

林海, 张国华, 陈月芳, 等. A/O 工艺处理高盐混合化工废水的启动研究[J]. 环境科学与技术, 2015, 38(8): 179-185. Lin Hai, Zhang Guohua, Chen Yuefang, et al. Start-up of A/O process in treating mixed chemical wastewater of high salinity[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 38(8): 179-185.

A/O 工艺处理高盐混合化工废水的启动研究

林海, 张国华, 陈月芳, 董颖博, 李笑晴, 季振

(北京科技大学环境工程系工业典型污染物资源化处理北京市重点实验室, 北京 100083)

摘要 采用 A/O(水解酸化+生物接触氧化)工艺接种生活污水厂普通活性污泥, 研究生物膜法处理高盐混合化工废水的启动过程及处理效果。结果表明, 采用分段连续挂膜法, 3 周即可快速完成挂膜; 采用分阶段逐步加压驯化法, 第一阶段以难降解物质为选择压力, 进水 COD 浓度 1 500 mg/L 时, 系统出水 COD 为 50 mg/L 左右, COD 平均去除率 95%, A 池 VFA 平均增长率 259.4%, 酸化率 26.8%; 第二阶段以盐分为选择压力, 含盐量 14 g/L 时, 出水 COD 浓度保持在 220~269 mg/L, COD 平均去除率 83%, A 池 VFA 平均增长率 231.9%, 酸化率 19.9%。整体驯化完成后, 生物膜活性良好, 胞外多聚糖浓度为 5.4 mg/gMLSS, 脱氢酶活性为 3.1 $\mu\text{gTF}/(\text{mL}\cdot\text{h})$ 。通过扫描电镜观察, A 池生物膜以长短不一的杆状菌为主并伴有少量球菌, O 池中丝状菌、各种杆菌、球菌以及胞外聚合物在填料表面形成致密的生物膜。

关键词 高盐化工废水; 驯化; 生物膜; A/O 工艺

中图分类号 X703.1 文献标志码 A doi:10.3969/j.issn.1003-6504.2015.08.033 文章编号 1003-6504(2015)08-0179-07

Start-up of A/O Process in Treating Mixed Chemical Wastewater of High Salinity

LIN Hai, ZHANG Guohua, CHEN Yuefang, DONG Yingbo,

LI Xiaoqing, JI Zhen

(Beijing Key Laboratory on Resource-oriented Treatment of Industrial Pollutants, Department of Environmental Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China)

Abstract Bench scale experiment of treating mixed chemical wastewater of high salt content were conducted, adopting bio-film process which was inoculated with conventional WWTP activated sludge of A/O process. The results of the experiment showed that bio-film could be rather quickly formed in three weeks; the acclimation was gradually done by stages, i.e., at the first stage when refractory organics being the selection pressure, the effluent COD concentration was as low as ca. 50 mg/L, the influent COD concentration being 1 500 mg/L, thus the average removal was 95%, correspondingly, at the same time, the average growth rate of VFA in pool A was 259.4%, and the acidification rate was 26.8%; on the other hand, at the second stage when salt being the selection pressure and the salt content 14 g/L, the effluent COD concentration maintained at range from 220mg/L to 269mg/L, thus the average COD removal reached 83%, while the average growth rate VFA was 231.9%, and the acidification rate 19.9%. When acclimation was completed, the concentration of extracellular polysaccharides was 5.4 mg/g MLSS, dehydrogenase activity was 3.1 $\mu\text{gTF}/(\text{mL}\cdot\text{h})$. It was found by SEM that biofilm in pool A was composed mainly of bacillus of different lengths accompanied by some coccus; while in pool O the bio-film was formed by extracellular polymers, filamentous bacteria and various kinds of bacillus and coccus.

Key words : high salinity chemical wastewater ; acclimation ; biofilm ; A/O process

随着我国化工行业的迅速发展, 化工废水治理问题已经引起企业及环保部门的高度重视。由于这类废水含有高浓度盐分和可溶性有机污染物, 一般的物理化学方法如絮凝沉淀、吸附、吹脱、萃取氧化等均难以

取得很好的效果, 且成本费用高, 会带来二次污染, 所以生物处理技术成为主流方向^[1]。与生活污水相比, 化工废水所含污染物难以生物降解甚至有毒有害, 且过高的含盐量抑制生化处理作用, 这造成在生活污水中

《环境科学与技术》编辑部 (网址) <http://fjks.chinajournal.net.cn> (电话) 027-87643502 (电子信箱) hjkyxj@vip.126.com

收稿日期 2014-10-02 修回 2014-12-11

基金项目 国家自然科学基金(51174017)

作者简介 林海(1966-), 男, 教授、博士生导师, 主要从事水处理和环境材料研究 (电子信箱) linhai@ces.ustb.edu.cn。

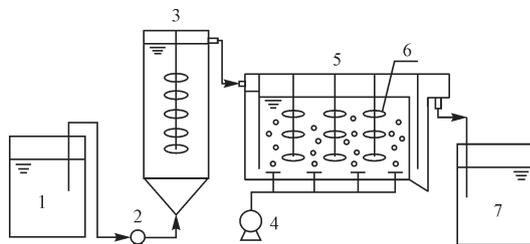
处理效果良好的反应器应用于化工废水时效果很差^[2]，因此，好氧和厌氧相结合，发展单级和多级 A/O 组合工艺，提高去除污染物的广谱性和处理系统的耐盐性，是高盐化工废水生物处理技术的发展趋势之一。有研究表明^[3-5]，厌氧反应器对化工废水有很好的适应性，在生物处理系统中有明显的缓解作用，水解酸化工艺因能很大程度地提高废水可生化性而广泛应用于有机废水的预处理。同济大学环境生物教研室提出^[6]，不同的处理工艺对盐度的敏感程度不同，在其他条件相同的情况下，生物膜的耐高盐能力更强，生物接触氧化工艺处理有机废水所允许的 NaCl 最高浓度远大于活性污泥工艺。Qiang Li 等^[7]通过耐盐菌强化的生物接触氧化工艺对于高盐化工废水的 COD 去除率可达 90%。因此，本文采用水解酸化/生物接触氧化工艺，接种生活污水厂活性污泥进行挂膜，研究其处理高含盐混合化工废水的启动过程及处理效果，为生物法处理该废水的工业化提供一定参考。

表 1 模拟废水水质及特征污染物含量
Table 1 Quality of simulated wastewater and characteristics of pollutants (除 pH 外 mg/L)

指标	COD	pH	NaCl	环氧丙烷	丙三醇	苯胺
水质	1 500	7.8	14 000	505.1	386.2	59.2

本实验采用水解酸化/生物接触氧化工艺(A/O 工艺)，A 池为上流式柱形反应器，上端柱形 $\phi 15\text{ cm} \times 35\text{ cm}$ ，下端采用锥形 $\phi 15\text{ cm} \times 15\text{ cm}$ 链接，有效容积为 7.5 L，O 池为 $30\text{ cm} \times 25\text{ cm} \times 20\text{ cm}$ 长方体结构，有效容积 15 L，池内设有进水管、排水管、排泥管。进水管处设有挡板，以均匀水质，后部设隔板，形成小的沉淀室。两池填料均采用材质为聚乙烯和涤纶的组合填料，比表面积 $120\text{ m}^2/\text{m}^3$ ，孔隙率 96%，按照 75% 的标准填充率固定在反应器中。

将反应器按顺序连接，整体装置示意图见图 1。首先配置模拟废水于进水箱，在蠕动泵的作用下上流式经过 A 池，然后在自流作用下进入 O 池，O 池底部设多个陶瓷微孔曝气头均匀曝气，保持溶解氧浓度在 2~4 mg/L。系统运行过程中，A、O 两池水力停留时间分别为 12 h、24 h。



1.进水池 2.蠕动泵 3.水解酸化池 4.曝气泵 5.接触氧化池
6.组合填料 7.储水池

图 1 A/O 装置示意图
Fig.1 Schematic diagram of A/O

1 实验材料与方法

1.1 接种污泥

本实验采用的接种污泥取自北京市某生活污水处理厂的厌氧池和曝气池，厌氧污泥呈褐色泥浆状，好氧污泥呈黄色絮状。

1.2 实验用水

本实验的研究对象为山东某化工集团下属环氧丙烷生产废水与苯胺生产废水混合的难降解化工废水，实验用水根据具体水质质量模拟配制，目标污染物为环氧丙烷、丙三醇、苯胺和氯化钠，并根据 C:N:P=100:5:1 添加尿素和磷酸氢二钾补充氮源和磷源，水质指标及特征污染物含量如表 1 所示。营养液由葡萄糖、尿素、磷酸氢二钾根据 C:N:P=100:5:1 配置。每 10 L 模拟废水或营养液添加 5 mL 的微量元素溶液，微量元素溶液组成参见文献^[8]。

1.3 实验装置及运行

1.4 实验方法

1.4.1 挂膜方式

根据工艺特点，填料挂膜采用分段连续挂膜法，首先各反应器分别进行单独挂膜：

A 池采用自然挂膜法，用蠕动泵将厌氧污泥通过穿孔管直接淋到已安装的填料上，直至装满整个反应器。静置 24 h 后，小水量进 COD 为 500 mg/L，营养液与模拟废水配比为 4:1 的混合液，同时进行间歇搅拌。

O 池采用接种排泥法^[9]，将接种污泥、营养液、模拟废水以 4:2:1 的比例混合，泵入装有组合填料的 O 池，闷曝 20 h，静置 4 h 后，将反应器中泥水排空，然后重新泵入上述混合液，如此重复 3 次，随后保持小水量泵入 COD 为 500 mg/L，营养液和模拟废水配比为 4:1 的混合液。

待 2 段生物膜初步形成后，按顺序连接各反应器，确定进水 COD 为 500 mg/L，模拟废水比例按照 30%、50%、70%、90% 逐渐增加，使整个系统处于运行状态，强化生物膜。

1.4.2 驯化方法

污水中大量难降解有机物以及高浓度盐分的双重抑制作用会使生物膜中微生物受到严重毒害，因此，处理系统的驯化采用逐步加压驯化法并分 2 个阶段进行^[6]。

第一阶段以难降解有机物为选择压力，含盐量保

持在 2 g/L,进水为完全废水,COD 浓度以 400、600、800、1 000、1 200、1 500 mg/L 递增,驯化出能够耐受并降解环氧丙烷、丙三醇和苯胺的微生物;第二阶段以盐分为选择压力,进水 COD 浓度保持在 1 500 mg/L 左右,含盐量从 2 g/L 起,按 2 g/L 的浓度梯度逐渐增加,目标盐浓度 14 g/L,驯化出耐盐微生物。

1.5 分析方法

溶解氧浓度采用意大利哈纳 HANNA 便携式溶氧仪测定;生物膜厚度的测量采用直接显微镜法^[10];COD 的测定采用密闭消解法;挥发性脂肪酸(VFA)的测定采用比色法^[11],多聚糖的测定采用苯酚-硫酸法^[12],脱氢酶的测定采用 TTC-DHA 法^[13],在文献所述条件下,将 1 mL 生物膜制备液 1 h 产生 1 μgTF 的量为 1 个酶活力,单位为 μgTF/(mL·h)。

酸化率的计算公式为:

$$R=(VFA_{ef}-VFA_{if})\times 1.07\times 100\%/COD_{if}$$

其中 VFA_{if}、VFA_{ef} 分别为进、出水 VFA 浓度,COD_{if} 为进水 COD 浓度。

2 结果与讨论

2.1 反应器的挂膜效果

表 2 O 池生物膜厚度测量记录

Table 2 Measurement record of biofilm thickness in pool O

序号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	平均值
生物膜厚/mm	2.75	1.87	3.25	3.21	3.67	3.24	1.84	2.52	3.84	2.91

2.2 第一阶段耐难降解有机物驯化结果

2.2.1 A 池水解酸化效果

环氧丙烷、苯胺等有机物化学性质稳定、有毒有害,生物降解难度大,不适合直接采用好氧生化处理,在接触氧化池前设水解酸化池使大分子难降解有机物转变为小分子有机物尤为必要。图 3 为逐步提高进水 COD 浓度驯化期间 A 池 VFA 浓度和增长率、酸化率的变化情况。从图 3 中可以看出,在逐步提高 COD 浓度驯化过程中,出水 VFA 浓度增幅明显,VFA 增长率由 60%提高到平均 259.4%,可见驯化过程使水解酸化细菌逐渐适应了难降解化工废水水质^[16]。

水解酸化工艺重点在于污染物质化学结构和性质上的改变,而不在于其量的去除,因此酸化率 R 常常作为水解酸化效果的判断指标。由图 3 可以看出,在驯化期间,A 池的酸化率由 8%提高到 23.8%~30.4%。有文献报道^[17],当酸化率为 20%~30%时,可以认为这种废水易生化降解。因此,驯化过程很大程度提高了该废水的可生化性。

2.2.2 系统 COD 去除效果

对比图 2 中废水含量 90%时去除率 75.8%,由图

按上述挂膜方法,一周后单独反应器内填料上均可见厚厚的生物膜附着。生物膜强化阶段 COD 的去除情况如图 2 所示,结果表明,废水比例每一次增加,出水 COD 浓度都略有上升,随后逐渐下降,最终稳定在一定的范围内,且去除率>55%,表明挂膜成功^[14]。此时从 O 池前、中、后端分别采取上、中、下 3 个部位的生物膜,测量记录其厚度,结果如表 2 所示,生物膜厚度平均值为 2.91 mm,在 2~4 mm 之间,验证挂膜成功^[15]。

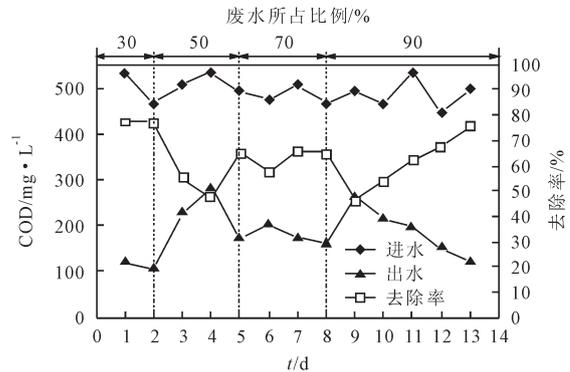


图 2 系统出水 COD 和去除率随废水比例的变化
Fig.2 Change of effluent COD and COD removal rate with the proportion of wastewater

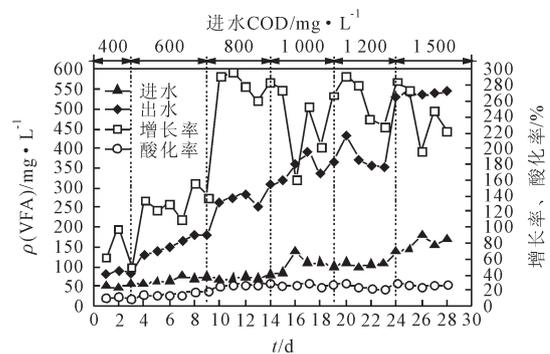


图 3 逐步提高进水 COD 浓度对 A 池 VFA 浓度和增长率、酸化率的影响
Fig.3 Effect of increasing influent COD concentration on VFA concentration, growth rate and acidification rate in pool A

4 中可以看出,以 COD 浓度 400 mg/L 进完全废水时,去除率降至 59.3%,因为驯化初期生物膜还不能充分利用废水中的污染物质,微生物的生长对营养液还有所依赖^[18]。

随着驯化时间的增加,虽然进水 COD 浓度在逐渐提高,但去除率却平稳增加至平均 95%,出水 COD 浓度慢慢降至 50 mg/L 左右,生物膜已经开始适应废水环境,能够降解利用目标污染物的微生物得到定向

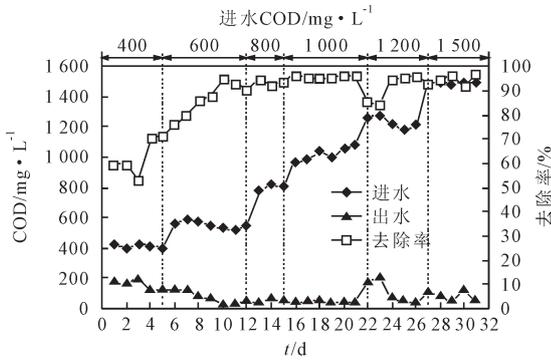


图4 逐步提高进水COD浓度对系统出水COD浓度和去除率的影响

Fig.4 Effect of increasing influent COD concentration on the effluent COD concentration and COD removal rate

富集。进水 COD 浓度由 1 000 mg/L 突然增大到 1 200 mg/L 时,去除率从 96.3%迅速降至 85.6%,但很快就恢复到原来的水平并保持稳定,表明生物膜已经完全适应了难降解化工废水,能够以其中的污染物质为基质维持自身生长代谢,在较高的进水负荷下能够保持良好的去除效果,第一阶段生物膜驯化基本完成^[19]。

2.3 第二阶段耐盐驯化结果

2.3.1 A 池水解酸化效果

耐盐驯化期间,A池水解酸化情况如图5所示。含盐量提高到4 g/L时,出水VFA浓度出现明显降低,VFA增长率由231.3%迅速降低到平均108.3%,可见盐度变化对系统前端的A池冲击较大。随着驯化时间的增加,水解酸化细菌耐盐能力逐渐增强,VFA增长率出现回升的趋势。

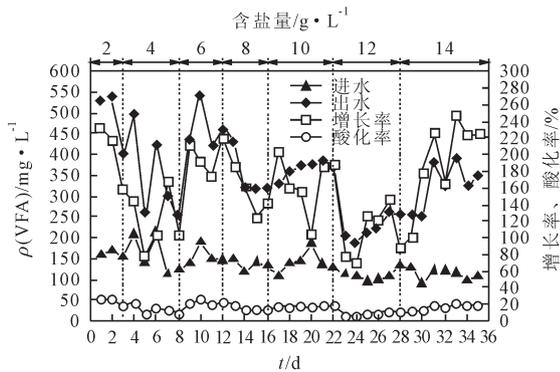


图5 含盐量对A池VFA浓度和增长率、酸化率的影响
Fig.5 Effect of salinity on VFA concentration, growth rate and acidification rate in pool A

当废水中含盐量高达12 g/L时,出水VFA浓度陡然下降,VFA增长率降低到77.8%,酸化率仅为7.3%,因为盐度过高对水解酸化细菌的生长产生抑制作用,Na⁺会争夺Mg²⁺的蛋白质结合电位而导致相应的蛋白质失活,同时由于细胞具有吸Na⁺排K⁺的性能,可能进一步加剧这种Na⁺胁迫对细胞的毒害作用^[20]。

含盐量的迅速提高,对水解酸化系统造成不利冲击,微生物适应这种变化需要一定时间,一周以后,VFA增长率和酸化率恢复到223.7%和19.5%,耐盐驯化继续进行,最终VFA增长率稳定在平均231.9%,酸化率稳定在平均19.9%,第二阶段驯化使水解酸化细菌耐盐能力提高,废水可生化性良好。

2.3.2 盐度对系统COD去除效果的影响

盐度对系统出水COD浓度及去除率的影响如图6所示,含盐量2~6 g/L时,系统受冲击不大,COD去除率保持在90%以上。在盐度不高的情况下,系统内生物膜中的微生物生长良好,能够通过自身的渗透压调节机制来平衡细胞内的渗透压或保护细胞内的蛋白质得以生存。生物膜中微生物的生理结构被轻微破坏,其呼吸合成等新陈代谢作用可以正常进行^[21]。因此,能够保持较高的有机物去除能力。

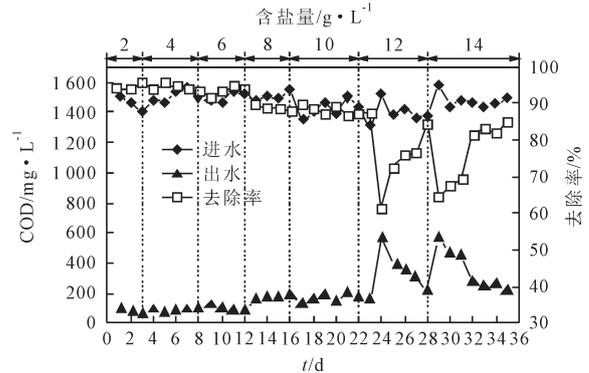


图6 含盐量对系统出水COD浓度及去除率的影响
Fig.6 Effect of salinity on effluent COD concentration and COD removal rate

当废水含盐量大于6 g/L后,COD去除率逐渐降低;当含盐量提高达12 g/L时,去除率突然降至61.4%,因为过高的含盐量使淡水微生物细胞的渗透压变高,引起其细胞质壁分离,同时盐度的增加使得盐析作用增强,脱氢酶活性下降,微生物本身活性受阻,新陈代谢作用减缓^[22]。此外,盐度的增加也使得细胞的溶胞作用加强,细胞组分大量释放,其释放有一个延续的过程,导致降解速率相对变低^[23]。

随着驯化时间的增长,在NaCl的选择作用下,耐盐微生物大量增殖,COD去除率在含盐量12 g/L、14 g/L时均出现先降低再逐渐回升的趋势,系统最终出水COD最终保持在220~269 mg/L,平均去除率达到83%,系统运行稳定。耐盐驯化大大增强了生物膜抵御盐抑制的能力,在高含盐量环境中能够继续降解有机物,COD去除率保持在较高的水平。

2.4 生物接触氧化池生物膜特性

2.4.1 多聚糖

多聚糖是胞外聚合物的主要成分,在细胞固定、

生物膜形成方面起重要作用,可保持反应系统中微生物数量,防止微生物流失,并且在微生物与外界进行物质交换时,抵御废水中有毒有害物质对微生物的冲击^[24]。从图 7 可见, O 池生物膜分泌的多聚糖平均浓度随盐度的增加呈现先降低后增加的趋势。

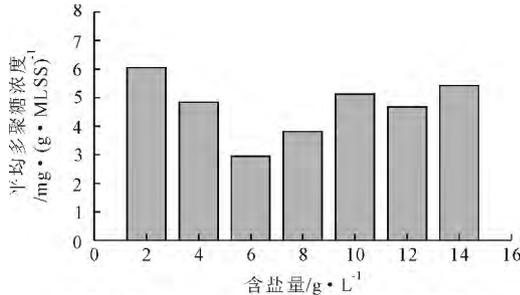


图7 不同盐度下O池生物膜多聚糖浓度
Fig.7 Polysaccharide concentration of biofilm in pool O at different salinities

废水含盐量为 2 g/L 时,多聚糖浓度高达 6 mg/gMLSS,因为第一阶段的驯化使微生物分泌大量的胞外聚合物来增强细胞体与填料之间的结合,减少流失,实现生物膜的固定强化^[25];之后随着盐度的升高,抑制了系统中大部分微生物的新陈代谢作用,多聚糖的分泌减少,并伴随着失去活性的细胞体流失,含盐量 6 g/L 时多聚糖的平均浓度仅为 2.9 mg/gMLSS。随着驯化的继续进行,生物膜菌群对高盐有了一定的耐受能力,微生物通过分泌胞外多糖形成缓冲层,来抵抗高盐度对细胞的损害^[26],因此多聚糖浓度逐渐出现回升,含盐量为 14 g/L 时,多聚糖浓度达到 5.4 mg/gMLSS。

2.4.2 脱氢酶活性

在废水生物处理中,由于脱氢酶活性可以反映处理体系中活性微生物量及其对有机物的降解活性,因而成为一项考察生物膜活性的重要指标。图 8 中所示为 O 池生物膜在不同盐度下的平均脱氢酶活性。

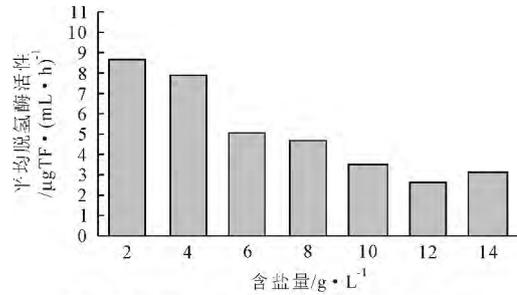
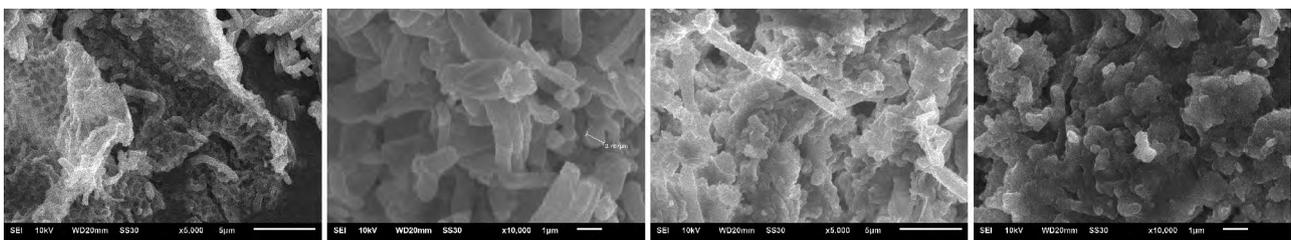


图8 不同盐度下O池生物膜脱氢酶活性
Fig.8 Dehydrogenase activity of biofilm in pool O under different salinity

从图 8 中可以看出,耐盐驯化前,氯化钠浓度为 2 g/L 时,脱氢酶活性最高,为 8.7 μgTF/(mL·h);随着氯化钠浓度的增加,脱氢酶活性逐渐降低,低浓度的氯化钠对脱氢酶的影响较小,氯化钠浓度 4 g/L 时脱氢酶活性仅比 2 g/L 时降低 9.2%;而高浓度氯化钠抑制脱氢酶活性,氯化钠浓度 8 g/L 时脱氢酶活性比 2 g/L 时降低了 46%,因为酶是一类蛋白质,对毒物的作用非常敏感,一定量的无机盐可以促进其新陈代谢,但是无机盐超过一定浓度后,盐析作用会破坏菌体内的脱氢酶,致使其活性降低;氯化钠浓度大于 8 g/L 后,脱氢酶活性降幅明显减小,氯化钠浓度 14 g/L 时,脱氢酶活性仍有 3.1 μgTF/(mL·h),原因是经过耐盐驯化,微生物体内的酶逐渐适应了高盐环境,在高盐度下仍能保持一定的活性^[27]。

2.4.3 扫描电镜观察

为了了解生物膜的表面形态、微细结构,驯化完成后从 A、O 反应器各取出部分生物膜,按相应操作步骤对其固定脱水并完成表面导电处理后进行扫描电镜观察,结果如图 9 所示。由图 9 可见, A 池生物膜呈致密蜂窝状,表面以长短不一的杆状微生物为主要菌群(图 9(a)),并附着少量直径约 0.78 μm 的球菌(图 9(b))。



(a)A池生物膜(×5000) (b)A池生物膜(×10000) (c)O池生物膜(×5000) (d)O池生物膜(×10000)

图9 生物膜SEM
Fig.9 SEM of biofilm

O 池生物膜以丝状菌为骨架(图 9(c)),虽然在活性污泥法中丝状菌会引起污泥膨胀,但在固定化微生物的生物膜法中却不存在如此问题,丝状菌贯穿于生

物膜,同样能够参与各种生化反应,达到净化水质的目的;各种形态的细菌附着在生物膜表面的胞外聚合物上生长(图 9(d)),致密的菌群层以各式各样的短杆

状菌和球状菌为主(图 9(c)、图 9(d)) ;同时生物膜内部供物质交流的孔洞和通道也清晰可见。

3 结论

(1)采用分阶段逐步加压驯化方法。第一阶段以难降解物质为选择压力,确定含盐量 2 g/L,逐步提高进水 COD 浓度至 1 500 mg/L,驯化完成后 A 池 VFA 平均增长率 259.4%,酸化率 26.8%,系统最终出水 COD 为 50 mg/L 左右,COD 平均去除率 95%;第二阶段以盐分为选择压力,确定进水 COD 为 1 500 mg/L,逐步提高含盐量至 14 g/L,驯化完成后 A 池 VFA 增长率 231.9%,酸化率 19.9%,系统最终出水 COD 浓度保持在 220~269 mg/L,COD 平均去除率 83%。说明接种普通生活污水厂活性污泥的生物膜经过驯化以后,耐盐能力强,对此类废水能够达到良好的去除效果。

(2)O 池生物膜分泌的多聚糖随盐度的增加呈现先降低后增加的趋势,这是生物膜适应高盐环境的结果,含盐量为 14 g/L 时,多聚糖浓度达到 5.4 mg/gMLSS,脱氢酶活性随盐度的增加逐渐降低,然而随着驯化的进行,降幅明显减小,含盐量为 14g/L 时,脱氢酶活性仍有 3.1 $\mu\text{gTF}/(\text{mL}\cdot\text{h})$,充分表明驯化完成后生物膜活性良好。

(3)在扫描电镜观察下,A 池生物膜以长短不一的杆状菌为主并伴有少量球菌,O 池生物膜致密,由丝状菌、各种杆菌、球菌以及胞外聚合物形成。

【参考文献】

- [1] Lefebvre O, Moletta R. Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater:a literature review[J].Water Research, 2006, 40(20): 3671-3682.
- [2] 刘传伟. 高盐废水生物处理的研究[D].合肥:合肥工业大学, 2012.
Liu Chuanwei. Study on Biological Treatment of High Salinity wastewater[D]. Hefei:Hefei University of Technology,2012.(in Chinese)
- [3] Puyol D, Monsalvo V M, Mohedano A F, et al. Cosmetic wastewater treatment by upflow anaerobic sludge blanket reactor [J]. Journal of Hazardous Materials,2011,185 (2/3): 1059-1065.
- [4] 刘景明,星成萍,徐岩,等. 回流比对 A/O 工艺处理混合化工废水的影响[J].环境科学与技术,2009,(11):152-155.
Liu Jingming, Xing Chengping, Xu Yan. et al. Returned ratio of anoxic/oxic process for treating chemical mixed wastewater treatment[J]. Environmental Science & Technology,2009, (11):152-155. (in Chinese)
- [5] Bai J Y, Xu H L, Zhang Y D, et al. Combined industrial and domestic wastewater treatment by periodic allocating water hybrid hydrolysis acidification reactor followed by SBR[J]. Biochemical Engineering Journal,2013,70:115-119.
- [6] 何健. 高盐难降解工业废水微生物处理的污泥驯化研究与应用[D].南京:南京农业大学, 2000.
He Jian. Sludge Acclimation of Microbiological Treatment of Hypersaline Refractory Waste[D].Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2000. (in Chinese)
- [7] Li Q, Wang M D, Feng J, et al. Treatment of high-salinity chemical wastewater by indigenous bacteria-bioaugmented contact oxidation[J]. Bioresource Technology,2013,144:380-386.
- [8] 李惠娣,杨琦,陈翠柏,等. 用于四氯乙烯降解的厌氧污泥的培养与驯化研究[J]. 环境污染治理技术与设备,2003(12): 23-25.
Li Huidi, Yang Qi, Chen Cuibai, et al. Study on cultivation and acclimation of anaerobic sludge for tetrachloroethylene degradation[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control,2003(12): 23-25. (in Chinese)
- [9] 刘春晓. 生物接触氧化工艺的启动及处理效能研究[D]. 西安:长安大学, 2010.
Liu Chunxiao. Study on Start-up and Treatment Efficiency of Contact Oxidation Bioreactor[D]. Xi'an: Chang'an University, 2010. (in Chinese)
- [10] 刘雨,赵庆良,郑兴灿.生物膜法污水处理技术[M].第一版.北京:中国建筑工业出版社, 2000: 101-102.
Liu Yu,Zhao Qingliang ,Zheng Xingcan.Biological Membrane Wastewater Treatment Technology[M]. 1st ed.Beijing: China Building Industry Press,2000: 101-102. (in Chinese)
- [11] 江伟. 废水中低浓度挥发性脂肪酸测定方法及其应用研究[D].重庆:重庆大学, 2010.
Jiang Wei. The Method for Measuring the Low Concentrations of Volatile Fatty Acid(VFA) in Sewage and Its Application[D]. Chongqing: Chongqing University,2010.(in Chinese)
- [12] 宋群亮,张平,孙旭群,等. 亮菌多糖的苯酚-硫酸比色法含量测定[J]. 安徽医药,2007(6): 512-513.
Song Qunliang, Zhang Ping, Sun Xuqun, et al. Determination of polysaccharide in *Armillariella tabescens* by phenol-sulfuric acid colorimetry[J]. Anhui Medical and Pharmaceutical Journal,2007(6): 512-513. (in Chinese)
- [13] Han Z, Tian J, Liang H, et al. Measuring the activity of heterotrophic microorganism in membrane bioreactor for drinking water treatment[J]. Bioresource Technology,2013,130(0): 136-143.
- [14] 汪艳霞. 生物接触氧化填料性能试验研究[D].太原:太原理工大学, 2004.
Wang Yanxia. Experimental Study on Carrier Performance of Bio-contact Oxidation[D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2004.(in Chinese)
- [15] 贾小宇. 二级生物接触氧化工艺在处理高含盐化工废水中的应用研究[D]. 北京:北京科技大学, 2009.

- Jia Xiaoyu. Study on Treatment of High Salinity Chemical Wastewater with Two-stage Biological Contact Oxidation Process[D]. Beijing: University of Science and Technology Beijing, 2009. (in Chinese)
- [16] Zhang Y, Gao B, Lu L, et al. Treatment of produced water from polymer flooding in oil production by the combined method of hydrolysis acidification-dynamic membrane bior-reactor-coagulation process[J]. Journal of Petroleum Science and Engineering, 2010, 74(1/2): 14-19.
- [17] 卓英莲. 污水厂剩余污泥水解酸化产挥发性脂肪酸的试验研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2010.
- [18] Ye F, Shen D. Acclimation of anaerobic sludge degrading chlorophenols and the biodegradation kinetics during acclimation period[J]. Chemosphere. 2004, 54(10): 1573-1580.
- [19] Ferro Orozco A M, Lobo C C, Contreras E M, et al. Biodegradation of bisphenol-A (BPA) in activated sludge batch reactors: analysis of the acclimation process[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2013, 85(0): 392-399.
- [20] 王继花. 盐胁迫下酿酒酵母生理生化特性的研究[D]. 大连: 大连工业大学, 2008.
Wang Jihua. Study on Biochemical Characteristics of *Saccharomyces cerevisiae* under Physiological Salt Stress[D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2008. (in Chinese)
- [21] Uygur A, Kargı F. Salt inhibition on biological nutrient removal from saline wastewater in a sequencing batch reactor [J]. Enzyme and Microbial Technology, 2004, 34(3/4): 313-318.
- [22] Campos J L, Mosquera-Corral A, Sánchez M, et al. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit[J]. Water Research, 2002, 36(10): 2555-2560.
- [23] Wu X, Du Y G, Qu Y, et al. Ternary cycle treatment of high saline wastewater from pesticide production using a salt-tolerant microorganism[J]. Water Science and Technology, 2013, 67(9): 1960-1966.
- [24] Lazarova V, Manem J. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment[J]. Water Research, 1995, 29(10): 2227-2245.
- [25] Kiso Y, Jung Y, Park M, et al. Coupling of sequencing batch reactor and mesh filtration: operational parameters and wastewater treatment performance[J]. Water Research, 2005, 39(20): 4887-4898.
- [26] 信欣. 耐盐菌株特性及其在高盐有机废水生物处理中的应用[D]. 武汉: 中国地质大学, 2007.
- [27] Caravelli A, Giannuzzi L, Zaritzky N. Effect of chlorine on filamentous microorganisms present in activated sludge as evaluated by respirometry and INT-dehydrogenase activity[J]. Water Research, 2004, 38(9): 2395-2405.

(上接第 139 页)

出现了一个中间污染层, 主要是由于独特的气象条件造成的, NO_x 的分布随着高度递增, 浓度减小, 主要受机动车尾气排放的影响。

(3) 在水平方向的浓度分布情况下, SO_2 主要集中在重庆主城区的正南方和东北方向, 主要是受工业源的影响, NO_x 主要集中在重庆市主城区的正南方, 主要受工业源和交通源的影响。

【参考文献】

- [1] Palmes E D, A F Gunnison. Personal monitoring device for gaseous contaminants[J]. Am Ind Hyg Assoc, 1973, 34(2): 78-81.
- [2] Carmichael G R, Ferm M. Measurements of sulfur dioxide, ozone and ammonia concentrations in Asia, Africa and South America using passive samplers[J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(9/10): 1293-1308.
- [3] Seethapathy S, Gorecki T, Li X J. Passive sampling in environmental analysis[J]. Journal of Chromatography A, 2008, 1184(1/2): 234-253.
- [4] 帕丽达 牙合甫. 被动式采样器在大区域大气 VOC 监测中的应用[J]. 环境工程, 2007, 25(6): 75-77.
- [5] Gerosa G, Ferretti M, Bussotti F, et al. Estimates of ozone AOT40 from passive sampling in forest sites in South-Western Europe [J]. Environmental Pollution, 2007, 145(3): 629-635.
- [6] 赵阳, 邵敏, 王琛, 等. 被动采样监测珠江三角洲 NO_x 、 SO_2 和 O_3 的空间分布特征[J]. 环境科学, 2011, 32(2): 324-328.
Zhao Yang, Shao Min, Wang Chen, et al. Characterizing spatial patterns of NO_x , SO_2 and O_3 in Pearl River Delta by passive sampling[J]. Environmental Science, 2011, 32(2): 324-328. (in Chinese)
- [7] 刘永明, 陈盛梁, 周竹渝. 重庆市主城区空气污染成因及改善大气扩散条件的措施建议[J]. 重庆环境科学, 2001, 23(4): 22-25.
- [8] 周国兵, 王式功. 重庆市主城区空气污染天气特征研究[J]. 长江流域资源与环境, 2010, 19(11): 1345-1349.
Zhou Guobing, Wang Shigong. A study on the characteristics of air pollution in urban area of Chongqing[J]. Resource and Environment in the Yangtze Basin, 2010, 19(11): 1345-1349. (in Chinese)
- [9] 刘敏, 李礼, 刘建萍等. 被动吸收采样与自动监测仪对空气中 SO_2 、 NO_2 的对比监测研究[J]. 三峡环境与生态, 2012(6): 36-38.
- [10] 翟崇治. 山地城市空气质量监测点位布设技术与方法[M]. 重庆: 西南师范大学出版社, 2013.