

文章编号: 1006-9941(2016)12-1168-05

过氧化氢增强紫外-臭氧降解偏二甲肼

徐泽龙, 张立清, 赵冰, 王莹, 吴翼

(中国酒泉卫星发射中心, 甘肃酒泉 732750)

摘要: 建立了氧化偏二甲肼(UDMH)废水的 H_2O_2 -UV- O_3 氧化体系。以偏二甲肼和化学需氧量(COD)的去除率为检测指标, 用正交实验确定了反应的主要影响因素和最佳工艺组合。比较了 O_3 、UV- O_3 、UV- H_2O_2 、 H_2O_2 -UV- O_3 四种反应体系的降解情况。初步探讨了中间产物的变化规律。结果表明: 在 pH=9.0, 鼓气处理 24 h, 臭氧投加速率 $19.6 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$, 过氧化氢与偏二甲肼的物质的量之比为 5:1, 紫外线类型 VUV+UV-C, 反应时间 1.5 h 的条件下, 偏二甲肼废水(质量分数 1%)中偏二甲肼去除率和 COD 去除率可分别达到 99.99% 和 99.30%。

关键词: 偏二甲肼(UDMH); 臭氧; 紫外线; 过氧化氢

中图分类号: TJ55; X131.2

文献标志码: A

DOI: 10.11943/j.issn.1006-9941.2016.12.006

1 引言

偏二甲肼(UDMH)因其高稳定性、高燃烧热值和高比冲的特点, 广泛应用于导弹和航天领域^[1]。在偏二甲肼生产、运输和使用过程中, 会产生大量的偏二甲肼废水, 在废水氧化过程中产生的偏脞、四甲基四氮烯、亚硝基二甲胺、甲醛等, 具有较高的毒性和稳定性, 且具有致癌性和致突变性^[2-4], 对环境造成严重的影响。

目前, 对偏二甲肼废水的处理方法主要包括: 自然降解法、物理吸附法、催化氧化法和一些高级氧化处理方法^[5-6]。自然降解法、物理吸附法和催化氧化法等方法存在处理不彻底、中间产物多等缺点。Fenton 氧化法和臭氧氧化法属于高级氧化处理方法, 可氧化分解许多难降解的有机物, 近年来在废水处理领域得到了广泛的研究和应用^[7-10]。但是在处理偏二甲肼废水时, 单独的臭氧氧化处理会在氧化初期产生大量的重氮化合物, 反应体系复杂, 且有很多难降解的中间产物^[11]。利用紫外线与臭氧的协同作用处理偏二甲肼废水, 处理速度可提高百倍以上^[12], 但是仍然存在少量中间产物难以降解。过氧化氢与紫外线和臭氧均有协同作用, 添加了过氧化氢的紫外-臭氧氧化体系可以明显提高有机物的降解效率, 而此种方法对偏二甲肼的作用尚未有相关报道。

收稿日期: 2016-05-17; 修回日期: 2016-07-03

作者简介: 徐泽龙(1990-), 男, 工程师, 主要从事推进剂污染治理研究。e-mail: 422412620@qq.com

在清洗偏二甲肼铁路槽车时, 会产生大量的质量分数为 0.6% ~ 1.1% 的偏二甲肼废水。单纯的臭氧氧化法或臭氧-紫外联合氧化法已经不能满足偏二甲肼废水处理的实际需求。因此, 有必要对高浓度偏二甲肼废水的处理方法进行研究。为此, 本研究建立了偏二甲肼废水处理的新方法, 将废水与过氧化氢混合后鼓气处理, 再进行紫外-臭氧氧化处理, 该方法对间歇式处理高浓度偏二甲肼废水具有一定借鉴意义。

2 实验部分

2.1 试剂与仪器

HP8453E 紫外-可见分光光度计; Agilent7890A-5975C 气相色谱-质谱联用仪; Agilent7693A 自动进样器; 色谱柱: DB-1701 毛细管色谱柱(30 m×0.25 mm×0.25 μm)。

偏二甲肼废水: 使用偏二甲肼样品与去离子水配制, 质量分数 1%, 使用的偏二甲肼样品中各组分的质量分数分别为: 偏二甲肼, 99.59%; 水, 0.03%; 二甲胺, 0.06%; 偏脞, 0.22%。过氧化氢: 30% (分析纯, 上海桃浦化工厂); 饱和氢氧化钠溶液: 使用氢氧化钠(分析纯, 天津北联试剂厂)与去离子水配制。

2.2 实验装置与流程

实验采用间歇式处理方法处理偏二甲肼废水, 使用内径 400 mm, 高 1500 mm 的 316 L 不锈钢反应器。臭氧发生器(产量 20 g/h, 出口浓度 100 ~ 120 mg·L⁻¹); 真空紫外(VUV)灯管(HANOVIA, 功率 120 W, 波长

185 nm 紫外光 95% 以上, 紫外光强度 $375 \mu\text{W} \cdot \text{cm}^{-2}$); UV-C 波段紫外灯管 (HANOVIA, 功率 120 W, 波长 254 nm 紫外光 95% 以上, 紫外光强度 $375 \mu\text{W} \cdot \text{cm}^{-2}$)。实验装置图如图 1 所示。

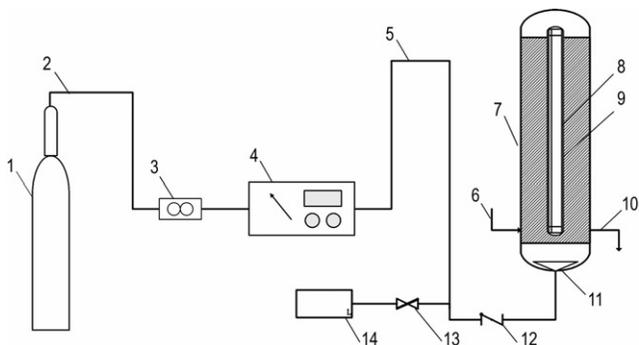


图 1 紫外-臭氧氧化装置图

1—氧气钢瓶, 2—氧气管路, 3—流量计, 4—臭氧发生器, 5—臭氧管路, 6—污水入口, 7—不锈钢反应器, 8—紫外灯管, 9—石英套管, 10—污水出口, 11—曝气盘, 12—止回阀, 13—检测阀, 14—臭氧浓度监测器

Fig.1 Showing of UV-ozone oxidize device

1—oxygen cylinder, 2—oxygen line, 3—flowmeter, 4—ozone generator, 5—ozone line, 6—waste water inlet, 7—stainless steel reactor, 8—ultraviolet lamp, 9—quartz tube, 10—waste water outlet, 11—aeration diffuser, 12—check valve, 13—detection valve, 14—ozone concentration detector

实验流程: 将配制的偏二甲肼废水倒入不锈钢反应器中, 加入一定量的过氧化氢, 再使用饱和氢氧化钠溶液调节体系 pH 至 9.0, 通入流量为 $1.1 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 的氧气, 对混合溶液鼓气搅拌 24 h。开启臭氧发生器和紫外灯管, 按设定条件进行实验。达到预定反应时间后, 取样分析。

2.3 分析测试方法

采用氨基亚铁氰化钠分光光度法测定偏二甲肼含量^[13], 乙酰丙酮分光光度法测定甲醛含量^[14], 重铬酸钾法测定 COD 含量^[15]。

降解产物使用气质联用仪进行定性分析, 测试条件: 进样量 $1 \mu\text{L}$; 分流进样, 分流比 1 : 40; 载气为高纯氮气, 流速 $1 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$; 进样口温度 $200 \text{ }^\circ\text{C}$; 程序升温: 柱温 $50 \text{ }^\circ\text{C}$ 保持 5 min, 以 $10 \text{ }^\circ\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ 升温至 $160 \text{ }^\circ\text{C}$, 恒温 3 min; EI 离子源电子能量 70 eV; 质量扫描范围: 29 ~ 180 amu; 离子源温度 $230 \text{ }^\circ\text{C}$ 。

3 结果与讨论

3.1 正交实验结果

结合相关资料^[16-19]以及前期大量的实验结果, 选

择对偏二甲肼废水处理影响最为显著的四个因素进行正交实验: 臭氧投加速率、过氧化氢与偏二甲肼的物质的量比、紫外线类型、反应时间。各因素取三个水平, 暂不考虑各因素之间的交互作用, 也不考虑混合水平, 选用 $L_9(3^4)$ 正交表。在实验中, 经过与过氧化氢混合后鼓气处理 24 h, 偏二甲肼去除率均大于 95%, 无法充分表征各因素水平对实验的影响, 故用 COD 去除率对实验结果进行表征, 实验设计和结果见表 1、表 2。

表 1 正交实验因素水平表

Table 1 Orthogonal experiment factors

level	factors			
	A ozone addition rate / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$	B H_2O_2 (molar ratio to UDMH)	C type of UV	D reaction time/h
1	5.35	5 : 1	VUV	0.5
2	12.5	10 : 1	UV-C	1.0
3	19.6	15 : 1	VUV+UV-C	1.5

表 2 正交实验结果表

Table 2 Orthogonal experiment results

No.	A ozone addition rate / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$	B H_2O_2 (molar ratio to UDMH)	C type of UV	D reaction time/h	COD removal efficiency /%
1	5.35	5 : 1	VUV	0.5	54.23
2	5.35	10 : 1	UV-C	1.0	51.35
3	5.35	15 : 1	VUV+UV-C	1.5	67.80
4	12.5	5 : 1	UV-C	1.5	64.72
5	12.5	10 : 1	VUV+UV-C	0.5	65.17
6	12.5	15 : 1	VUV	1.0	72.71
7	19.6	5 : 1	VUV+UV-C	1.0	99.00
8	19.6	10 : 1	VUV	1.5	98.14
9	19.6	15 : 1	UV-C	0.5	56.66
K_{1j}	57.79	72.65	75.03	58.69	
K_{2j}	67.53	71.55	57.58	74.35	
K_{3j}	84.60	65.72	77.32	76.89	
R_j	26.81	6.93	21.74	18.20	

从表 2 可以看出, 在相同的偏二甲肼浓度下, 一级反应速率常数随臭氧投加速率线性增大, 臭氧投加速率为氧化反应最显著的影响因素, 其次是紫外线类型、反应时间和物质的量比。实验得到的最佳配合为 $A_3B_1C_3D_2$, 正交实验的最佳配合应为 $A_3B_1C_3D_3$, 即采用臭氧投加速率 $19.6 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$, 过氧化氢与偏二甲肼物质的量比 5 : 1, 紫外线类型为 VUV+UV-C, 反应时间 1.5 h, 可以获得较高的去除率。在该条件

下,体系中的偏二甲肼去除率可达 99.99%,COD 去除率可达 99.30%。

3.2 四种反应体系的降解效果比较

在偏二甲肼的氧化过程中, O_3 、UV- O_3 、UV- H_2O_2 、 O_3 - H_2O_2 等组合会发挥不同的作用,本研究选择了 O_3 、UV- O_3 、UV- H_2O_2 、 H_2O_2 -UV- O_3 四种体系分别对偏二甲肼废水进行了氧化实验。

处理条件为臭氧投加速率 $19.6 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$,反应体系中有过氧化氢的,过氧化氢与偏二甲肼的物质的量比为 5:1;反应体系中有紫外线的,使用功率为 120 W 的一根真空紫外灯管和一根 UV-C 波段的紫外灯管,反应体积为 20 L,在 0,5,15,30,45,60,90 min 时对系统进行取样。选择偏二甲肼和 COD 的去除率作为检测指标。四种体系对废水中偏二甲肼的去除效果如图 2 所示。

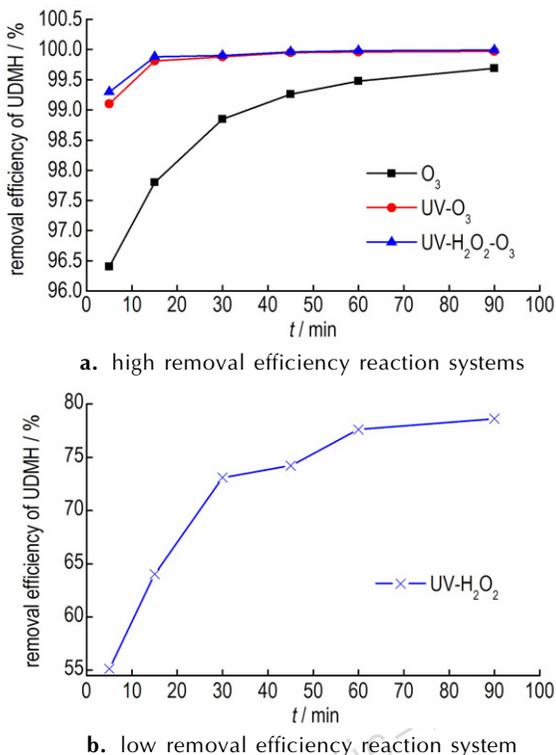


图 2 不同反应体系对废水中偏二甲肼的去除率

Fig. 2 Removal efficiency of UDMH in waste water of different reaction systems

由图 2 可知,单独的 O_3 体系和 UV- H_2O_2 体系对偏二甲肼的去除率比较低,在反应进行到 90 min 时达到 99.69% 和 78.62%。把臭氧和紫外线结合之后,偏二甲肼的去除率提高,90 min 时达到了 99.97%。引入过氧化氢之后的 UV- O_3 体系在 45 min 内偏二甲肼的去除率达到了 99.96%,在 90 min 时达到

99.99%。结果表明,在四种体系中,UV- O_3 体系和 H_2O_2 -UV- O_3 体系对偏二甲肼的去除效果较好。

同时,通过对比 60 min 时四种体系对废水中 COD 的去除效果发现。UV- O_3 体系和 H_2O_2 -UV- O_3 体系对 COD 去除效果要远高于单独的 O_3 体系和 UV- H_2O_2 体系。在 H_2O_2 -UV- O_3 体系中,不仅存在过氧化氢和紫外线的协同作用,还存在臭氧和紫外线的协同作用。在紫外光照作用下,过氧化氢会分解出大量的羟基自由基($OH \cdot$),偏二甲肼分子和臭氧分子也会分解产生大量的活化分子和游离基,成为引发剂,加速反应。所以该反应体系会大大提高体系中偏二甲肼和 COD 的去除率^[20]。由此可见,过氧化氢、臭氧和紫外线的结合显著提高了体系的氧化能力。

3.3 中间产物的变化规律

偏二甲肼废水降解过程中产生的中间产物很多,其中亚硝基二甲胺(NDMA)、甲醛(HCHO)、偏脒(FDH)和四甲基四氮烯(TMT)的毒性大而难以降解。因此,在处理过程中使用紫外-可见分光光度计分析了甲醛含量变化规律,用气质联用仪分析了反应过程中偏脒、四甲基四氮烯和亚硝基二甲胺的变化规律,本研究以各物质的峰面积变化指示物质含量的变化规律,不做定量分析,结果如图 3 所示。

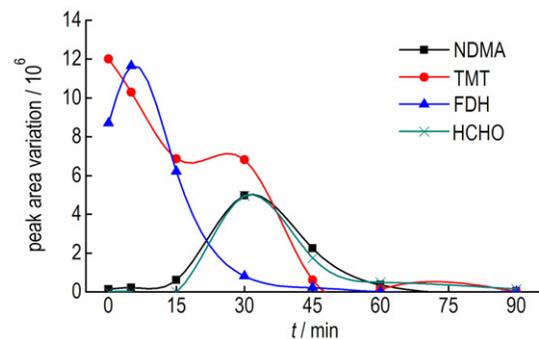


图 3 降解过程中中间产物的变化规律

Fig. 3 The change of intermediate product in degradation process

由图 3 可见,在过氧化氢鼓气处理 24 h 后,偏二甲肼废水中的偏脒含量和四甲基四氮烯含量达到峰值,在后续处理过程中含量逐步下降,45 min 时降至最低。说明过氧化氢产生的少量自由基只能促使偏二甲肼分子中 C-N 键的解离,偏脒和四甲基四氮烯是在过氧化氢处理过程中发生堆积的。当开始使用臭氧氧化时,因为 H_2O_2 -UV- O_3 体系的超强氧化能力,这两种产物才被迅速氧化,浓度急剧下降。

经过过氧化氢的预处理,体系中的偏二甲肼基本

被氧化分解,所以臭氧与废水接触后,不会再生成偶氮化合物,而溶液中的四甲基四氮烯会被迅速氧化分解生成甲胺、二甲胺、甲醛和氮气。在碱性条件下,臭氧可氧化分解甲胺和二甲胺,生成甲醛和部分亚硝酸盐、硝酸盐。所以在氧化反应的中末期,因为臭氧的氧化特性出现亚硝基二甲胺含量迅速上升的现象,随后进一步氧化,亚硝基二甲胺含量下降。

从图3可以发现,甲醛的变化曲线和四甲基四氮烯的变化曲线形状基本一致,区别在于四甲基四氮烯含量的峰值出现在5 min,而甲醛含量的峰值出现在30 min左右,这是因为在碱性条件下,四甲基四氮烯被臭氧氧化分解的主要产物是甲醛,所以在反应初期,四甲基四氮烯含量的迅速下降伴随着甲醛含量的迅速上升,到了反应后期,因为甲醛具有的强还原性,在紫外线照射下与臭氧反应生成甲酸和氧气,甲酸进一步生成二氧化碳和水,所以含量迅速下降。

4 结 论

(1) 正交试验确定了影响 H_2O_2 -UV- O_3 体系处理偏二甲肼废水反应的四个主要因素的显著水平,分别是臭氧投加速率>紫外线类型>反应时间>过氧化氢和偏二甲肼的物质的量比,其中臭氧投加速率对偏二甲肼和COD去除率影响最为显著。

(2) H_2O_2 -UV- O_3 体系处理质量分数1%的偏二甲肼废水,最佳反应条件为与过氧化氢混合后氧气鼓气处理24 h后,调节pH至9.0,在臭氧投加速率 $19.6 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$,过氧化氢与偏二甲肼的物质的量比5:1,紫外线类型为VUV+UV-C,反应时间1.5 h的条件下,废水中偏二甲肼去除率可达到99.99%,COD去除率可达到99.30%。

(3) 对比 O_3 、UV- O_3 、UV- H_2O_2 、 H_2O_2 -UV- O_3 四种反应体系对偏二甲肼废水的降解效果,发现 H_2O_2 -UV- O_3 体系对偏二甲肼废水氧化效果最好,该体系对偏二甲肼废水处理的中间产物具有同样高效的氧化能力,是一种经济高效的处理方法。

参考文献:

- [1] 王焯军,刘祥萱,王克军,等. 催化还原法处理偏二甲肼废水[J]. 含能材料, 2003, 11(4): 205-207.
WANG Xuan-jun, LIU Xiang-xuan, WANG Ke-jun, et al. Unsymmetrical dimethylhydrazine waste water treatment by catalytic reduction process[J]. *Chinese Journal of Energetic Materials (Hanneng Cailiao)*, 2003, 11(4): 205-207.
- [2] Ligou X, Menglv X, Cui H. Treatment of UDMH waste water by microwave catalytic oxidation process[J]. *Applied Mechanics*

and Materials, 2013; 1486-1489.

- [3] Torabiangaji M, Ghiasee R. Decontamination of unsymmetrical dimethylhydrazine wastewater by hydrodynamic cavitation-induced advanced Fenton process[J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2015: 257-265.
- [4] 国防科工委后勤部. 火箭推进剂监测防护与污染治理[M]. 长沙: 国防科技大学出版社, 1993: 650-788.
Rear Service Department of National Defence Scientific and Industrial Committee. Rocket propellant monitoring protection and pollution treatment[M]. Changsha: Publishing House of National University of Defense Technology, 1993: 650-788.
- [5] 袁贤鑫, 罗梦飞, 陈敏, 等. 净化含氮有机污染物的催化剂及工艺[J]. 环境科学, 1991, 13(1): 58-61.
YUAN Jun-xian, LUO Meng-fei, CHEN Min, et al. The catalysts and technologies of organic nitrogen pollutants degradation[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 1991, 13(1): 58-61.
- [6] 譙华, 周从直, 方学军, 等. 火箭推进剂废水的危害及其治理[J]. 后勤工程学院学报, 2004, (1): 55-58.
QIAO Hua, ZHOU Cong-zhi, FANG Xue-jun, et al. The harm and treatments of rocket propellant waste water[J]. *Journal of Logistical Engineering University*, 2004, (1): 55-58.
- [7] 张淑娟, 陈啸剑, 吴婉娥, 等. 微波强化Fenton降解偏二甲肼废水[J]. 含能材料, 2013, 21(4): 455-459.
ZHANG Shu-juan, CHEN Xiao-jian, WU Wan-e, et al. Degradation of unsymmetrical dimethylhydrazine with microwave enhanced Fenton[J]. *Chinese Journal of Energetic Materials (Hanneng Cailiao)*, 2013, 21(4): 455-459.
- [8] 卜晓宇, 刘祥萱, 刘博. 紫外光谱法探讨偏二甲肼废水氧化降解机理[J]. 含能材料, 2015, 23(10): 977-981.
BU Xiao-yu, LIU Xiang-xuan, LIU Bo. Oxidative degradation process of unsymmetrical dimethylhydrazine waste water by UV spectroscopy[J]. *Chinese Journal of Energetic Materials (Hanneng Cailiao)*, 2015, 23(10): 977-981.
- [9] 刘渊, 夏本立, 丛继信. 酸性氧化还原电位水降解偏二甲肼废水[J]. 含能材料, 2010, 18(3): 359-360.
LIU Yuan, XIA Ben-li, CONG Ji-xin. Degradation of UDMH waste water by electrolyzed oxidizing water[J]. *Chinese Journal of Energetic Materials (Hanneng Cailiao)*, 2010, 18(3): 359-360.
- [10] 贾瑛, 李毅, 张秋禹. UV-Fenton方法处理偏二甲肼废水[J]. 含能材料, 2009, 17(3): 365-368.
JIA Ying, LI Yi, ZHANG Qiu-yu. Degradation of unsymmetrical dimethylhydrazine waste water by UV-Fenton process[J]. *Chinese Journal of Energetic Materials (Hanneng Cailiao)*, 2009, 17(3): 365-368.
- [11] 王增玉, 张敏东. 难生物降解有机废水处理技术现状与发展[J]. 工业水处理, 2002, 22(12): 1-4.
WANG Zeng-yu, ZHANG Min-dong. Development and status of treatment technology of organic waste water containing refractory compounds[J]. *Industrial Water Treatment*, 2002, 22(12): 1-4.
- [12] 樊秉安, 任向红. 液体推进剂污染控制与资源回收利用[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2001: 2-50.
FAN Bing-an, REN Xiang-hong. Liquid propellant pollution control and resource recycling utilization[M]. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 2011: 2-50.
- [13] GB/T 14376-93 水质偏二甲肼的测定氨基亚铁氰化钠分光光度法[S]. 北京: 中国标准出版社, 1993.

- GB/T 14376-93 water quality-Determination of unsymmetrical dimethylhydrazine-Amino ferrocyanide sodium spectrophotometric method[S]. Beijing: China Standards Press, 1993.
- [14] HJ 601-2011 水质甲醛的测定乙酰丙酮分光光度法[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1993.
- HJ 601-2011 water quality-Determination of formaldehyde-Acetyl acetone spectrophotometric method[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 1993.
- [15] GB 11914-9 水质化学需氧量的测定重铬酸钾法[S]. 北京: 中国标准出版社, 1989.
- GB 11914-89 water quality-Determination of chemical oxygen demand-Dichromate method[S]. Beijing: China Standards Press, 1989.
- [16] 王晓晨, 张彭义. 真空紫外光臭氧降解偏二甲肼的研究[J]. 环境工程学报, 2009, 3(1): 57-61.
- WANG Xiao-chen, ZHANG Peng-yi. Degradation of unsymmetrical dimethylhydrazine by O_3 / UV[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2009, 3(1): 57-61.
- [17] 王晓晨. 偏二甲肼的臭氧紫外光降解研究[D]. 北京: 清华大学, 2008.
- WANG Xiao-chen. Degradation of unsymmetrical dimethylhydrazine by O_3 / UV[D]. Beijing: Tsinghua University, 2008.
- [18] 王焯军, 刘祥莹, 郭和军, 等. 气相色谱/质谱法分析偏二甲肼初期氧化产物[J]. 含能材料, 2004, 12(2): 89-92.
- WANG Xuan-jun, LIU Xiang-xuan, GUO HE-jun, et al. GC-MS Analysis of unsymmetrical dimethylhydrazine and its initial oxidation products[J]. *Chinese Journal of Energetic Materials (Hanneng Cailiao)*, 2004, 12(2): 89-92.
- [19] 董里. 2, 4-D 废水的臭氧, 臭氧、双氧水处理技术研究[D]. 浙江: 浙江大学, 2004.
- DONG Li. Degradation of 2, 4-D by O_3 , O_3/H_2O_2 [D]. Zhejiang: Zhejiang University, 2004.
- [20] 冯欣欣, 杜尔登, 郭迎庆, 等. UV/ H_2O_2 降解羟苯甲酮反应动力学及影响因素[J]. 环境科学, 2015, 36(6): 2129-2136.
- FENG Xin-xin, DU Er-deng, GUO Ying-qing, et al. Degradation of organic sunscreens 2-hydroxy-4-methoxybenzophenone by UV/ H_2O_2 process: kinetics and factors[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2015, 36(6): 2129-2136.

Degradation of Unsymmetrical Dimethylhydrazine Waste Water by Hydrogen Peroxide Enhanced UV-Ozone Process

XU Ze-long, ZHANG Li-qing, ZHAO Bing, WANG Ying, WU Yi

(Jiuquan Satellite Launch Centre, Jiuquan 732750, China)

Abstract: Oxidation system of H_2O_2 -UV- O_3 to oxidize the unsymmetrical dimethylhydrazine (UDMH) waste water was established. Using the removal efficiencies of UDMH and chemical oxygen demand (COD) as the detection indexes, the main factors affecting the reaction and the optimal technological conditions were determined through an orthogonal experiment. The degradation efficiencies of four systems: O_3 system, UV- O_3 system, UV- H_2O_2 system and H_2O_2 -UV- O_3 system were compared. The variation law of intermediate products was explored preliminarily. Results show that: the removal efficiencies of UDMH and COD in UDMH waste water (mass fraction, 1%) can reach up to 99.99% and 99.30%, respectively in the following conditions: air blows in hydrogen peroxide at pH 9.0 for 24 h, ozone addition rate is $19.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$, molar ratio of hydrogen peroxide to UDMH is 5 : 1, the ultraviolet type is VUV+UV-C, the reaction time is 1.5 h.

Key words: unsymmetrical dimethylhydrazine (UDMH); ozone; ultraviolet; hydrogen peroxide

CLC number: TJ55; X131.2

Document code: A

DOI: 10.11943/j.issn.1006-9941.2016.12.006