

文章编号: 1000-5277(2011)04-0087-05

高盐度蜜饯加工废水处理技术的实验研究

刘文伟

(福建师范大学环境科学研究所, 福建 福州 350007)

摘要: 采用投加改性硅藻土的物化反应与 MBR 的组合系统处理高盐度蜜饯水, 研究了改性硅藻土投加量对 Cl^- 去除率的变化和 MLSS、HRT 因素对 MBR 中 COD_{Cr} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果的影响. 实验表明, 该组合工艺处理高盐度的蜜饯废水可取得良好的效果.

关键词: 高盐度; 废水; 处理; 实验

中图分类号: X703.1 文献标识码: A

High Salinity Candied Fruit Processing Wastewater Treatment Technology of Experiments

LIU Wen-wei

(Institute of Environmental Science and Engineering, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China)

Abstract: Tries to dispose of candied fruit waste of high salinity, adopting a combination of the physical and chemical reactions produced by throwing in modified diatomaceous earth and MBR. Researches have been done to find out how the amount of modified diatomaceous earth affects the reduction of Cl^- and how the factors like MLSS and HRT affects the reduction of COD_{Cr} and $\text{NH}_3\text{-N}$ in MBR. Experiments have show that this combination works well in disposing of candred fruit waste of high salinity.

Key words: high salinity; wastewater; treatment; experiments

蜜饯加工业是永泰县的支柱产业之一, 加工者以传统工艺的农户及小规模作坊为主, 生产传统纯正蜜饯系列产品, 在国内外久负盛名, “永泰李干” 已列入国家地理标志产品.

“永泰李干” 的加工工艺流程为: 选果 果处理 摊晒 腌渍 焙李 包装, 其中“腌制” 是重污染工序, 排出浓黑的盐浸废水. 高质量浓度 Cl^- 使废水难于有效处理, 不达标排放废水给环境带来了严重的污染.

蜜饯废水 pH 值低、盐度高、有机污染物分子质量大, 而这些是影响废水处理系统运行与效果稳定的关键性因子. 本文结合蜜饯废水特点, 确定了“电化学+ 药剂澄清+ MBR” 针对性技术路线, 并设计制作实验装置, 通过实际废水运行实验, 以获得高效、稳定处理工艺, 为解决蜜饯废水污染提供一定的参考和依据.

1 实验装置与设备

1.1 实验流程

实验技术路线中的“电化学” 是利用原电池原理的铁碳微电解反应器 (Fe/C), “药剂澄清” 为投

收稿日期: 2011-01-18

基金项目: 福建省科技厅科技计划项目 (2009D47); 福建省自然科学基金资助项目 (2010J01027)

通讯作者: 刘文伟 (1973-), 工程师, 主要从事环境污染治理研究. liuwenwei_001@163.com

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. <http://www.cnki.net>

加改性硅藻土的机械澄清池^[1]。原水 pH 较低,在酸性条件下,Fe/C 中铁与碳之间形成无数个微电流反应器,通过微电解作用发生一系列电极反应和次生反应,产生了大量的新生态[H]和 Fe^{2+} ,能与废水中的有机组分发生氧化还原,使某些难生化降解的物质转变成易生化处理的物质,提高废水的可生化性。投入定量改性硅藻土并与废水充分混合,利用其中和、絮凝、吸附、过滤等作用,实现废水处理与净化。该技术主要应用在工业废水治理,已有较多的成功案例^[2-3]。实验中利用改性硅藻土特性,絮凝、吸附、过滤并除去部分 Cl^- ,减少盐度对生化系统微生物的毒害与抑制^[4-5]。膜生物反应器(MBR)主要由膜分离组件及生物反应器两部分组成,通过膜分离过程取代了二次沉淀池,提高了活性污泥(微生物)质量浓度:一方面是保持较高的混合液污泥质量浓度(MLSS)可降低系统运行负荷、加快化学反应或生物转化速率,提高污染物去除效率;另一方面较高的MLSS增加了活性污泥耐 Cl^- 冲击能力,保证生化系统运行稳定^[6-8]。

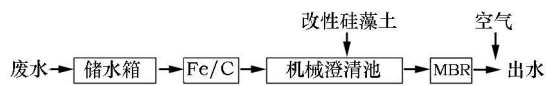


图1 工艺流程

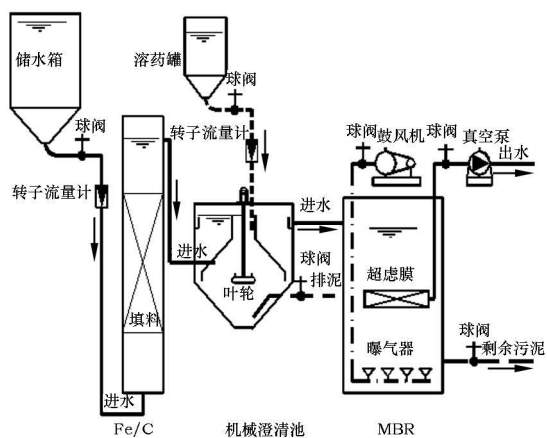


图2 实验装置

实验过程采用的废水处理工艺流程与装置如图

1、图2所示。

1.2 实验装置与设备

实验装置的规格、材质和设备见表1。

表1 实验装置的规格、材质和设备

名称	规格	材质	备注
储水箱	45 cm × 45 cm × 60 cm ($L \times B \times H$), $V_{\text{有效}} = 110 \text{ L}$	PVC	配出水球阀
Fe/C 柱	12 cm × 100 cm ($\Phi \times H$), $V_{\text{有效}} = 9 \text{ L}$	PE	填充料 5 kg $\rho(\text{铁屑}) \quad \rho(\text{活性炭}) = 8 \quad 1$
机械澄清池	60 cm × 31 cm ($\Phi \times H$), $V_{\text{有效}} = 67 \text{ L}$	有机玻璃	叶轮转速 $5 \sim 60 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$
MBR	65 cm × 65 cm × 60 cm ($L \times B \times H$), $V = 150 \text{ L}$	有机玻璃	膜通量(过水量): $10 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$
流量计空气泵	LZS-15, LZB-10 LP-40	玻璃	进水、投药计量 $Q_s = 40 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$
曝气器	$\Phi 30 \text{ mm}$, 16个	砂	烧结砂头
改性硅藻土	硅藻土、PAV、 $FeCl_3$ 和 $Ca(OH)_2$ 等	复配改性	

1.3 实验废水

实验废水采自永泰县某蜜饯加工厂的盐浸池,水样呈深黑色,散发果酸味。实验期间废水水质范围见表2。

表2 实验期间污水水质

$\rho(\text{COD}_{\text{Cr}}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{Cl}^-) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NH}_3\text{-N}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TP}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	pH 值
2 355 ~ 6 358	1 052 ~ 9 835	125.3 ~ 220.5	15.5 ~ 22.7	3.8 ~ 5.2

1.4 分析项目与方法

COD: 重铬酸钾法; Cl^- : 硝酸钡—硝酸银沉淀法; pH 值: pH 测定仪; MLSS: 滤纸称重法; DO: 溶解氧测定仪; $\text{NH}_3\text{-N}$: 纳氏试剂分光光度法; TP: 钼钼酸分光光度法。

2 实验进程

实验流量为 $7.5, 10 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$, 时间 150 d, 期间原污水的水温在 $25 \sim 28$ 范围。实验操作有装置

试运行、活性污泥的培养与驯化、工艺参数调试及水质指标检测, 实验过程分析包括物化阶段的 Cl^- 去除和生化阶段的 COD_{Cr} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除。

工艺参数调试主要进行系统运行时机械澄清池的改性硅藻土投加量, MBR单元的DO、MLSS等的调控。由于实验废水的 $n(\text{C}) : n(\text{N}) : n(\text{P})$ 接近好氧菌培养的合适营养比例, 在克服盐度影响的前提下, 适合于微生物的生长繁殖。因此, 实验废水经 Fe/C 和机械澄清池后, 利用某城市污水厂剩余污泥进行微生物接种, 30 d内MLSS可达到 $5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。实验分别研究了调整改性硅藻土投加量对 Cl^- 的去除和在改性硅藻土投加量为 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的条件下, 通过改变MLSS和HRT, 测量 COD_{Cr} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果。

3 结果及分析

3.1 物化阶段的实验

此阶段通过调整机械澄清池的改性硅藻土投加量, 研究不同投加量时废水中 Cl^- 去除效果。实验结果如图3所示。

从图3可知, 当改性硅藻土投加量为 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 系统对 Cl^- 去除率仅为22.6%; 当投加量增加到 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, Cl^- 去除率提高到35.3%; 当投加量增加到 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, Cl^- 去除率为47.5%, 此时出水 Cl^- 浓度低于 $5000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。随着投加量增至200, 250, $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, Cl^- 去除率分别为50.3%, 52.7%, 54.6%。

从物化实验结果分析, 在改性硅藻土投加量较少时($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), Cl^- 去除率也较低, 加大投加量, Cl^- 去除率也随之提高, 去除率提高趋势由急而缓。

本实验投药量由 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到 $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 过程中, 每增加 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 改性硅藻土投加量, Cl^- 去除率增加值分别为12.7%, 12.2%, 2.8%, 2.4%, 1.9%, 去除率提高幅度越来越小。

实验表明: 盐度废水的 Cl^- 去除率与改性硅藻土投加量呈非线性的正相关; 改性硅藻土对 Cl^- 的吸附能力有限, 所以在不断增加改性硅藻土投加量时 Cl^- 去除率的上升幅度逐渐减少, 最终趋于平稳。在蜜饯废水处理过程中可通过投加改性硅藻土去除盐度, 以克服其对生化系统影响。在 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的投加量之前, Cl^- 去除率随投药量增加也明显提高, 当超过 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 去除率增加幅度则很小。从经济性和后续生化系统微生物对 Cl^- 的浓度要求, 建议改性硅藻土投加量为 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

3.2 生化阶段的实验

在维持改性硅藻土投加量为 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的条件下, 通过改变 $\rho(\text{MLSS})$ 和 $t(\text{HRT})$ 等参数, 研究MBR系统对 COD_{Cr} 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果。

(1) $\rho(\text{MLSS}) = 6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $t(\text{HRT}) = 15 \text{ h}$ 的实验: 在此条件下的20 d实验期间, 进水中 COD_{Cr} 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度范围分别为2 756 ~ 3 145, $100.2 \sim 175.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 测得出水 COD_{Cr} 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度分别为198.5 ~ 298.8 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (平均值248.7 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), $42.1 \sim 98.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (平均值70.3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), COD_{Cr} 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的平均去除率分别为91.57%, 48.97%。实验结果如图4(a)所示。

(2) $\rho(\text{MLSS}) = 6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $t(\text{HRT}) = 20 \text{ h}$ 的实验: 在此条件下的20 d实验期间, 进水中 COD_{Cr} 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度范围分别为1 997 ~ 3 549, $111.2 \sim 189.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 测得出水 COD_{Cr} 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度分别为104.4 ~ 193.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (平均值148.8 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), $32.6 \sim 61.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (平均值47.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), COD_{Cr} 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的平均去除率分别为94.63%, 68.64%。实验结果如图4(b)所示。

(3) $\rho(\text{MLSS}) = 10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $t(\text{HRT}) = 15 \text{ h}$ 的实验: 在此条件下的20 d实验期间, 进水中 COD_{Cr} 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度范围分别为2 328 ~ 3 806, $103.5 \sim 142.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 测得出水 COD_{Cr} 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度分别为88.6 ~ 163.8 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (平均值126.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), $13.5 \sim 33.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (平均值23.6 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$),

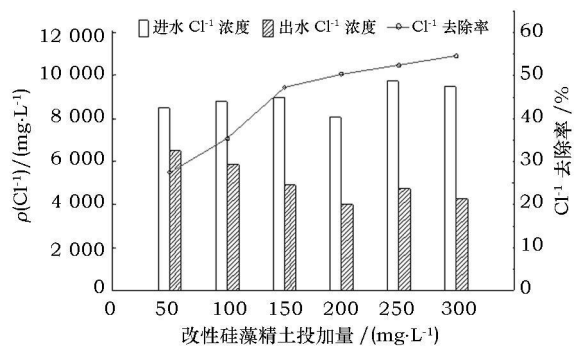


图3 机械澄清池的实验效果

COD_{Cr}与NH₃-N的平均去除率分别为95.92%, 80.82%。实验结果如图4(c)所示。

(4) $\rho(\text{MLSS}) = 10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $t(\text{HRT}) = 20 \text{ h}$ 的实验:在此条件下的20 d实验期间,进水中COD_{Cr}与NH₃-N质量浓度范围分别为1 884~4 214, 99.7~193.5 mg·L⁻¹,测得出水COD_{Cr}与NH₃-N质量浓度分别为48.3~102.3 mg·L⁻¹(平均值75.3 mg·L⁻¹), 5.2~18.8 mg·L⁻¹(平均值12.0 mg·L⁻¹), COD_{Cr}与NH₃-N的平均去除率分别为97.53%, 91.81%。实验结果如图4(d)所示。

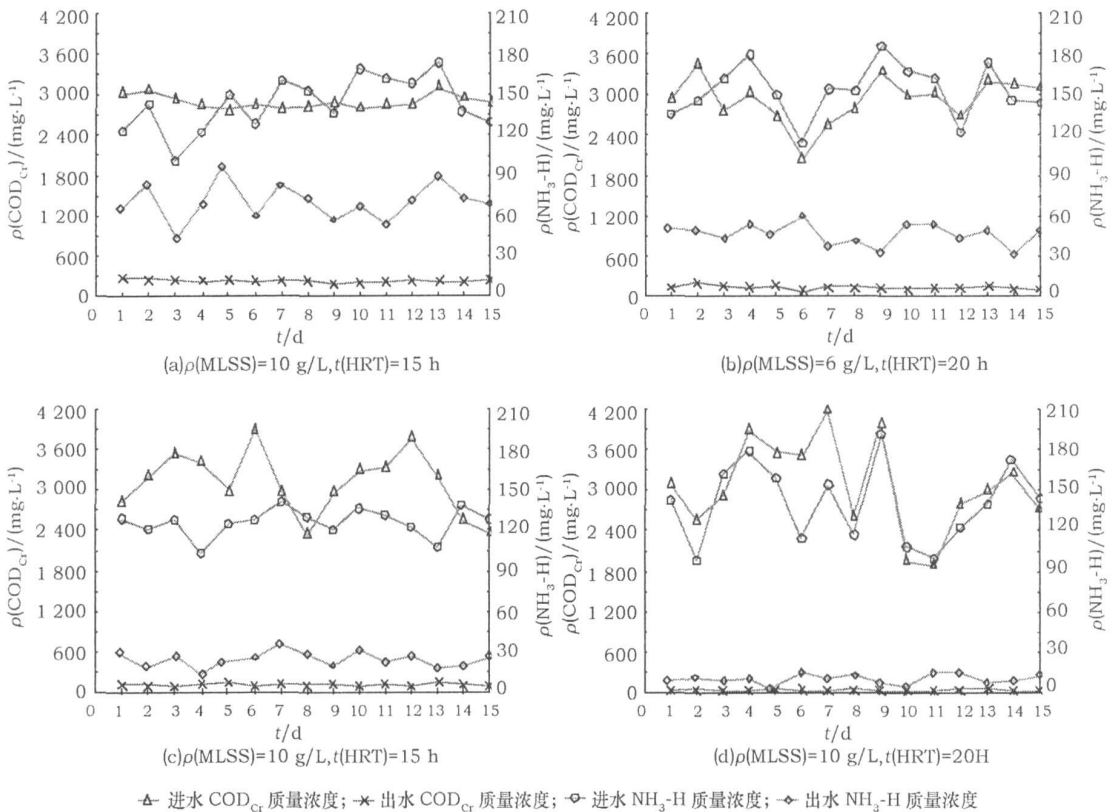


图4 不同实验条件下的COD_{Cr}和NH₃-N去除效果

从图4可知, COD_{Cr}的去除率均在90%以上。这表明:在通过前置物化单元对废水中的盐度去除之后,使得废水中Cl⁻的浓度低于对微生物的抑制限值的前提下,采用MBR工艺来处理蜜饯废水可取得良好效果,尤其在 $\rho(\text{MLSS}) = 10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $t(\text{HRT}) = 20 \text{ h}$ 时,出水COD_{Cr}较稳定,且小于100 mg·L⁻¹。

上述4种情况NH₃-N的去除率分别为48.97%, 68.64%, 80.82%, 91.81%,可见:

(1)在保持MLSS不变情况下, NH₃-N的去除需要较长的好氧时间,这与常规的好氧过程中自养型硝化菌在和异养型微生物的竞争处于劣势是相符的,因此硝化作用必须在有机污染物分解较为彻底的条件下方可较快进行。如MLSS为6 g·L⁻¹时,当HRT由15 h增加为20 h, NH₃-N的去除率提高了近20%,很明显。

(2)通过MBR将反应器内MLSS大幅度提升,增加的硝化菌数量,加速了NH₃-N的硝化进程,从而提高了NH₃-N的去除率。如相同的HRT条件下,当MLSS由6 g·L⁻¹增到10 g·L⁻¹, NH₃-N的去除率分别提高了31.85%和23.17%。

4 结论

(1)投加改性硅藻土可去除高盐度废水中的Cl⁻,且Cl⁻去除率随着其投加量增加而提高,呈非线性的正相关。

(2)针对蜜饯废水的研究表明,改性硅藻土投加量为150 mg·L⁻¹时出水Cl⁻浓度小于5 000 mg·L⁻¹,去除率47.5%。

(3)在通过前置物化单元保证废水中Cl⁻的浓度低于对微生物的抑制限值的前提下,采用MBR工

艺来处理蜜饯废水可取得良好效果.

(4) 在 $\rho(\text{MLSS}) = 10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $t(\text{HRT}) = 20 \text{ h}$ 时, 出水 COD_c 较稳定, 且小于 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

参考文献:

- [1] 郑育毅, 刘文伟, 吴春山, 等. MBR 提高 A/O 工艺污水脱氮效果的研究 [J]. 福建师范大学学报: 自然科学版, 2010, 26 (2): 115-118.
- [2] 郭韶英. 改性硅藻土深度处理城市污水厂尾水的实验研究 [D]. 福州: 福建师范大学, 2009.
- [3] 李晓斌, 魏成兵. 硅藻土在废水处理中的应用 [J]. 江苏环境科技, 2008, 21 (2): 71-74.
- [4] 杨晔, 陆芳, 潘志彦, 等. 高盐度有机废水处理研究进展 [J]. 中国沼气, 2003, 21 (1): 22-24.
- [5] 雷云, 解庆林, 李艳红. 高盐度废水处理研究进展 [J]. 环境科学与管理, 2007, 32 (6): 95-98.
- [6] 李志东, 李娜, 张红林. 膜生物反应器 (MBR) 处理废水的研究进展 [J]. 净水技术, 2007, 26 (1): 18-21.
- [7] 张哲, 于德爽, 张业静. MBR 工艺处理高盐度废水实验 [J]. 环境工程, 2009, 27 (5): 22-24.
- [8] 张哲, 张业静. 影响 MBR 处理高盐废水效果的因素研究 [J]. 科技信息, 2009 (4): 387-388.

(责任编辑: 黄家瑜)

(上接第 86 页)

参考文献:

- [1] Bell A G. On the production and reproduction of sound by light [J]. American Journal of Sciences, 1880, 20: 305-324.
- [2] 徐晓辉, 李晖. 生物医学光声成像 [J]. 物理学和高新技术, 2008, 37 (2): 111-119.
- [3] Wang Xueding, Pang Yongjiang, Ku Geng, et al. Noninvasive laser-induced photoacoustic tomography for structural and functional in vivo imaging of the brain [J]. Nature Biotechnology, 2003, 21: 803-806.
- [4] Hao F Zhang, Konstantin Maslov, George Stoica, et al. Functional photoacoustic microscopy for high-resolution and noninvasive in vivo imaging [J]. Nature Biotechnology, 2006, 24: 848-851.
- [5] Lihong V Wang, Gene K. Photoacoustic microscopy and computed tomography [C]. Biomedical Optics, 2008.
- [6] Roy G M Kolkman, Kiran K Thumma, Gerbert A ten Brinke, et al. Photoacoustic imaging of tumor angiogenesis [J]. Proc SPIE, 2008, 6856: 685602.
- [7] Ladislav Jankovic, Khalid Shahzad, Yao Wang, et al. In vivo photoacoustic imaging of nude mice vasculature using a photoacoustic imaging system based on a commercial ultrasound scanner [J]. Proc SPIE, 2008, 6856: 68560N.
- [8] 杨思华, 阴广志. 利用近红外光激发的光声血管造影成像 [J]. 物理学报, 2009, 58 (7): 4760-4765.
- [9] 窦肇华. 人体解剖学和组织胚胎学 [M]. 5 版. 北京: 人民卫生出版社, 2006: 276-278.

(责任编辑: 黄家瑜)