

加压生物氧化法处理乙胺废水^{*}

苏 宏 柏承志 闫广平

(吉林化工学院环境工程系, 吉林 132022)

摘要 用加压生物氧化实验设备处理乙基胺及异丙胺生产的工艺废水, 进水 COD 1000—3000mg/L, 设备 COD 容积负荷 F_v 为 4—23kg/(m³·d), 经过 2—6h COD 去除率为 85%—95%, 出水 COD< 150mg/L, 达到国家规定的排放标准。

关键词 乙胺废水, 加压生物氧化法, 废水处理设备。

Research on the Treatment of Ethylamine Wastewater by Pressurized Bio-oxidation Process

Su Hong Bai Chengzhi Yan Guangping

(Department of Environmental Engineering, Jilin Institute of Chemical Technology, Jilin 132022)

Abstract The pressurized bio-oxidation experiment equipment is used to treatment waste water in the production process of ethylamine and isopropylamine. The concentration of COD in the influent is 1000—3000mg/L and the COD volume load of the equipment is 4—23kg/(m³·d). Through treatment for about 2—6h, the removal rate is 85%—95% and the concentration of COD in the effluent is less than 150mg/L which reaches the national drainage standards.

Keywords ethylamine wastewater, pressurized bio-oxidation, wastewater treatment equipment.

在乙基胺及异丙胺生产过程中排出乙胺废水, 废水主要含乙醇及乙基胺类有机物, COD 浓度为 1000—3000mg/L, BOD₅ 浓度为 500—1250mg/L, 属可生化有机废水。由于该废水 COD 浓度较高, 采用普通生化法废水不经稀释直接处理, 出水很难达到排放标准。本研究将新开发的加压生物氧化设备用于该废水的处理, 处理后出水可达到国家规定的排放标准。

1 实验步骤

1.1 实验流程

实验流程见图 1, 加压生物氧化塔直径 0.6m, 有效容积 0.6m³。

1.2 微生物培养驯化

菌种取自吉林化学工业公司污水处理厂曝气池回流污泥, 加入加压生物氧化塔闷曝 24h 后, 沉降 30min, 弃去上清液, 然后进行间歇式加压(200kPa)培养驯化。驯化期间按 COD P

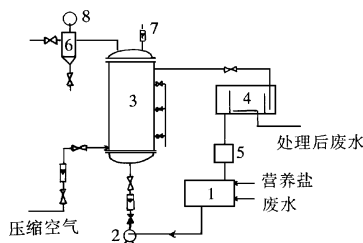


图 1 加压生物氧化法流程示意图

1. 废水槽 2. 泵 3. 加压生物氧化塔
4. 气浮槽 5. 计量罐 6. 安全阀

= 100 1 投加 Na₂HPO₄。

培养驯化初期用废水为混合水样, 在吉化污水处理厂曝气池进水中加入乙胺废水, 其投加比例约 20%。控制混合水样 COD 约 800mg/L, 每日监测出水 COD 浓度 2 次, 污泥浓度 1

^{*} 吉林省科委项目
苏宏: 男, 41 岁, 副教授
收稿日期: 1998-03-08

次.当 COD 去除率达 85% 以上时,提高乙胺废水投加比例,每次增加的比例为 20%,直至全部为乙胺废水运行.培养驯化期间污泥浓度及 COD 去除率的变化情况见图 2.

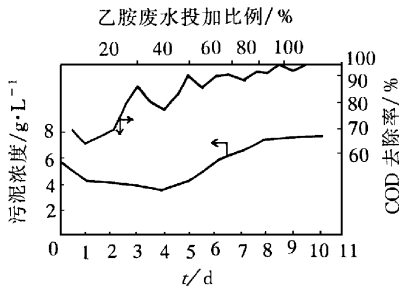


图 2 污泥浓度及 COD 去除率变化

由图 2 可见,在培养驯化初期,污泥浓度逐渐降低,在第 4d 时降到最低值(3.4g/L),在第 6d 时污泥浓度增加到 5.6g/L, COD 去除率保持在 85%—90%,随着进水 COD 浓度的提高,污泥浓度较为快速地增长到 7.2g/L,并保持稳定, COD 去除率为 90%—95%.至此,微生物的培养驯化结束,历时约 10d.

2 实验结果

连续实验历时 47d,期间通过调整进水 COD 浓度及进水流量 2 种方式来控制设备的容积负荷 F_v 及 HRT,研究 F_v 及 HRT 对 COD 去除率的影响,并考察了加压条件下各项生化反应动力学参数.实验操作压力为 200kPa.

2.1 HRT 对 COD 去除率的影响

调整不同进水流量控制加压生化塔内废水 HRT,考察其对 COD 去除率的影响,实验结果见图 3.

结果表明,在不同进水 COD 浓度时,出水 COD 达到 GB8978-88 中的一级标准($COD \leq 150mg/L$)所需 HRT 不同,当进水 COD 为 2100mg/L 时, HRT 为 5h,可使出水 COD < 150mg/L;进水 COD 为 1500mg/L 时, HRT 只需 3h 即可使出水 COD < 150mg/L.

2.2 F_v 对 COD 去除率的影响

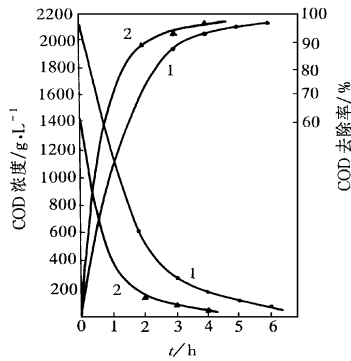


图 3 HRT 对 COD 去除率的影响

1. 进水 COD= 2100mg · L⁻¹
2. 进水 COD= 1500mg · L⁻¹

F_v 与 COD 去除率的实验数据见表 1.

由表 1 可见,实验期间进水 COD 为 967—

表 1 F_v 及 COD 的实验结果

COD/(mg · L ⁻¹)			F_v	实验天数 比例	
进水	出水	去除率/%	/[kg · (m ³ · d) ⁻¹]	/d	/%
967— 3000	< 100	91.9—98.2	8.14—17.35	33	70.2
	100—150	85.9—95.6	9.66—20.20	11	23.4
	175—246	85.1—91.3	12.13—21.60	3	6.4

3000mg/L,设备 COD 容积负荷在 8.14—21.60kg/(m³ · d) 范围内变化, COD 去除率保持在 85.1%—98.2%,说明本设备去除 COD 效率高,具有很强的耐负荷冲击能力.

普通活性污泥法由于污泥浓度较低(一般为 2—4g/L),在常压下供氧速率有限,致使微生物的活性低,生化反应速率慢,当负荷在短期内出现较大波动时,易对活性污泥造成负荷冲击而使系统运行遭到破坏.本设备由于采用加压供氧方式,充足的供氧使设备中的污泥浓度保持在 6—7.8g/L,因此,设备 F_v 和处理效率大幅度提高,具有很强的耐负荷冲击能力,进水 COD 可高达 3000mg/L,这对普通生物处理法 是难以承受的.

3 实验动力学分析

利用中试实验结果,根据下述生化反应动力学基本方程进行整理,求出动力学常数列于

表 2.

$$q = k \cdot S_e \tag{1}$$

$$q = \frac{1}{Y} \cdot \mu + \frac{K_d}{Y} \tag{2}$$

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1 + K_d/\mu} \tag{3}$$

式中, q 为微生物比底物利用率(L/d); S_e 为出水 COD 浓度(mg/L); Y 为微生物产率系数(kg/kg); Y_{obs} 为可变观测产率系数(kg/kg); μ 为微生物比增长率(L/d); k 为有机物降解速率常数[L/(mg · d)]; K_d 为微生物自身氧化系数(1/d).

表 2 生化反应动力学常数比较

项目	k /L · (mg · d) ⁻¹	Y /kg · kg ⁻¹	K_d /d ⁻¹	Y_{obs} /kg · kg ⁻¹
本实验结果	0.012	0.136	0.024	0.112—0.125
普通活性污泥法 ^[2]	0.0068	0.523	0.011	0.450—0.496

由表 2 可见:

(1) 本实验 k 值约为普通活性污泥法的 1.76 倍. 在一般活性污泥法中, 因溶解氧浓度的限制, 氧不能传递到菌胶团内部, 使菌胶团内部有一个没有活性的厌氧中心, 这部分微生物不能参加生化反应. 加压后供氧充足, 提高了氧的渗透能力, 使整个菌胶团均处于好氧状态, 增

加了参与生化反应的微生物量, 同时, 使微生物具有较高的活性.

(2) 与普通活性污泥法相比, 本实验 Y 值小, K_d 值大, 使 Y_{obs} 的均值约为前者的 25%, 即去除单位重量 COD 产生的剩余污泥量约为普通活性污泥法的 25%, 这将大大减少剩余污泥的处置费用.

4 结论

(1) 本项目将加压生物氧化设备用于乙胺废水的处理, 在进水 COD 为 1000—3000mg/L, COD 容积负荷 8—20kg/(m³ · d), 经过 2—6h 的加压生化处理, 出水 COD < 150mg/L, 达到国家规定的排放标准.

(2) 与普通活性污泥法相比, 本方法具有生化反应速率快, 有机物去除率高的特点, 实验结果表明 F_v 约提高 10 倍, 去除 COD 所产生的剩余污泥量减少 75%.

参 考 文 献

1 Shimomura T et al. . Biodegradation of Trichloroethylene by *Methylocystis* sp. Strain M Immobilized in Gel Beads in a Fluidized-bed Bioreactor. Wat. Res. , 1997, **31**(9): 2383
2 王彩霞. 城市污水处理新技术. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990: 39—56
3 金秋. 纯氧曝气法废水处理及应用. 化工环保, 1988, **8** (1): 28—33

(上接第 75 页) 分布在澳门三个半岛的东南水域. 这将导致澳门外港的泥沙淤积. 这一结论对澳门外港建设保护有重大意义.

3 结论与讨论

利用 3S 可以较精确地研究河口地区悬浮泥沙分布规律. 澳门邻近水域有一个高浓度悬沙带和一低浓度悬沙带. 高悬沙带对澳门外港的泥沙淤积有较大影响. 文中所述悬沙分布规律的研究是一种半定量研究方法(有分布规律, 空间定位和类型面积), 还不是全定量研究, 但它为进一步的全定量研究提供了基础. 如可以据悬沙分布的空间规律和类型进行样点布置, 在定位采样分析数据的基础上, 可以建立遥感

图象光谱与悬浮泥沙的全定量关系.

参 考 文 献

1 Munday J C et al. . Landsat test of diffuse reflectance models for aquatic suspended solids measurement. Remote Sensing of Environment, 1979, **8**: 169
2 Li Jing. Remote sensing quantity research of suspended Solids. Environ. Sci. Technol. , 1986, **6**(2): 167
3 Li Xia. General Models of remote sensing quantity of suspended solids and its application in Zhujiang River. Remote Sensing of Environment, 1992, **7**(2): 106
4 Feng Hui. Quantity models of remote sensing for suspended solids density. Information of Remote Sensing, 1987, **6**(2): 16
5 Williams A N et al. . Sediment concentration mapping in tidal estuaries. Third Earth Resources Technology Satellite-1 Sym, 1973, NASA SP-351: 1347
6 Klemas V et al. . Coastal and estuarine studies with ERTS-1 and Skylab. Remote Sensing of Environment, 1974, **3**: 153