DOI:10.3969/j.issn. 1673-1689.2017.03.004

两相厌氧耦合生物脱硫组合工艺处理糖蜜乙醇废水的性能

李亚东， 肖小兰， 黄振兴*

（江南大学 环境与土木工程学院，江苏 无锡 214122）

摘要：采用两相厌氧耦合生物脱硫组合工艺处理糖蜜乙醇废水，在启动和运行过程对各处理单元的效能进行了测定分析。结果表明，当进水 COD 和 SO_4^{2-} 负荷提升至 18~21 kg/(m^3·d)和 0.8~1.1 kg/(m^3·d)时，组合工艺的 COD 和 SO_4^{2-} 去除率可分别达到 95%~96%和 86%~90%，出水中 COD、SO_4^{2-} 和硫化物含量分别为 6 000~6 500、800~850、750~800 mg/L。从各处理单元的运行效能来看，一级厌氧和二级厌氧对 COD 去除的贡献率分别为 86%和 11%，同时两者对硫酸盐去除的贡献率分别为 90%和 7%；而生物脱硫贡献率较小，均在 3%左右。由此可见，一级厌氧的处理效能要显著高于二级厌氧。此外生物脱硫单元在高负荷运行条件下的硫化物去除率较低(30%左右)，增加曝气量虽然一定程度上可以增加溶氧以及缓解单质硫在陶粒表面的吸附，但同时也可能会影响生物膜的形成和硫细菌的固定，从而造成微生物大量流失。因此如何保证氧气、底物与硫细菌之间的高效传质将是今后需要进一步解决的关键问题之一。

关键词：两相厌氧耦合生物脱硫；糖蜜乙醇废水；硫酸盐还原菌；产甲烷菌；无色硫细菌

中图分类号：X 703　　**文献标志码**：A　　**文章编号**：1673—1689(2017)03—0252—07

Treatment of Molasses-Alcoholic Wastewater via A Two-Stage Anaerobic Process Combined with Biological Desulfurization

LI Yadong， *XIAO Xiaolan*， *HUANG Zhenxing**

（School of Environment and Civil Engineering，Jiangnan University，Wuxi 214122，China）

Abstract: The operation performance of a process including two-stage anaerobic digestion combined with biological desulfurization for treating molasses alcohol wastewater was evaluated during the startup and stable operation in this study. The results showed that when the COD and SO_4^{2-} volume loading rate were improved to 15~21 kg/(m^3·d) and 0.8~1.1 kg/(m^3·d)，the removal rate of COD and SO_4^{2-} were up to 95%~96% and 86%~90%，respectively，and the content of COD，SO_4^{2-} and sulfide in effluent were 6 000~6 500，800~850 and 750~800 mg/L，respectively. Especially，the

收稿日期：2015-02-01

基金项目：国家自然科学基金项目(NSFC 21276114)；国家科技支撑计划项目(2011BAC11B05)；中央高校基本科研业务费专项资金项目(JUSRP11435，JUSRP111A12)。

* **通信作者**：黄振兴(1985—)，男，江苏泰州人，工学博士，副教授，硕士研究生导师，主要从事环境生物质能方面的研究。

E-mail：biogashuang@yahoo.com.cn

引用本文：李亚东，肖小兰，黄振兴. 两相厌氧耦合生物脱硫组合工艺处理糖蜜乙醇废水的性能[J]. 食品与生物技术学报，2017，36(03)：252-258.

contribution rates to the COD and SO_4^{2-} remove efficiencies for the first stage and the second stage digestion were 86%, 11% and 90%, 7%, respectively, while both of them were about 3% in the biological desulfurization. Thus, the treatment efficiency of the first stage digestion was significantly higher than that of the second stage digestion. Furthermore, the sulfide remove rate was relatively low (about 30%) in the biological desulfurization process under high loading rate. Although it was possible to increase dissolved oxygen and relieve the adsorption of sulfur on the ceramic surface by improving aeration strength, the increasing aeration also affected the formation of biofilm and fixation of sulfur bacteria, which led to the loss of microorganisms. Hence, how to ensure mass transferring efficiently among the substrate, sulfur bacteria and oxygen was the key problem to be solved in the further research.

Keywords: two-stage anaerobic process combined with biological desulfurization, molasses alcohol wastewater, sulfate reducing bacteria (SRB), methane producing bacteria (MPB), colorless sulfur bacteria (CSB)

糖蜜乙醇废水是利用糖厂的副产品糖蜜发酵生产乙醇的过程中，发酵醪液在蒸馏塔蒸出乙醇后所排放的废水，其具有 COD 和 SS 含量高、硫酸盐浓度高、腐蚀性强等特点[1]。若不经过处理直接排放，不仅浪费资源，而且严重污染环境。目前国内外处置糖蜜乙醇废水的方法主要包括农田灌溉法、浓缩法、氧化塘法、好氧法、厌氧–好氧法、厌氧法和化学絮凝法等，其中应用和研究较多的是厌氧生物处理法[2]。但是常规厌氧工艺在处理富含硫酸根的糖蜜乙醇废水时通常会面临以下问题：1）硫酸盐还原菌（Sulfate Reducing Bacteria，SRB）与产甲烷菌（Methane Producing Bacteria，MPB）之间产生基质竞争作用，导致甲烷转化率不高；2）硫酸盐还原菌的代谢产物硫化物会对产甲烷菌产生毒害作用并导致整个厌氧系统处理效果恶化；3）硫化物累积会反馈抑制硫酸盐还原过程，从而对厌氧系统的稳定性造成显著影响[3-5]。

近年来，随着国内外对高浓度有机废水厌氧处理技术研究的逐步深入，研究人员提出了采用两相厌氧工艺来处理糖蜜乙醇废水[6-8]。基于硫酸盐还原菌和产甲烷菌的生理生化属性，通过在两个厌氧系统中分别营造功能菌群的最适生长环境，两相厌氧工艺被认为可以更为有效地处理含高浓度硫酸盐的有机废水。鉴于此，作者在国内外已有研究成果和经验的基础上，采用两相厌氧耦合生物脱硫组合工艺以处理糖蜜乙醇废水，并在运行过程中对各生物相的效能进行了讨论和分析，旨在为糖蜜乙醇废水的高效处置提供稳定的技术途径和相关经验。

1 材料与方法

1.1 糖蜜乙醇废水水质

本研究所处理的糖蜜乙醇废水取自广西某糖厂，其水质见表 1。废水中含有丰富的有机质，总 COD 高达 120 000~150 000 mg/L，BOD/COD 比高，具有良好的可生化性。此外废水中 SO_4^{2-}也较高，达到 6 000~8 000 mg/L，同时还存在着 SS 含量高、色度高、pH 低等特点。

表 1 糖蜜乙醇废水水质情况

Table 1 Characteristics of the molasses alcohol wastewater

参数	单位	数值
TCOD	mg/L	120 000~150 000
TSS	mg/L	4 800~6 700
SO_4^{2-}	mg/L	6 000~8 000
BOD_5	mg/L	60 000~70 000
pH	–	4.4~4.5
Cl^-	mg/L	4 000~6 000
色度	–	2 000~3 000
TN	mg/L	6 000~7 055

1.2 工艺流程及主要反应单元构筑

两相厌氧工艺流程见图 1。原水经计量泵进入一级 UASB 厌氧单元，出水经过沉淀池再进入生物脱硫反应器。脱硫单元出水经过沉淀后一部分回流至一级厌氧单元（回流比为 2:1），另一部分则进入二级厌氧反应器（UASB）进行处理。UASB 和脱硫反

应器均为有机玻璃制成。UASB 反应区高度为150 cm,内径为 10 cm,高径比为 15,总有效体积为22 L。反应区外部设有保温夹套,通过恒温水浴保持反应温度在(37±1) ℃左右。脱硫反应器为普通上流式反应器,其体积为 5.4 L,内径为 10 cm,高度为 70 cm。

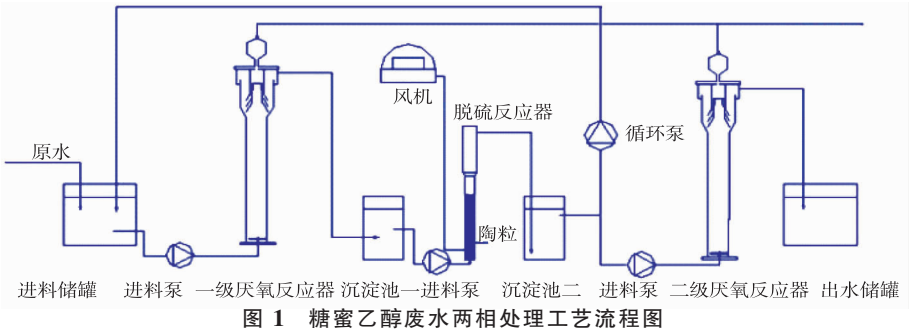


图 1 糖蜜乙醇废水两相处理工艺流程图

Fig. 1 Schematic diagram of two-phase process for molasses-alcoholic wastewater treatment

1.3 组合工艺的启动和运行

一级厌氧反应器接种污泥为安徽马鞍山某柠檬酸厂 IC 反应器内的厌氧颗粒污泥,VSS 接种量为33.6 g/L。脱硫反应器接种污泥取自于安徽马鞍山某柠檬酸厂的二沉池污泥。二级厌氧反应器接种污泥为苏州某餐厨垃圾处理厂的厌氧消化污泥,反应器 VSS 接种量为 4.1 g/L。组合工艺启动和运行分为三个阶段:1)在 0~30 d,独立启动和运行一级厌氧反应器;2) 在继续调试一级厌氧反应器的基础上,同时采用其出水作为生物脱硫反应器的进水,启动和调试一级厌氧+生物脱硫+二级厌氧组合工艺 (31~90 d);3)两相厌氧耦合生物脱硫组合工艺的稳定运行阶段(90~110 d)。

1.4 分析方法

电导率采用 DDS-307 电导率仪测定,BOD_5、COD_{Cr}、碱度(以 $CaCO_3$ 计)、TSS、VSS、VFA、SO_4^{2-}和硫化物的测定方法见文献[9]。

2 结果与讨论

2.1 一级厌氧反应器启动运行结果分析

2.1.1 COD 去除效能分析 一级厌氧反应器启动和运行过程中 COD 的去除效能见图 2。在 0~70 d,作者采用糖蜜乙醇废水经自来水适当稀释后作为进水,且调节进水 pH 至 6~7 之间;并通过控制稀释度和 HRT, 使得进水有机负荷逐渐增加至 16 kg/(m³·d)左右;此阶段的运行过程中,一级厌氧反应器的处理效能逐渐增加,COD 去除率可达 70%~80%,出水 COD 基本保持在 10 000 mg/L 以下。当运行至 70 d 时, 原水不经稀释直接进入反应器,同时采用脱硫反应器的出水回流以中和原水 pH,回流比为 2:1; 在此基础上继续调试运行, 最终在 HRT=68 h 的运行条件下, 反应器的进水容积负荷可维持在 15~21 kg/(m³·d)。在此阶段的运行过程中,由于负荷提高且原水未经额外稀释,但是 COD 去除率始终保持在 80%以上,COD 去除负荷达到 12~16 kg/(m³·d), 说明反应器的抗负荷能力很强,一级厌氧出水 COD 质量浓度最终为 20 000 mg/L 左右。此外作者对一级厌氧反应器的气相成分进行了分析,结果显示气相中的硫化氢含量达到 1%,而甲烷体积分数最终可稳定在 55%左右。大量文献证实[10-11],相较于 MPB,SRB 无论在基质利用还是生长代谢方面均具有明显的竞争优势;但是由于糖蜜乙醇废水中较高的 COD/SO_4^{2-}, 因此一级厌氧系统中 MPB 仍然可以建立一定的优势地位; 而 SRB 和 MPB 的共存也许就是一级厌氧高 COD 处理负荷的主要驱动力。

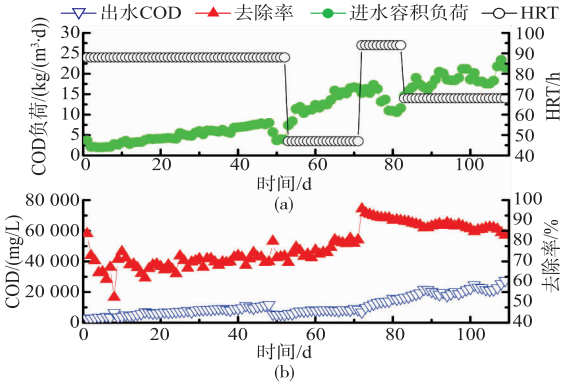


图 2 一级厌氧反应器的 COD 去除效能

Fig. 2 COD removal capability of the first anaerobic reactor

2.1.2 *硫酸盐的去除效能* 一级厌氧反应器启动和运行过程中的硫酸盐去除情况见图 3。在启动初期(0~10 d),硫酸盐的去除率可达 70%~80%,出水硫酸盐质量浓度维持在 250 mg/L 以下。此后随着进水负荷的逐渐增加,硫酸盐去除率有所降低。在组合工艺的稳定运行阶段(90~110 d),进水硫酸盐负荷提升至 0.8~1.0 kg/(m^3·d),而此阶段硫酸盐平均去除率稳定至 80%,出水硫酸盐质量浓度在 1 000~1 500 mg/L 之间。此外,硫化物作为 SRB 的主要代谢产物,其质量浓度随进水负荷的提升而显著增加,在稳定运行阶段可达到 1 200 mg/L 以上。以上结果表明,在一级厌氧系统的启动和运行过程中,SRB 得到了有效地富集,从而能够大幅消减糖蜜废水中的硫酸盐。根据相关文献报道[12-13],硫化物的积累会对 SRB 和 MPB 产生毒害作用,其中 H_2S 的致毒效应最为明显。中性 H_2S 分子能够透过细胞膜与一些胞内酶发生作用甚至使其失活,从而严重抑制微生物活性。因此在一级厌氧反应器启动和运行过程中,硫化物质量浓度的显著提高必然会对系统中微生物的代谢活性产生影响,这也是 COD 和硫酸盐去除率随负荷提升而有所降低的主要原因之一。

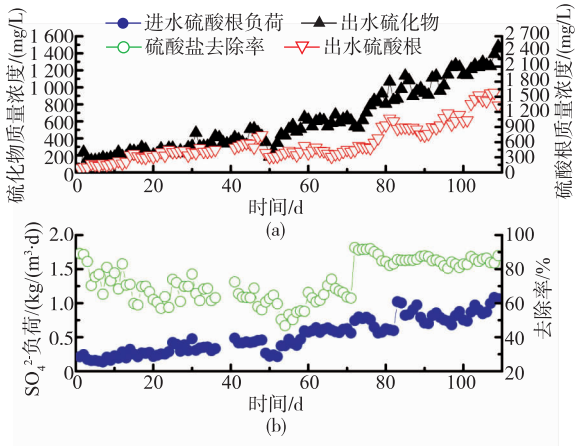


图 3 一级厌氧反应器运行过程中硫酸盐和硫化物质量浓度的变化

Fig. 3 Variations of sulfide and sulfate concentrations during the first anaerobic reactor

2.1.3 *pH、VFA、碱度的变化* pH 和 VFA/ALK 是评价厌氧系统在高负荷运行条件下稳定性的重要参数,因此作者一级厌氧反应器不同运行条件下的 3 种指标进行了测定,结果见图 4。虽然进水 pH 变化很大,但是出水pH 在整个运行过程中基本保持在 7~7.6 左右,此 pH 范围也正是 SRB 高效富集的前提条件之一。此外在整个运行过程中 VFA/ALK 基本维持在 0.2 以下。大量文献[14]表明,如果厌氧系统中的 VFA/ALK 低于 0.3~0.4,则系统稳定性好,没有酸化风险。由此可见虽然一级厌氧反应器中有机负荷和硫化物质量浓度较高,但是通过合理控制系统的 pH 和碱度仍然可以保证较好的产甲烷活性和系统稳定性。

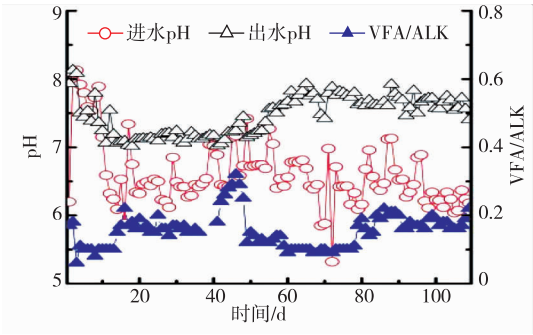


图 4 一级厌氧 pH、VFA、碱度的变化

Fig. 4 Variations of pH, VFA and alkalinity in first the stage anaerobic

2.2 生物脱硫反应器启动运行结果分析

2.2.1 *硫酸根和硫化物质量浓度的变化* 好氧生物脱硫工艺成功运行的关键在于溶解氧和硫化物质量浓度的合理控制。硫细菌以 O_2 为电子受体,将硫化物吸附氧化形成单质硫。但是单质硫在水中形成胶体状而不容易形成沉淀,因此在实际运行过程中通常采用陶粒以吸附和去除硫单质[15-16]。作者在一级厌氧运行到第 30 天时,采用其出水启动和运行好氧脱硫反应器,脱硫工艺以陶粒为填料,控制温度在 30~35 ℃,曝气强度则随进水硫化物负荷变化而适当调节,其公式为 DO=0.345*Ns*+0.35 其中 *Ns* 为硫化物容积负荷。运行结果见图 5。在启动初期,硫细菌处于适应驯化阶段,硫化物去除率不高(30%~40%)。当运行至 50~60 d 时,去除率显著提高至 70%~85%;此后随着进水硫化物质量浓度的进一步增加(64~75 d),其去除率明显降低,只能达到 40% 左右。此阶段观察到陶粒填料表面已经吸附有大量的单质硫,而这必然会影响硫细菌对氧气和硫化物的摄取。为了吹脱生物膜表面的单质硫以及增加硫细菌与氧气和底物的接触,作者随后加大了曝气量,而硫化物去除率则因此迅速回升至 70%左右。但是随着负荷的进一步提升,当进水硫化物增加至 600 mg/L 以上时(88~110 d),其去除率再次下降至

30%左右,而且进一步加大曝气量也难以得到恢复。此阶段进水硫化物质量浓度最高可达到 900~1 000 mg/L,而出水质量浓度基本在 600 mg/L 左右。以上结果说明,在高硫化物质量浓度的情况下增加曝气量虽然可以一定程度上缓解单质硫在陶粒表面的吸附,但是同时也可能会影响生物膜的形成和硫细菌的固定,从而造成微生物大量流失和脱硫效能的降低。因此如何解决氧气、底物与硫细菌之间的高效传质是保证生物脱硫工艺效率的关键,这也是今后需要进一步解决的主要问题之一。一般认为脱硫反应可分为两个阶段[17],第一阶段为硫化物氧化成单质硫,第二阶段为单质硫进一步氧化为亚硫酸盐及硫酸盐,且其中第一阶段的反应速率要远远高于第二阶段的反应速率。由于本研究脱硫系统中含有较高质量浓度的硫化物,这就大大降低了硫细菌氧化单质硫的效率,也正因如此硫酸盐在反应阶段几乎无任何净生成。

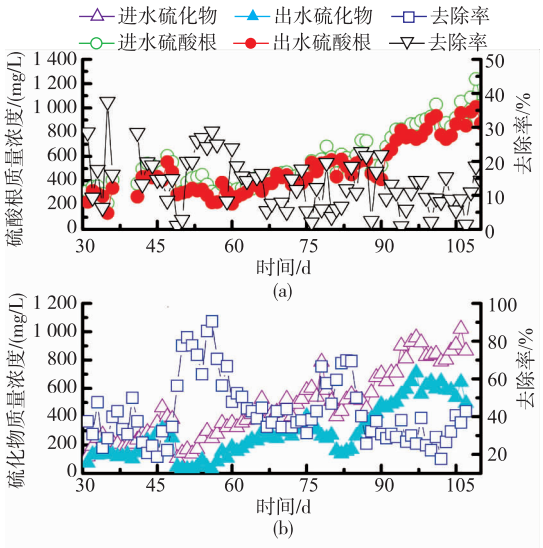


图 5 生物脱硫反应器的运行效能

Fig. 5 Operational performance of the biological desulfurization reactor

2.2.2 COD 质量浓度和 pH 的变化 由图 6 可知,在整个运行阶段,脱硫反应器对 COD 具有少量的去除效果,这和左剑恶等人[17]的研究结果类似。这可能是由于进水中高浓度的硫化物抑制了异养菌的生长代谢。此外由于 S^{2-}氧化到 S^0 是一个产碱的过程[16],因此本研究脱硫反应器出水 pH 一直高于进水 pH,进水 pH 一般保持在 8.0~8.5 左右,而出水 pH 可达到 8.5~9.0。也正因如此,在 70 d 时将脱硫反应器出水回流至一级厌氧以中和原水 pH。当回流比为 2:1 时,一级厌氧进水 pH 可维持在 6.5 左右。

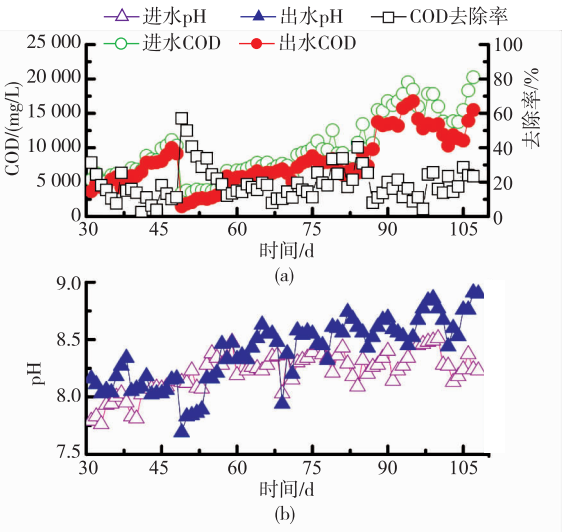


图 6 脱硫反应器中 COD 和 pH 的变化

Fig. 6 Variations of COD and pH during the biological desulfurization reactor operation

2.3 二级厌氧反应器启动运行结果分析

2.3.1 COD 去除效能 鉴于脱硫反应器出水 pH 较高,因此在进入二级厌氧反应器之前将其 pH 调节至 7.0 左右。二级厌氧的 COD 去除效能见图 7。进水 COD 容积负荷从 1 kg COD/(m^3·d) 逐渐增加至 3.2 kg COD/(m^3·d),去除率稳定在 60%左右,去除负荷为 0.6~1.5 kg/(m^3·d),出水 COD 质量浓度基本维持在 6 000 mg/L 以下。李玲[18]和杨景亮[6]等人曾运用两相 UASB 反应器处理高浓度硫酸盐废水,他们采用厌氧酸化/硫酸盐还原+脱硫+甲烷化的组合工艺,COD 去除主要体现在二级厌氧的产甲烷阶段。而本研究采用的是两级厌氧消化耦合生物脱硫工艺,一级厌氧系统中 MPB 和 SRB 的共存能够有效去除 COD,如此二级厌氧阶段的 COD 去除负荷便相对降低了。同时研究结果还显示,二级厌氧出水的(BOD/COD)<0.2,可生化性显著降低,色度依然较高;此外出水中还有一定质量浓度的硫化物,这也会对厌氧代谢活性产生一定的影响。总之二级厌氧能够进一步去除脱硫反应器出水中的 COD,但是由于运行方式的差异以及一些其它因素,本研究中二级厌氧的 COD 去除效能和去除率要显著低于一级厌氧,组合工艺的最终 COD 去除率可达到 95%左右。

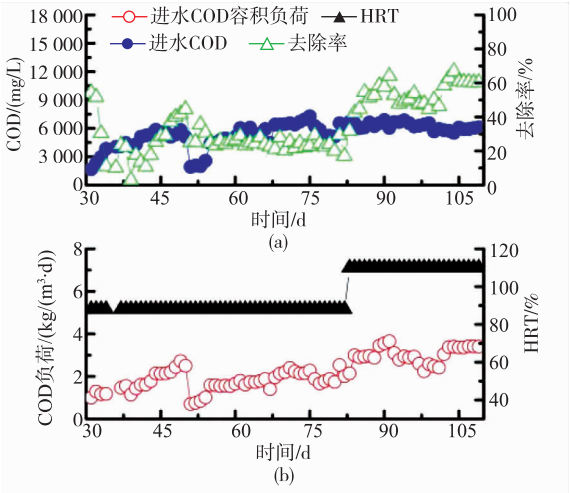


图 7　二级厌氧反应器的 COD 去除效能

Fig. 7　COD removal capabilityof the second anaerobic reactor

2.3.2　*硫酸根和硫化物质量浓度的变化*　由于脱硫反应器出水中依然含有一定量的硫酸盐,因此作者继续对二级厌氧中硫酸盐的转化进行了分析。结果表明,随着进水负荷的增加和厌氧污泥的逐渐适应,硫酸盐去除率最终可达到 20%~30%,出水硫化物质量浓度在 90~110 d 达到 650~800 mg/L,见图 8。

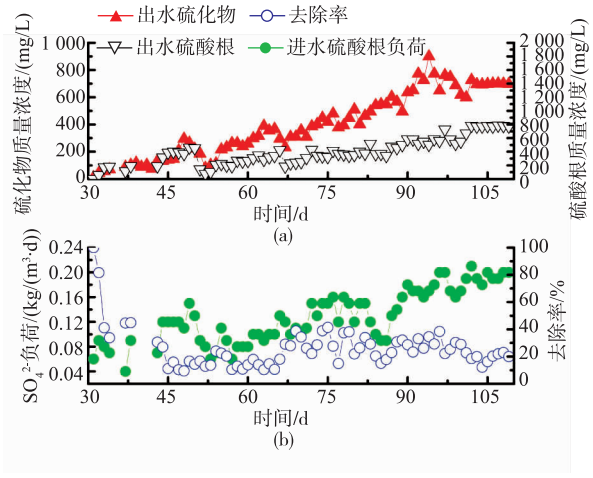


图 8　二级厌氧反应器运行过程中硫酸盐和硫化物质量浓度的变化

Fig. 8　Variations of sulfide and sulfate concentrations during the second anaerobic reactor

由此可见,二级厌氧的硫酸盐去除效能要显著低于一级厌氧,这一方面是由于进水中易降解碳源的减少,另一方面较高的硫化物质量浓度也会对硫酸盐的还原产生一定的抑制。此外气相分析结果表明,二级厌氧系统中甲烷产率很低。这是由于在一级厌氧阶段,COD 去除负荷较高,并造成 COD/SO_4^{2-} 大幅降低,从而削弱了甲烷菌对基质的竞争,因此导致了二级厌氧阶段产甲烷活性很低。

3　结　语

作者采用两相厌氧耦合生物脱硫组合工艺处理糖蜜乙醇废水,在启动和运行过程中探讨和分析了各处理单元一系列重要参数的变化规律,获得的研究结果可为糖蜜乙醇废水生物处理技术的开发及其工程应用提供一定的理论依据和实际经验,具体结论如下:

1)本研究采用的两相厌氧耦合生物脱硫组合工艺能够有效处置糖蜜乙醇废水,当进水 COD 和 SO_4^{2-} 负荷提升至 18~21 kg/(m^3·d) 和 0.8~1.1 kg/(m^3·d)时,组合工艺的 COD 和 SO_4^{2-} 去除率可分别达到 95%~96%和 86%~90%,出水中 COD、SO_4^{2-} 和硫化物质量浓度分别为 6 000~6 500、800~850、750~800 mg/L。

2)一级厌氧 COD 去除负荷可达到 10~14 kg/(m^3·d),其对组合工艺 COD 和 SO_4^{2-} 去除的贡献率分别为 86%和 90%;气相中的硫化氢体积分数达到 1%,而甲烷体积分数最终可稳定在 55%左右,因此产甲烷菌和硫酸盐还原菌的共存也许是一级厌氧高处理负荷的主要驱动力。

3)二级厌氧的处理效能要显著低于一级厌氧,其对组合工艺 COD 和 SO_4^{2-} 去除的贡献率分别只有 11%和 7%。这主要是因为经过一级厌氧的高效处理,废水中 BOD/COD 显著降低,可生化性变差,同时较高质量浓度的硫化物也会对微生物代谢活性产生一定的影响。

4)生物脱硫单元对组合工艺 COD 和 SO_4^{2-} 去除的贡献率较小。此外在高负荷运行条件下的硫化物去除率较低(30%左右),增加曝气量虽然一定程度上可以增加溶氧以及缓解单质硫在陶粒表面的吸附,但是同时也可能会影响生物膜的形成和硫细菌的固定,从而造成微生物大量流失和脱硫效率的降低。因此如何解决氧气、底物与硫细菌之间的高效传质是保证生物脱硫工艺效能的关键,这也是今后需要进一步解决的主要问题之一。

参考文献:

[1] LIU Qin, ZHANG Jindong, LI Handong, et al. Research progress in molasses the treatment of high-concentration alcohol slops by UASB[J]. **Liquor-Making Science and Technology**, 2005, 137(11): 95-98. (in Chinese)

[2] LI Yawei, JIE Qinglin, ZHANG Pin. New Technology of treating molasses alcohol wastewater[J]. **Guangzhou Environment Sciences**, 2006, 21(3): 9-12. (in Chinese)

[3] K hanal S K, Huang J C. ORP-based oxygenation for sulfide control in anaerobic treatment of high-sulfate wastewater[J]. **Water Res**, 2003, 37(9): 2053-2062.

[4] Barry L H, Jan O A. Sulphate-induced inhibition of anaerobic digestion[J]. **Envion Eng**, 1998, 114(6): 1377-1391.

[5] JIANG Yongrong, DENG Xiumei, RONG Cuijuan, et al. Start-up of anaerobic baffled reactor for treatment of simulated molasses alcohol wastewater[J]. **China Water &Wastewater**, 2010, 26(3): 96-99. (in Chinese)

[6] YANG Jingliang, ZUO Jiane. Study on two phase anaerobic process treating organic wastewater containing sulfate[J]. **Environment Science**, 1995, 6(3): 8-11. (in Chinese)

[7] LI Yaxin, SU Bingqin. Biological treatment technology on sulfate reducing bacteria and acid mine wastewater[J]. **Environmental Pollution Control Technology**, 2000, 1(5): 1-11. (in Chinese)

[8] REN Nanqi, WANG Aijie. Sulfide oxidation bacteria and innovative sulfide oxidation process[J]. **Journal of Harbin Institute of Technology**, 2003, 35(3): 265-268. (in Chinese)

[9] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(4 版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[10] Harada H, Uemura S, Chen A, et al. Anaerobic treatment of a recalcitrant distillery wastewater by a thermophilic UASB reactor [J]. **Bioresource Technology**, 1996, 55(3): 215-210.

[11] ZHANG Renjiang, ZHANG Zhenjia, GU Cheng, et al. Characteristics of acid phase in two phase UASB treating molasses wastewater[J]. **Urban Enviroment& Urban Ecology**, 2000, 13(2): 60-62. (in Chinese)

[12] JI Hongbin, ZHANG Feijuan. Progress of anaerobic digestion technology for the high-sulphate-content wastewater treatment[J]. **China Biogas**, 1999, 17(3): 3-6. (in Chinese)

[13] Andy de Smul, Lode Goethals, Willy Verstraete. Effect of COD to sulphate ratio and temperature in expanded-granular-sludge-blanket reactor s for sulphate reduction[J]. **Process Biochenistry**, 1999, 34: 407-416.

[14] Leitao R C, Van Haandel A C, Zeeman G, et al. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review[J]. **Bioresource Technology**, 2006, 97(9): 1105-1118.

[15] YANG Chao, DING Sanggang, LIU Min. Research progress and application of sulfide bio-oxidation [J]. **Sichuan Chemical Industry**, 2007, 3(10): 46-49. (in Chinese)

[16] LI Yaxin, CHU Jianglin, CHI Yongzhi. Removal of sulfide produced by sulfate-reducing bacteria from wastewater and conversion to elementary sulfur by colorless sulfur bacteria[J]. **Urban Enviroment& Urban Ecology**, 2002, 15(5): 4-7. (in Chinese)

[17] ZUO Jiane, YUAN Lin, HU Jicui, et al. Study on using colorless sulfur bacteria to oxidate sulfide in wastewater[J]. **Environment Science**, 1995, 16(6): 7-10. (in Chinese)

[18] LI Lin, HE Yanling, GU Xin. Two-phase UASB anaerobic process for treating wastewater with high sulfate concentration [J]. **Environmental Science & Technology**, 2011, 34(2): 136-138. (in Chinese)