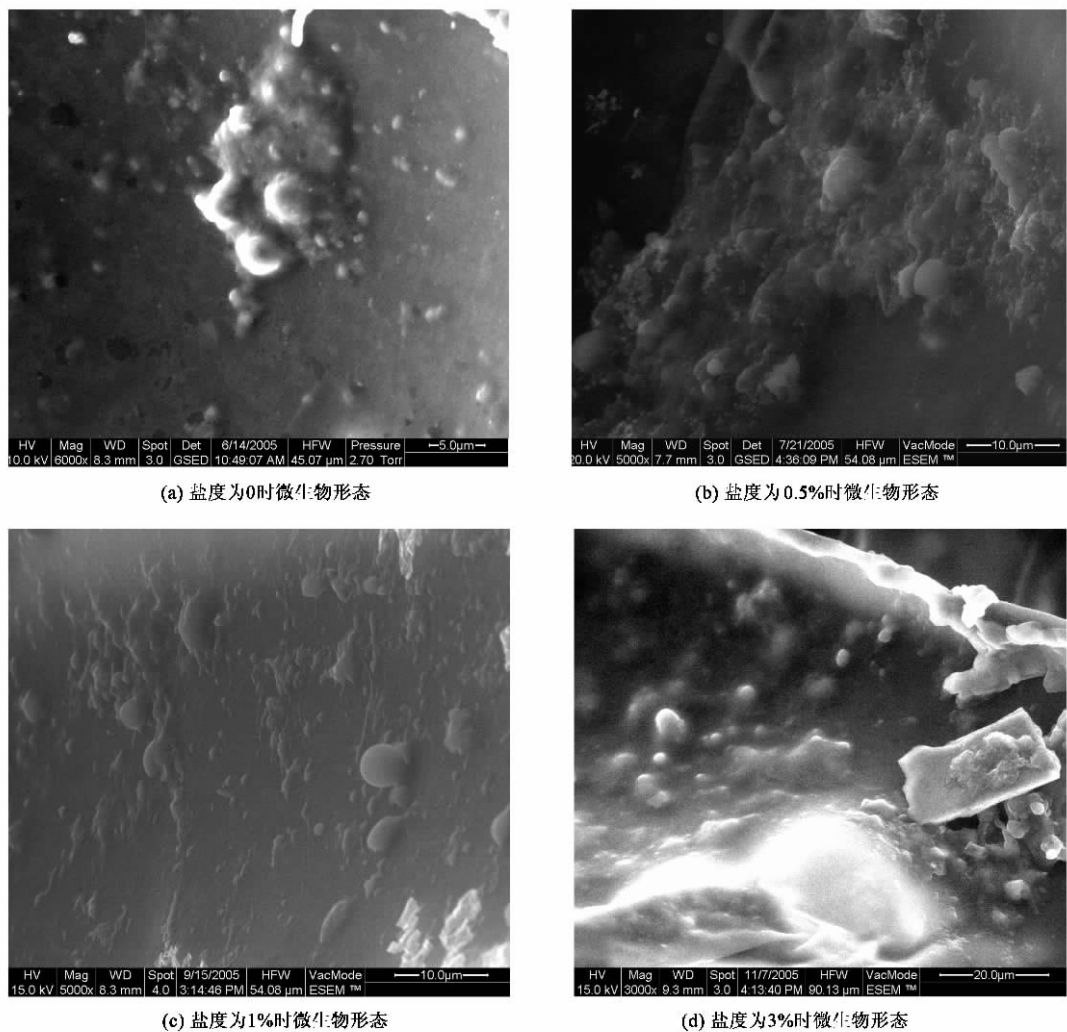


图 8 固定化曝气生物滤池中的微生物(×5 000倍)

Fig.8 Immobilized microorganisms in BAF reactor (×5 000)

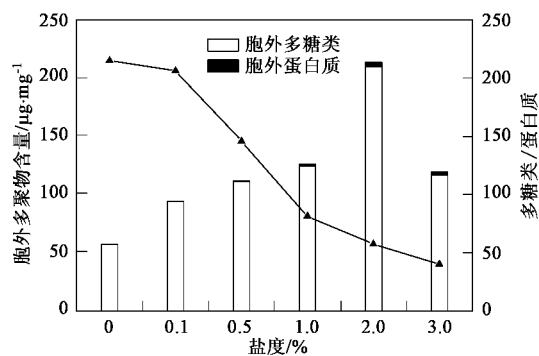


图 9 不同盐度下载体上微生物 ECP_s 之间的比较

Fig.9 Comparison of two kinds of extra cellular polymers under different salinity

污泥起重要作用,可保持反应系统中微生物数量,防止微生物流失^[14,20],并且 ECP_s 在微生物与外界进行

物质交换时,可以抵御废水中有毒有害物质对微生物的冲击^[21].从图 6、7 和图 9 可见,在该系统中载体上微生物分泌的 ECP_c 的数量要远远高于 ECP_p,而在普通活性污泥系统中,单位质量微生物分泌的 ECP_c 约为 10 ~ 40 μg/mg, ECP_p 约为 2 ~ 10 μg/mg^[14,15,21].而本实验中微生物分泌的 ECP_c 平均浓度为 118.2 μg/mg,在盐度为 2% 时达最高 209.9 μg/mg;而 ECP_p 的浓度较低,平均为 1.6 μg/mg,最高为 2% 时的 3.7 μg/mg.因此,在固定化曝气生物滤池中,ECP_c 在将微生物固定在载体上,抵御盐度负荷冲击起主要作用.

由图 6~8 可见,在盐度从 0.1% 上升到 1% 时,微生物分泌的 ECP_s 不断上升,这可能是由于在反应器启动初期,为了增强细胞体与载体之间的结合,减少流失,微生物分泌出 ECP_s,实现固定化.当盐度升

高到 2% 时,部分微生物由于渗透压的提高而破裂死亡,但由于固定化的作用,载体上 ECP_s 并未全部流失,而是继续累积达到最高值;而当盐度上升为 3% 则抑制了系统中大部分微生物的新陈代谢作用^[22],DHA 活性也随之降低, ECP_s 的分泌减少,并伴随着失去活性的细胞体的流失,且流失速度大于载体上累积速度, ECP_s 减少。

在普通活性污泥系统中,随着反应器运行稳定,微生物分泌的 ECP_e 与 ECP_p 的比例趋于 1 个固定的比值,约为 2 ~ 3^[23],其中 ECP_e 约占 ECP_s 总量的 65%^[24].在本实验中 ECP_e 与 ECP_p 的比值随着盐度的上升而下降, ECP_p 随着盐度的升高比例增大,见图 9.这一部分检测到的 ECP_p 可能并不是由微生物分泌所产生,而是在高盐度下,微生物细胞体死亡、破裂,细胞内容物(如一些蛋白质)外泄而造成的^[25,26].

据报道,随着微生物分泌 ECP_s 和微生物量的增加,容易使反应系统中载体或膜上的微孔(孔径 $< 100 \mu\text{m}$)堵塞,造成系统的水、气、有机物传质的不均匀,导致出水的水质变差^[14,27,28].而对于本实验所采用的 FPUFS 大孔载体(孔径为 0.3 ~ 0.7 mm)则不会出现上述问题,反应系统中传质均匀,在 184 d 的运行过程中,未出现堵塞现象.因此,由于微生物在新陈代谢的过程中会产生大量 ECP_s ,用于反应系统固定化的载体应该采用大孔载体,既可以为微生物提供良好的水、气、有机物的传质条件和固定化作用的基础,又可以避免堵塞现象。

3.4 固定化微生物与处理效果的关系

当盐度为 1% 时,反应系统中载体上活体微生物的数量达到最大值,这表明在反应系统进水盐度由 0 升高到 1% 的过程中,反应系统中微生物的生长速度大于流失速度,宏观上表现为系统中微生物数量的增加.微生物实现了在系统中载体上的固定.当进水中盐度由 1% 上升到 2% 时,系统中微生物被筛选,在盐度冲击负荷下,随出水流失,且流失速度大于微生物的生长速度,整个反应系统中活体微生物的数量下降,出水 SS 浓度上升.因此,在固定化曝气生物滤池处理高盐度废水的驯化阶段,为了减少微生物流失,需要延长驯化时间,控制盐度变化梯度,建议盐度变化梯度为 0.5%。

对比图 3 和图 4,在盐度大于 1% 的稳定运行阶段,载体上活体微生物的数量降低,但载体上微生物干重并没有降低,说明在盐度负荷提高后,有一部分

因盐度冲击而死亡的微生物并没有随出水流失,而是由于固定化的作用继续停留在反应系统中,见图 8.若失去活性的细胞体全部流失,会使反应系统的出水水质更加恶化,而由于固定化的作用,死亡的微生物细胞体在载体与细胞体的键合作用下继续留在反应系统中,缓解了出水水质恶劣的压力,较普通的活性污泥系统在处理高盐度废水时出现的污泥解体、流失具有一定的优势^[6].

4 结论

(1)采用 FPUFS 载体的固定化微生物曝气生物滤池,在进水盐度为 0 ~ 3%、HRT 为 8h、COD 容积负荷为 0.3 ~ 0.8 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 条件下进行.实验结果表明,对石油类、COD、TOC 的平均降解效率达 96.7%、95.0% 和 85.0% 以上.采用该系统处理含盐量较高的采油废水具有良好的应用前景。

(2)当盐度小于 1% 时,载体上活体微生物数量不断上升,最高达盐度为 1% 时的 1.3×10^7 个/ cm^3 ;盐度大于 1% 时,由于盐度负荷的冲击,微生物随出水流失,造成出水 SS 浓度上升,系统需要 10 d 左右的抗盐度负荷冲击阶段,来抵御盐度负荷的增高.在盐度为 0.5% 时,系统中的微生物 DHA 达到最高,为 14.4 $\mu\text{g}/(\text{mg} \cdot \text{h})$,此时的降解性能最好。

(3)微生物分泌的 ECP_e 起到了将微生物固定在载体上的作用,并在盐度为 2% 时,载体上平均 ECP_e 达到最高 209.9 $\mu\text{g}/\text{mg}$. ECP_s 和微生物细胞体随着固定化曝气生物滤池的运行在系统中堆积,而 FPUFS 大孔载体(孔径为 0.3 ~ 0.7 mm)可以避免由于微生物及其 ECP_s 增多而造成的堵塞现象,为生物提供良好的水、气、有机物的传质条件。

参考文献:

- [1] 王志霞,王志岩,武周虎.高盐度废水生物处理现状与前景展望[J].工业水处理,2002,22(11):1~4.
- [2] Wang J L, Zhan X M, Feng Y C, *et al.* Effect of salinity variations on the performance of activated sludge system [J]. Biomedical and Environmental Sciences, 2005, 18: 5 ~ 8.
- [3] Jou C G, Huang G C. A pilot study for oil refinery wastewater treatment using a fixed-film bioreactor [J]. Advances in Environmental Research, 2003, 7: 463 ~ 469.
- [4] Sekoulov I, Brinke S S. Application of biofiltration in the crude oil processing industry [J]. Water Science & Technology, 1999, 39 (80): 71 ~ 76.
- [5] Yang L, Lai C, Shieh W K. Biodegradation of dispersed fuel under high salinity conditions [J]. Water Research, 2000, 34(13): 3303 ~ 3314.

- [6] Ahn D H, Chang W S, Yoon T I. Dyestuff wastewater treatment using chemical oxidation, physical adsorption and fixed bed biofilm process [J]. *Process Biochemistry*, 1999, **34**: 429 ~ 439.
- [7] 赵昕, 汪严明, 叶正芳, 等. 固定化曝气生物滤池处理采油废水[J]. *环境科学*, 2006, **27**(6): 1155 ~ 1161.
- [8] 叶正芳, 倪晋仁. 一种制备聚氨酯基生物固定化载体的工艺[P]. 中国专利, 004100625771, 2004.6.
- [9] 叶正芳, 倪晋仁. 污水处理的固定化微生物与游离微生物性能的比较[J]. *应用基础与工程科学学报*, 2002, **10**(4): 325 ~ 331.
- [10] <http://www.biobugs.com/05/products/display.php?pid=49>
- [11] Ford D L, Yang J T, Echenfelder W W. Dehydrogenases enzyme as a parameter of activated sludge activities [A]. In: *Proc. 21st Industry Wastewater Conference* [C]. Purdue University: West Lafayette Ind., 1966. 534 ~ 543.
- [12] 周春生, 伊军. TTC-脱氢酶活性检测方法的研究[J]. *环境科学学报*, 1996, **16**(4): 401 ~ 406.
- [13] Tam N F Y. Effects of wastewater discharge on microbial populations and enzyme activity in mangrove soils [J]. *Environmental Pollution*, 1998, **102**: 233 ~ 242.
- [14] Jia X S, Furumai H, Fang H P. Extracellular polymers of hydrogen-utilizing methanogenic and sulfate-reducing sludges [J]. *Water Research*, 1996, **30**(6): 1439 ~ 1444.
- [15] Zhang X Q, Bishop P L, Kupferle M J. Measurement of polysaccharides and proteins in biofilm extracellular polymers [J]. *Water Science Technology*, 1998, **37**(4 ~ 5): 345 ~ 348.
- [16] 微生物研究法讨论会(日). 微生物学实验法[M]. 北京: 科学出版社, 1981. 199 ~ 200.
- [17] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 1989.
- [18] Uwe J S, Andreas K, Stefan H H. Biological test systems for monitoring the operation of wastewater treatment plants [J]. *Chemosphere*, 1995, **30**(2): 327 ~ 338.
- [19] Fikret K, Serkan E, Ahmer U. Biological treatment of synthetic wastewater containing 2, 4 dichlorophenol (DCP) in an activated sludge unit [J]. *Journal of Environmental Management*, 2005, **76**: 191 ~ 196.
- [20] Kiso Y, Jung Y J, Park M S, *et al.* Coupling of sequencing batch reactor and mesh filtration operational parameters and wastewater treatment performance [J]. *Water Research*, 2005, **39**: 4887 ~ 4898.
- [21] Lazavora V, Manem J. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment [J]. *Water Research*, 1995, **29**(10): 2227 ~ 2245.
- [22] Tellez G T, Nirmalakhandan N. Evaluation of biokinetic coefficients in degradation of oil field produced water under varying salt concentrations [J]. *Water Research*, 1995, **29**(7): 1711 ~ 1718.
- [23] Tiranuntakul M, Jegatheesan V, Schneider P A, *et al.* Performance of an oxidation ditch retrofitted with a membrane bioreactor during the start-up [J]. *Desalination*, 2005, **185**: 417 ~ 424.
- [24] Horan N J, Eccles C R. Purification and characterization of extracellular polysaccharide from activated sludges [J]. *Water Research*, 1986, **20**: 1427 ~ 1432.
- [25] Kincannon D F, Gaudy A F. Some effects of high salt concentration on activated sludge [J]. *Journal of water Pollution Control Federal*, 1966, **38**: 1148 ~ 1158.
- [26] Oren A, Gurevich P, Malkit A. Microbial degradation of pollutants at high salt concentrations [J]. *Biodegradation*, 1992, **3**: 387 ~ 398.
- [27] Dignac M F, Urbain V, Rybacki D. Chemical description of extracellular polymers: implication on activated sludge floc structure [J]. *Water Science & Technology*, 1998, **38**(8-9): 45 ~ 53.
- [28] Yann L, Bihan P L. Monitoring biofilter clogging: biochemical characteristics of the biomass [J]. *Water Research*, 2000, **34**(17): 4284 ~ 4294.