文章编号: 1001-3555(2008)06-0549-06

纳米 SnO_2 / TiO₂ 的制备及光催化臭氧化活性

曾玉凤^{1,3},刘自力^{1,2*},秦祖赠¹

广西大学 化学化工学院, 广西 南宁 530004; 2. 广州大学 化学化工学院, 广东 广州 510006;
 3. 玉林师范学院, 广西 玉林 537000)

摘 要:用沉积-沉淀法制备了一系列不同 Sn/Ti 比例的纳米催化剂 SnO₂/TiO₂,以糖蜜酒精废水的脱色降解为探 针反应,研究了在紫外光条件下 Sn/Ti 比和焙烧温度对其臭氧化活性的影响.结果表明,在 Sn 掺杂量为 5% (mol)时,焙烧温度 773K 时, SnO₂/TiO₂催化活性最好.XRD、TPR 显示,部分 Sn⁴⁺可能掺入到 TiO₂的晶格之中, 形成了 Sn-O-Ti 键.紫外漫反射光谱显示,复合 SnO₂/TiO₂对光的吸收明显增加,催化活性的提高应归因于 SnO₂/ TiO₂表面的臭氧吸附.SnO₂/TiO₂光催化臭氧化降解糖蜜酒精废水的活性与臭氧在催化剂表面的吸附分解有很大 的关系,光的作用只是强化催化臭氧化的氧化效果.

关键 词:二氧化锡;二氧化钛;糖蜜酒精废水;光催化;臭氧化

中图分类号: TQ032.41, 0643.3 文献标识码: A

TiO₂无毒,成本低廉,有较高的光化学稳定性, 较强的氧化还原性,是目前研究最广泛的光催化剂 之一,但是TiO₂禁带宽度较宽,且光生电子和空穴 容易复合,光催化性能不高.为提高TiO₂的光催化 活性,复合半导体光催化剂是提高半导体光催化剂 的有效途径^[13].臭氧化技术已广泛用于水处理, 但是臭氧利用效率不高,且矿化不彻底.将光催化 与臭氧相结合,比单独臭氧氧化效率更高,而且能 氧化臭氧化难以降解的有机污染物^[46].在前期使 用SnO₂为催化臭氧化催化剂^[7,8]及Bi₂WO₆为光催 化剂^[9]的基础上,本文采用沉积-沉淀法制备了一 系列不同比例的SnO₂/TiO₂纳米催化剂,以极难降 解的糖蜜酒精废水为模型,采用紫外光对催化臭氧 氧化过程进行强化,考察Sn的比例及焙烧温度等 对其光催化臭氧化活性的影响.

1 实验部分

1.1 催化剂的制备

将 SnCl₄ · 5H₂O(广东西陇化工有限公司)配制 成 0.01 mol·L⁻¹的溶液,按不同摩尔比(以其中的 Sn 与 Ti 元素为基准)加入一定量的 TiO₂(天津市化 学试剂公司),在 200 r·min⁻¹下搅拌 10 min 后,边 搅拌边缓慢加入 5 mol·L⁻¹的氨水,调节 pH 值为 8,得白色胶状沉淀物,将此沉淀物在353 K 下老化3 h,减压过滤,并用蒸馏水洗涤三次至无 Cl⁻存在(用0.05 mol·L⁻¹的 AgNO₃溶液进行检验).洗涤后的沉淀物在383 K 干燥 10 h 后,在773 K 焙烧 120 min,即得 SnO₂/TiO₂催化剂.

1.2 催化剂的表征

采用北京普析 MASAL XD-3 型 X 射线衍射仪 测定样品的物相,紫外漫反射光谱扫描(DRS)用配 有积分球的 TU-1901 型双光束紫外-可见分光光度 计. H₂-TPR 实验在 TP-5000 型多功能吸附仪(天津 先权仪器公司生产)上进行,采用 H₂-N₂(5% H₂) 混合气对催化剂进行程序升温还原.

1.3 SnO₂/TiO₂光催化臭氧化活性评价

糖蜜酒精废水,取自南宁市蒲庙糖厂,未经任何处理.在 SGY-1型多功能光化学反应仪(南京斯东柯电气设备有限公司)中进行光催化臭氧化糖蜜酒精废水降解反应.反应条件:光源为 300W 高压汞灯,稀释 20 倍的糖蜜酒精废水 200 mL,空气通入臭氧发生器(山东绿邦光电设备有限公司 NPF30W)制备 O₃后通入光化学反应仪,通入流速为 30 L・h⁻¹,催化剂用量为 0.25 g・L⁻¹,转子的搅拌速度为 300 r・min⁻¹,反应 60 min 后取样,离心分离催化剂,检测废水在 475 nm 处的紫外吸光度

收稿日期: 2008-04-15; 修回日期: 2008-07-09.

基金项目:国家自然科学基金资助课题(20466001),广西大学重点科技项目(2004ZD01)及广州市教育局科研项目(62040)

作者简介: 曾玉凤(1968 -), 女, 高级工程师, 博士研究生, E-mail:ylzyf@ tom. com.

^{*} 通讯联系人, E-mail: gzdxlzl@163.com

变化^[10,11],计算脱色率.

2 结果与讨论

2.1 不同 SnO_2 含量对 SnO_2 /TiO₂活性的影响

制备一系列含不同 SnO₂的 SnO₂/TiO₂光催化臭 氧化催化剂,并用其进行光催化臭氧化反应,结果 如表1所示.

由表1可知,随着SnO₂比例的增加,糖蜜酒精 废水的脱色率逐渐增加,当Sn含量为5%时,脱色 率达到最大值91.29%,超过5%后,随着SnO₂比 例的增加,糖蜜酒精废水的脱色率略有降低.

不同 SnO₂含量对 SnO₂/TiO₂光催化臭氧化的活

表 1 不同 SnO₂含量对 SnO₂/TiO₂的活性影响

Table1 Effects of SnO_2 content on activity of $SnO_2/11O_2$	1
--	---

Mole proportion of $SnO_2(\%)$	0	1	3	5	7	10
Decolorization rate(%)	60.73	74.06	78.67	91.29	90.34	88.25

性影响主要体现在两方面: 臭氧在 SnO₂/TiO₂表面 的吸附分解能力和光激发产生的电子和空穴对的复 合速率. 臭氧在 SnO,表面有良好的吸附分解能力, 提高 SnO_2 含量,有助于提高 SnO_2 /TiO₂复合催化剂 的臭氧氧化活性. 但是, 提高 SnO₂的含量对光的利 用率却有很大的影响.虽然 SnO,、TiO,都是半导体, 且能带相近,都可以受到紫外光的激发,但是 SnO2 只能受到波长 326 nm 的激发, TiO, 能受到波长 387 nm 的激发^[12],显然, TiO,对光的利用比 SnO,高. 将 SnO,掺入 TiO,中,能有效的提高光催化活性和 对臭氧的吸收,主要是因为两者受到紫外光的激发 时,电子从TiO,穿过SnO,、TiO,的异质结构边界, 进入 SnO_2 表面,与 SnO_2 表面吸附的臭氧发生反应, 生成 O₃ · , O₃ · 在水中与 H⁺ 快速反应, 生成 HO₃ ・及・OH; 而空穴则从 SnO₂进入 TiO₂晶格表面, 在 TiO,表面聚集了更多的空穴, 空穴与水反应, 生 成具有强氧化性的羟基自由基,由此提高了反应的 活性. 如果 SnO₂含量低于阈值,则臭氧吸附于催化 剂表面的数量较少, 接收到的光生电子数量相对较 少,同时在异质边界传输的电子和空穴量也相应减 少,在TiO2晶格表面形成的空穴数量也小,故催化 活性提高不大.而当SnO2含量高于阈值,SnO2占据 TiO2表面位置过多,阻碍了光对TiO2的激发,从而 减少电子与空穴的产生,故光催化臭氧化的效果反 而有所下降.

2.2 焙烧温度对 SnO₂/TiO₂活性的影响

表 2 为 SnO₂含量为 5% 的不同焙烧温度 SnO₂/ TiO₂光臭氧化催化剂与活性关联.可以看出,最佳 的焙烧温度为 773 K,此时糖蜜酒精废水的脱色率 为 91.29%.从下面的 XRD 图谱来看,焙烧温度为 773 K 时, SnO₂吸附在 TiO₂表面的量较多,催化剂 能吸附更多的臭氧.由于臭氧接受光生电子,有助 于电子和空穴对的分离,有效地阻碍了它们之间的 复合,从而使光催化臭氧化活性的提高.当焙烧温 度高于 773 K 时,更多的 Sn⁴⁺掺入到 TiO₂,使 TiO₂ 表面的 SnO₂减少,并且 Sn⁴⁺掺入也相应影响了催 化剂对臭氧的吸附,降低 TiO₂原有的光催化活性, 因此,焙烧温度过高,催化活性反而有所下降.

表 2 焙烧温度对	SnO ₂ /TiO ₂	活性的影响
-----------	------------------------------------	-------

Calcination temperature(K)	573	673	773	873	973
Decolorization rate(%)	70.14	80.00	91.29	82.10	90.20

2.3 光照对 SnO₂/TiO₂催化臭氧化降解糖蜜酒精废 水的影响

糖蜜酒精废水是一种高浓度、颜色非常深的有 机废水,稀释 20 倍的糖蜜酒精废水分别在 O₃、O₃ +UV 及光强化 SnO₂(5%)/TiO₂臭氧氧化等三种方 法下降解,结果如图 1 所示.

从图 1 可知,单纯的 O_3 (进入臭氧发生器的空 气流量为 30 L·h⁻¹)氧化降解糖蜜酒精废水,脱色 率很低,反应 60 min 的脱色率仅为 6.68%,反应 120 min 的脱色率为 10.98%;在紫外光照射下,通 入 30 L · h⁻¹空气产生臭氧,反应 60 min 脱色率为 54.31%,反应 120 min 脱色率为 81.13%;在紫外 光及 SnO₂/TiO₂(0.25 g · L⁻¹)催化剂存在下,通入 30 L · h⁻¹空气产生臭氧,反应 60 min 脱色率为 91.29%,反应 120 min 脱色率为 98.57%,比单独 O₃体系提高了 85.61% 和 87.59,比O₃ + UV 提高了 36.98% 和 17.44%. 可见, 紫外光对 SnO₂/TiO₂催 化臭氧化过程有强化作用.

光对 SnO₂/TiO₂催化臭氧化有强化作用,因为 SnO_2/TiO_2 具有较强的吸附 O₃的能力,由于吸附的 O3具有很强的亲电性,能捕获 SnO2/TiO2/UV 过程 中产生的光生电子(e),生成更多的强氧化剂羟基 自由基(•OH),同时抑制了电子和空穴的复合, 提高了空穴的产生率,从而提高空穴直接氧化催化 剂表面吸附的有机污染物的能力.

2.3 SnO₂/TiO₂的晶相分析

Intensity(a.u.)

(A)

采用 X-射线衍射仪分析 TiO,及不同 SnO,含量 的 SnO₂/TiO₂复合催化剂的晶相结构,如图 2 所示.

30

20

40

50

2θ(°)

60

70



20

30

40

50

2θ(°)

60

70

80



图1光催化与臭氧氧化协同效应对脱色率的影响 Fig. 1 Effects of photocatalysis combined with ozonation oxidation on molasses fermentation wastewater



80



(A) XRD patterns of different Sn proportion of SnO $_2$ /TiO $_2$ calicined at 773 K, and the Sn proportion was a. 0, b. 1%, c.

3%, d. 5%, e. 7%, f. 10%; (B) XRD patterns of SnO2/TiO2(Sn proportion is 5%) calcined at different temperature 从图 2A 上可以看出, Sn 的摩尔含量为 1% 时, 与不含 Sn 时 TiO₂的谱图基本一致,未发现明显的 SnO₂的特征峰, 说明在 SnO₂添加量较低的情况下, SnO2已经弥散在 TiO2 晶格之间或在 TiO2 表面上单 层分散或未能达到仪器的检测限, 故未出现到 SnO2晶体结构的特征峰. 当含量达为 3% 时, 出现 了明显的 SnO₂特征峰("JCPDS"(41-1445), 20 为 26.7°(110), 33.9°(101), 52.0°(210)), 并且随 着 SnO₂的含量增加, SnO₂特征峰强度也在增加, 而 且没有影响 TiO₂的晶体结构, 说明 SnO₂沉积在 TiO2晶体表面,形成层叠结构的复合半导体体系.

从图 2B 可以看出, 焙烧温度对 TiO₂的晶相几 乎没有影响,可能是本研究中所使用的TiO2为商品 催化剂,已经过高温焙烧,其主体均为锐钛矿型及 金红石型的 TiO,组成, 按主峰峰高^[13], TiO, (Rutile)与TiO₂(Anatase)的比例约为2:1. 根据 Scherrer 公式: $D = k\lambda/\beta cos\theta$, 计算出的粒径为 49 nm.

573K、673 K 没有出现 SnO,的特征峰, 773 K 出现 了明显的 SnO₂特征峰,峰强度最大,而且随着焙烧 温度的升高, SnO₂峰强度减弱, 主峰的强度与其含 量成正比,可能是随着温度升高, Sn 部分进入 Ti-O 晶格中,致使附着在TiO2表面的SnO2晶体减少.一 般认为, SnO₂/TiO₂催化剂的臭氧氧化活性是由于 在 SnO₂ 晶格内引入了 SnO 的晶格缺陷^[14],在晶体 内造成了正电荷中心,成为电子陷阱,有利于 TiO, 表面的光生电子向 SnO,转移, 提高电子和空穴的 分离效果,从而使其催化臭氧化活性在光条件下得 到提高.

2.4 SnO₂/TiO₂的漫反射光谱分析

为考察 SnO₂/TiO₂催化剂对光的吸收情况,采 用积分球对光在催化剂表面的漫反射情况进行研 究, 经 773K 焙烧的不同 Sn 比例的 SnO₂/TiO₂的 DRS 谱图和不同焙烧温度的 SnO₂ (5%)/TiO₂ 的 DRS 谱图分别列于图 3 中.





Fig. 3 UV-Vis spectra of the TiO2 and SnO2-TiO2

(A) DRS of different Sn proportion of SnO₂/TiO₂ calcined at 773 K;

(B) DRS of SnO₂(5%)/TiO₂ calcined at different temperature

对图 3 中 TiO₂和 SnO₂/TiO₂的 UV-Vis 谱进行一次微分得到微分曲线,此曲线的极值点即为吸收边 所对应的波长.禁带宽度由公式 $E_g(eV) = 1 240/\lambda_0 (nm)^{[15]}$ 进行计算,可分别得到不同焙烧温度及 不同 SnO₂比例的复合催化剂的禁带宽度.计算结 果显示,随着复合催化剂中 SnO₂比例的增加, SnO₂/TiO₂的禁带宽度逐渐增加,当 SnO₂比例增加 到 5% 以上时,其禁带宽度无明显变化,均为 3.054 eV,焙烧温度对 SnO₂/TiO₂的禁带宽度影响较小. 可以认为,加入 SnO₂增强了 TiO₂对臭氧的吸收和 抑制电子空穴对的复合,从而提高脱色率.

降解实验证明,分别采用 TiO₂和 SnO₂(5%)/ TiO₂为光催化臭氧化催化剂,在1.3节的实验条件 下,经60 min 反应,糖蜜酒精废水的脱色率分别为 63.73%、91.29%,说明 TiO₂的催化活性因 SnO₂的 加入得到了提高.紫外漫反射光谱曲线的拐点是由 于催化剂对入射光产生光吸收所致,拐点位置向长 波方向移动,表明催化剂对入射光响应的波长增 加,催化剂对入射光的能量利用率提高.TiO₂和 SnO₂/TiO₂的UV-Vis 谱图表明,加入SnO₂增加TiO₂ 对光的响应范围,能获得更多的光能量,故SnO₂/ TiO₂的光催化臭氧化效果较TiO₂的好.而在不同温 度下进行焙烧的及添加不同比例SnO₂的SnO₂/TiO₂ 光催化剂的禁带宽度相差不大,可以认为臭氧化降 解糖蜜酒精废水的活性与臭氧在催化剂表面的吸附 分解有很大的关系,光的作用强化催化臭氧化的氧 化效果.

2.5 SnO₂/TiO₂的H₂-TPR 分析

采用程序升温还原来验证 SnO₂及 SnO₂/TiO₂表 面存在可能被 H₂还原的晶格氧的情况.不同 SnO₂ 比例及不同焙烧温度的 SnO₂/TiO₂的 H₂-TRP 谱图 如图 4 所示.



图 4 SnO₂/TiO₂的 H₂-TPR 谱

Fig. 4 TPR profiles of SnO_2/TiO_2

(A) TPR profiles of different Sn proportion of SnO₂/TiO₂ calcined at 773 K;

(B) TPR profiles of SnO₂(5%)/TiO₂ at different calcination temperature

对于不同 SnO,比例的 SnO,/TiO,,从图 4 可以 看出, 在实验范围内, TiO₂难以被 H₂还原, 在其谱 图上无明显的还原峰;且锐钛矿的 TiO₂比金红石 TiO,更难还原^[16],本研究中的TiO,主要为锐钛矿 型. 纯的 SnO,的还原温度为 930 K^[17]. 添加了 1% 的 SnO₂后的样品,在 874 K存在一个负载在 TiO₂上 的 SnO,还原峰, 其峰温低于纯的 SnO,的温度, 是 由于 SnO₂的量较少,在 TiO₂表面高度分散, 粒度较 小造成的小尺寸效应. 随着 SnO₂在复合催化剂中 的比例加大, SnO₂的还原峰温度从 874 K 逐渐增加 到1036 K. 这是 SnO₂与 TiO₂发生强相互作用的结 果, 生成了 Ti-O-Sn 键, 该键形成后, 使其中的晶格 氧更难以被还原, SnO₂的比例越大, 这种键的数量 及强度亦越强. 臭氧主要是吸附在 SnO₂的 L 酸部 位^[18], SnO,与TiO₂之间发生强相互作用后, 臭氧在 SnO,表面的L酸部位上的吸附相应减少,而引起了 催化剂的活性下降.

经 573 K, 673 K, 773 K, 873 K, 973 K 等温度 焙烧的 SnO₂/TiO₂的还原温度分别为: 954 K, 920 K, 950 K, 968 K, 960 K. 说明经过高温的焙烧作 用后,上述的 Ti-O-Sn 键的强度更高,其中的晶格 氧更难被 H₂还原.

3 结 论

本文用沉积-沉淀法制备了掺 Sn 的 SnO₂/TiO₂ 光催化臭氧化催化剂,采用光对臭氧氧化过程进行 强化.研究结果表明,光对 SnO₂/TiO₂催化臭氧氧 化起到强化作用,在 Sn 掺杂量为 5% (mol)并经 773 K 焙烧 2 h 后, SnO₂/TiO₂催化活性最好,稀释 20 倍的糖蜜酒精废水经 60 min 反应后,其降解率 达 91. 29%.部分 Sn⁴⁺可能掺入到 TiO₂的晶格之 中,形成了 Sn-O-Ti 键.焙烧温度对 SnO₂/TiO₂的禁 带宽度影响较小.

参考文献:

- [1] a. Li Xiao-hong(李晓红), Yan Xiu-ru(颜秀茹). Chin J Appl Chem(应用化学)[J], 2001, 18(1): 32~35
 b. Yin Jing-hua(尹京花), Zhao Lian-hua(赵莲花), Wu Lun-peng(武伦鹏), et al. J. Mol. Catal. (China) (分子催化), 2006, 20(6): 569~573
 c. Li Qiu-ye(李秋叶), Lu Gong-xuan(吕功煊). J.
 - c. Li Qiu-ye(学秋叶), Lu Gong-xuan(昌功煊). J. Mol. Catal. (China)(分子催化), 2007, 21(6): 590~ 598

d. Zhang Xiao-jie(张晓杰), Chu Guo-hai(储国海), Li Shu-ben(李树本), *et al. J. Mol. Catal.* (China)(分子 催化), 2007, **21**(4): 362~364

- [2] a. Vinodgopal K, Bedja I, Kamat P V. Chem Mater[J], 1996, 8(8): 2 180 ~ 2 187
 b. Zhang Xiao-jie(张晓杰), Chu Guo-hai(储国海), Li Shu-ben(李树本), et al. J. Mol. Catal. (China)(分子 催化), 2007, 21(3): 239~244
 c. Zhang Tian-yong(张天永), Hu Juan(扈 娟), Chai Yi(柴 义), et al. J. Mol. Catal. (China)(分子催 化), 2007, 21(2): 149~154
- [3] Zhang Peng-yi(张彭义), Zhu Wan-peng(祝万鹏). Adv Environ Sci(环境科学进展)[J], 1995, 3(6): 18~24
- [4] Gomes de Moraes S, Sanches Freire R, Duran N. Chemosphere[J], 2000, 40(4): 369 ~ 373
- [5] Wang S, Shiraishi F, Nakano K. Chem Eng J [J], 2002, 87: 261 ~ 271
- [6] Li Lai-Sheng(李来胜), Zhu Wan-peng(祝万鹏), Zhang Peng-yi(张彭义), et al. Chin J Catal (催化学报)[J], 2003, 24(3):163~168
- [7] Zeng Yu-feng(曾玉凤), Liu Zi-li(刘自力). Environ Pollut Control(环境污染与防治)[J], 2008, 30(1):4 ~8
- [8] Zeng Yu-feng(曾玉凤), Liu Zi-li(刘自力), Liu Hong-wei(刘宏伟). Chin J Catal(催化学报)[J], 2008, 29 (3): 253~258
- [9] Liu Zi-li(刘自力), Liu Hong-mei(刘红梅). J. Mol. Catal. (China)(分子催化), 2007, 21(6): 550~555
- [10] Pena M, Coca M, Gonzalez G, et al. Chemosphere [J], 2003, 51(9): 893 ~ 900
- [11] Coca M, Pena M, Gonzalez G. Chemosphere [J], 2005, 60(10): 1 408 ~ 1 415
- [12] Chen S, Chen L, Gao S, et al. Mater Chem Phys [J], 2006, 98(1): 116~120
- [13] Zhang Qing-hong(张青红), Gao Lian(高 濂). Chin J Inorg Chem(无机材料学报)[J], 2000, 15(1): 21 ~25
- [14] Yan Xiu-Ru(颜秀茹), Bai Tian(白 天), Huo Ming-Liang(霍明亮), et al. Chin J Catal (催化学报)[J], 2004, 25(2): 120-124
- [15] Hoffmann M R, Martin S T, Choi W, et al. Chem Rev
 [J], 1995, 95(1): 69 ~ 96
- [16] Bouzoubaa A, Markovits A, Calatayud M, et al. Surf Sci
 [J], 2005, 583(1): 107 ~117
- [17] Yan Xiu-Ru(颜秀茹), Song Kuan-xiu(宋宽秀), Huo Ming-liang(霍明亮), et al. J Tianjin Univ(Nat Sci Ed) (天津大学学报)[J], 2002, 35(6): 740~743

[18] Zeng Yu-feng(曾玉凤), Liu Zi-li(刘自力), Qin Zuzeng(秦祖赠), et al. Spectrosc Spect Anal(光谱学与光 谱分析)[J], 2008, 28(5): 1 035~1 038

Preparation and Activity of the Nano-SnO₂ / TiO₂ Photo-ozone Catalyst

ZENG Yu-feng^{1,3}, LIU Zi-li^{1,2}, QIN Zu-Zeng¹

(1 School of Chemistry & Chemical Engineering, Guangxi University, Nanning 530004, China;

2 School of Chemistry & Chemical Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China;

3 Yulin Normal University, Yulin, 537000 China)

Abstract: A series of different Sn/Ti proportion of the nanometer photo-ozone catalyst SnO₂/TiO₂ was prepared by deposition-precipitation method. The surface and structure of SnO₂/TiO₂ were characterized by X-ray diffraction (XRD), Ultraviolet visible and temperature programmed reduction (TPR). The decolorization of molasses fermentation wastewater was used as a probe reaction to study the effect of different Sn/Ti proportion and the calcinations temperature. The results indicate that optimum percentage of SnO₂ is 5% (mol) compared with TiO₂ and the optimal calcination temperature is 773 K. XRD and TPR showed that some Sn⁴⁺ was likely to enter into the TiO₂ lattice, and Sn-O-Ti bond was formed. Ultraviolet visible diffuse reflectance spectra showed that the absorption of light was obviously increased, and the catalytic activity of SnO₂/TiO₂ increasing should be attributed to the improvement of the ozone adsorption on SnO₂/TiO₂ surface. There may be close relationship between the catalytic activity of SnO₂/TiO₂ photo-ozone catalytic degradation of molasses fermentation wastewater and the adsorption- decomposition of ozone on catalyst surface, and the light only strengthen the catalytic oxidation effects of ozone. Using a 5% Sn proportion SnO₂/TiO₂, which calcined at 773 K for 2h, as catalyst, under a reaction condition of 300W ultraviolet light and ozone, the decolorization of molasses fermentation wastewater diluted to 20 times was 91. 29% after 60min.

Key words: Tin dioxide; Titanium dioxide; molasses fermentation wastewater; photocatalyst; ozonation