

高泽晨. 紫外/高锰酸钾高级氧化技术去除饮用水中碘帕醇的特性分析[J]. 净水技术, 2025, 44(4): 56-61.

GAO Z C. Analysis of UV/permanaganate advanced oxidation technology for iopamidol removal in drinking water [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(4): 56-61.

紫外/高锰酸钾高级氧化技术去除饮用水中碘帕醇的特性分析

高泽晨*

(上海市市政工程设计研究总院<集团>有限公司, 上海 200092)

摘 要 【目的】 饮用水源中频繁检出的碘代造影剂已成为供水行业关注的热点,由于水厂常规处理工艺难以有效应对,高级氧化工艺因其氧化能力强而具有潜在的应用前景。【方法】 文章系统研究了典型碘代造影剂在紫外/高锰酸钾高级氧化作用下的降解特性,试验选取了碘代造影剂中广泛应用的碘帕醇作为目标污染物,考察了不同 pH、高锰酸钾投加量、腐植酸浓度等条件下碘帕醇的降解规律。【结果】 结果表明,紫外/高锰酸钾高级氧化技术可快速有效去除水中碘帕醇[拟一级反应速率常数(k_{obs}) = 0.003 71 cm²/mJ],单独紫外和单独高锰酸钾氧化的 k_{obs} 分别为 0.001 13 cm²/mJ 和 0;随着 pH 值由 5.0 升高至 9.0,碘帕醇降解速率明显变慢(下降了 58.42%);不同高锰酸钾投加量下,碘帕醇去除速率随投加量增大而加快,但增幅却明显减缓;不同腐植酸背景浓度下,碘帕醇的降解速率随腐植酸浓度的增加而降低。【结论】 紫外/高锰酸钾高级氧化技术的反应机理主要是依靠高锰酸钾光解产生的活性物质的作用,中性和偏酸性条件更有利于紫外/高锰酸钾高级氧化技术降解碘帕醇,但是,具体最佳工艺参数需结合实际工程水质条件进一步试验确定。

关键词 碘帕醇 紫外(UV)/高锰酸钾 高级氧化技术 竞争动力学 饮用水处理

中图分类号: TU991 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-0177(2025)04-0056-06

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.04.007

Analysis of UV/Permanganate Advanced Oxidation Technology for Iopamidol Removal in Drinking Water

GAO Zechen*

(Shanghai Municipal Engineering Design Institute <Group> Co., Ltd., Shanghai 200092, China)

Abstract [Objective] Iodinated contrast medias have been continuously detected in the drinking water sources, which has become a growing concern in the water supply industry. In the context of non-effective treatment by conventional processes in drinking water treatment plants, advanced oxidation processes has potential application prospects due to their strong oxidation ability. [Methods] The degradation of typical iodinated contrast media during the ultraviolet (UV)/permanganate advanced oxidation was investigated systematically in this paper. In the experiment, the performance of iopamidol degradation under different experimental conditions (different pH, permanganate dosages and concentrations of humic acid) was studied in detail. [Results] The result showed that the UV/permanganate advanced oxidation technology could effectively degrade iopamidol [pseudo-first-order constants (k_{obs}) = 0.003 71 cm²/mJ], the k_{obs} of UV alone and permanganate oxidation was 0.001 13 cm²/mJ and 0, respectively). The degradation rate decreased by 58.42% with pH value increasing from 5.0 to 9.0. Moreover, the higher initial dosage of permanganate was applied, the faster degradation of iopamidol was found. Notably, the degradation rate of iopamidol during the UV/permanganate advanced oxidation was inhibited with the addition of humic acid. [Conclusion] The main reaction mechanism of iopamidol degradation during the UV/permanganate advanced oxidation is due to the formation of reactive species from permanganate photolysis, and the degradation of iopamidol is favored under neutral and acidic conditions. However, the specific optimal parameters need further tests based on actual water quality conditions.

Keywords iopamidol ultraviolet(UV)/permanganate advanced oxidation technology competitive kinetics drinking water treatment

[收稿日期] 2023-10-14

[基金项目] 上海市青年科技启明星培育(扬帆专项)项目(22YF1444500);上海市市政工程设计研究总院(集团)有限公司科研项目(K2022J028A)

[通信作者] 高泽晨(1995—),男,博士研究生,研究方向为给水工程设计咨询与技术研发,E-mail: 654500951@qq.com。

碘代造影剂是目前最惰性和高稳定性的个人护理品之一,在医学上被广泛用于软组织(例如器官、静脉、血管等)成像,全世界每年消耗量大约为 $3.5 \times 10^6 \text{ kg}$ ^[1],其分子结构稳定、亲水性强、极性高、蛋白结合能力低,进入人体后 24 h 内发生代谢,95% 以上通过尿和粪便排出人体,然而该物质在污水厂处理过程中难以彻底去除。因此,污水处理厂出水和地表河流中碘代造影剂的检出频率不断升高,检出质量浓度可高达 $100 \mu\text{g/L}$ ^[2-3]。尽管其本身没有毒性,但是碘代造影剂已被证实是导致饮用水中氯化物和氯胺化消毒时生成高致毒性碘代消毒副产物的重要有机碘源^[4]。而碘帕醇则由于具有较高的生物稳定性和溶解度(20°C 下为 $1.20 \times 10^5 \text{ mg/L}$)^[5],成为目前水环境中最常检测到的碘代造影剂,其在原水($2.7 \mu\text{g/L}$)、污水处理厂的出水($16 \mu\text{g/L}$)、地表水($2.4 \mu\text{g/L}$)和河水($0.49 \mu\text{g/L}$)中均有检出^[3,6]。研究^[7-8]表明,传统水处理工艺(如混凝、沉淀、过滤等)无法有效去除碘帕醇(去除率低于 35%),臭氧氧化、氯化以及氯胺化等技术对其去除效果也不理想^[9-10]。因此,需要找到一种高效的水处理技术去除水中残留的碘帕醇。

近年来,高级氧化技术成为控制水中污染物的研究热点,国内外学者围绕紫外/过氧化氢、臭氧/过氧化氢、紫外/自由氯等高级氧化技术去除水中碘帕醇进行了深入研究,虽然这些技术均对碘帕醇表现出较好的去除效能,但是其在实际水质背景下的应用仍需进一步探究^[11]。而近期研究发现紫外/高锰酸钾技术也可产生活性羟基自由基和含锰过氧化物等,该体系具有较强氧化性,可有效降解水中硝基苯、苯甲酸、对苯二甲酸、氯苯甲酸、二甲苯氧庚酸和萘啶酸等污染物^[12]。相比于臭氧和自由氯(可能产生高致毒性副产物)、高铁酸盐(成品纯度低)等氧化剂,高锰酸钾由于成本低、稳定性好、高致毒性副产物风险低、适用水质条件范围广等特性,被广泛用作氧化剂去除水体中有机污染物^[13-14];而紫外消毒作为一种绿色技术也逐渐在水厂中推广使用。因此,紫外和高锰酸钾二者联用可在现有水厂工艺流程中实现,且较紫外与其他氧化剂的组合使用在实际应用方面具有一定优势(如成本低、适用性广等)。然而,紫外/高锰酸钾技术体系尚处于初步研究阶段,缺乏对碘帕醇等污染物的研究成果。因此,紫外/高锰酸钾技术对碘帕醇的去

除效能以及去除碘帕醇过程中的影响因素等方面均亟待研究分析。

在此背景下,文章着力于研究紫外/高锰酸钾处理技术对水中碘帕醇的去除特性,明确技术参数以及不同水质情况对紫外/高锰酸钾技术去除碘帕醇效能的影响,研究成果对于更好地实现饮用水中碘帕醇等污染物的高效去除,具有极其深远的意义。

1 试验材料和方法

1.1 试验试剂与仪器

试验中使用的硫酸、氢氧化钠、磷酸二氢钾、抗坏血酸、高锰酸钾等无机试剂均为优级和分析纯试剂,购自国药集团化学试剂有限公司(上海)。试验用乙腈为色谱纯试剂,购自 J. T. Baker(美国)公司。试验中所需要使用的碘帕醇为色谱纯标准品(纯度大于 99.6%)购自于美国 U. S. Pharmacopeial Convention(Rockville, MD)公司。腐植酸(humic acid, HA II, Cat. No. 2S101 H)购自于美国 International Humic Substances Society(IHSS, Suwannee River)。试验配制的溶液均采用超纯水配制,超纯水由 Milli-Q(reference 型,美国 Millipore 公司)纯水机制备。

碘帕醇采用高效液相色谱法测定,仪器为 Waters e2695-2489 液相色谱仪,色谱柱采用 Waters XTerra C18 色谱柱($4.6 \text{ mm} \times 250 \text{ mm}, 5 \mu\text{m}$),流动相采用乙腈和超纯水(体积比为 1:9)。pH 的测定使用仪器为 SensIon4 pH 计(HACH, USA)。紫外光强采用 UVB 紫外辐照仪(北京师范大学光电仪器厂)在 254 nm 处测定,溶液中投加的紫外辐照剂量由紫外光照强度乘以辐射暴露时间计算得到(300 mJ/cm^2 对应时间为 1 434 s)。

1.2 试验方法

取 50 mL 超纯水配制好的碘帕醇溶液于清洁烧杯中,并将烧杯置于磁力搅拌器上搅拌。加入磷酸二氢钾-氢氧化钠缓冲液,使得水样缓冲液的浓度达到 5 mmol/L 。用合适浓度的硫酸和氢氧化钠溶液准确快速调节水样 pH 至设计的 pH。然后将水样倒入石英玻璃培养皿中,加入一定量的高锰酸钾后快速放入紫外反应器进行紫外照射并计时,紫外/高锰酸钾试验采用的紫外辐照反应器为准平行光紫外反应器,配备飞利浦低压紫外灯,其

功率为 11 W。分别在 0、239、478、717、956、1 195、1 434 s 照射结束后取出石英玻璃培养皿,并取样测试所需指标。

试验中使用的腐植酸储备液配制方法如下:

(1)溶解 40 mg 腐植酸于 500 mL 超纯水中并搅拌 1 h;(2)当腐植酸固体完全溶解后,将溶解液移至 1 000 mL 量瓶中,并加入超纯水定容至 1 000 mL;(3)将定容后的溶液反复倒置 3~5 次后用 0.45 μm 的醋酸纤维膜(上海安谱有限公司)过滤去除水中悬浮固体,将滤后液体储存于棕色容器瓶中,然后放置于 4 $^{\circ}\text{C}$ 冰箱中保存。

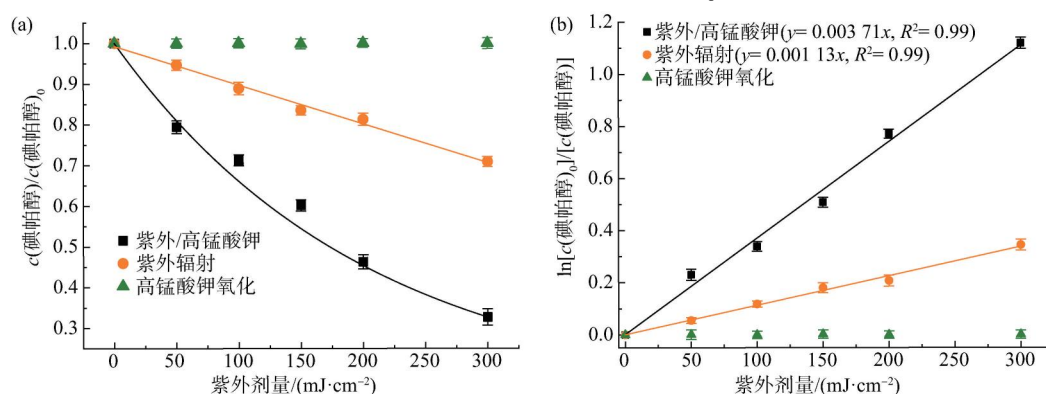


图 1 紫外/高锰酸钾体系中 (a) 碘帕醇的降解效果; (b) 降解动力学变化规律

Fig. 1 (a) Degradation Effects; (b) Degradation Kinetics Variation Law; of the Iopamidol during UV/Permanganate Process

如图 1(a) 所示,随着紫外辐照剂量的增加,单独高锰酸钾氧化无法有效降解碘帕醇,但在单独紫外辐射和紫外/高锰酸钾组合体系中碘帕醇浓度逐渐降低。紫外照射对碘帕醇的降解可归因于碘帕醇自身较高的摩尔吸光系数[22 700 L/(mol·cm)]^[15],即碘帕醇易于光解。但值得注意的是,紫外/高锰酸钾组合技术降解碘帕醇的效果明显优于单独紫外辐射,当紫外辐照剂量达到 300 mJ/cm² 时,碘帕醇的去除率为 67.34%,相比单独紫外辐射条件下提高了 38.22%,这说明紫外和高锰酸钾结合后强化了体系的氧化能力。根据此前文献^[12-13,16-17],紫外/高锰酸钾组合体系已被证实是一种高级氧化体系,紫外光解高锰酸钾可诱发产生羟基自由基(非选择性氧化物)和含锰过氧化物[选择性氧化物,其中去除污染物的锰元素形态主要有 Mn(III)、Mn(V)],其他价态锰元素以中间产物或最终产物形式存在,不影响污染物去除过程等活性物质。因此,在紫外/高锰酸钾组合体系中,除了紫外光降解碘帕醇外,高锰酸钾光解产生的活性物质也促进了碘帕醇的降解,

2 结果和讨论

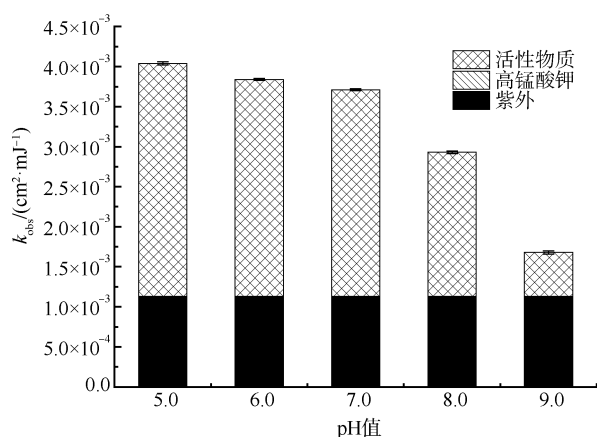
2.1 紫外/高锰酸钾技术降解碘帕醇的效能

试验控制碘帕醇的初始浓度为 10 $\mu\text{mol/L}$,磷酸盐缓冲溶液初始浓度为 5 mmol/L,初始 pH 值=7.0,反应温度控制为 25 $^{\circ}\text{C}$,高锰酸钾投加量为 100 $\mu\text{mol/L}$,加入高锰酸钾后马上进行紫外照射,低压汞灯紫外照射强度为 210 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$,分别在紫外辐照剂量为 50、100、150、200 mJ/cm² 和 300 mJ/cm² 时测定碘帕醇浓度,单独紫外辐射、单独高锰酸钾氧化和紫外/高锰酸钾组合体系试验结果如图 1 所示。

大大提高了碘帕醇的降解效果。此外,分析试验数据发现, $\ln[c(\text{碘帕醇})_0/c(\text{碘帕醇})]$ 与紫外剂量之间呈线性关系[图 1(b)],这说明可以认为碘帕醇的单独紫外辐射降解反应和紫外/高锰酸钾组合高级氧化反应是拟一级反应。由图 1(b) 可知,碘帕醇降解的拟一级反应速率常数(k_{obs})大小顺序为紫外/高锰酸钾组合技术($k_{\text{obs}} = 0.00371 \text{ cm}^2/\text{mJ}$) > 单独紫外辐射($k_{\text{obs}} = 0.00113 \text{ cm}^2/\text{mJ}$) > 单独高锰酸钾氧化($k_{\text{obs}} = 0$)。

2.2 pH 对紫外/高锰酸钾技术降解碘帕醇效能的影响

污染物的降解机理和途径受水体 pH 影响很大,不同 pH 下活性物质的生成浓度也有所不同。为此,在其他试验条件不变的情况下(分别在紫外辐照剂量为 50、100、150、200 mJ/cm² 和 300 mJ/cm² 时测定碘帕醇浓度),控制高锰酸钾投加量为 100 $\mu\text{mol/L}$,在 pH 值为 5.0~9.0 的条件下考察不同 pH 下紫外/高锰酸钾高级氧化体系中碘帕醇的降解情况,试验结果如图 2 所示。



注:高锰酸钾直接降解碘帕醇 $k_{obs}=0$,图3(b)和图4同理。

图2 不同pH下紫外/高锰酸钾技术降解碘帕醇的 k_{obs} 变化规律

Fig. 2 Variation of Pseudo-First-Order Constants for Iopamidol Degradation during the UV/Permanganate Technology

由图2可知,不同pH下碘帕醇的降解情况明显不同(pH值由5.0升至9.0后碘帕醇降解速率下降了58.42%),这主要与不同pH下高锰酸钾光解产生的活性物质不同有关。在pH值为5.0~9.0时,紫外光解碘帕醇的 k_{obs} 基本不受影响(稳定为 $1.13 \times 10^{-3} \text{ cm}^2/\text{mJ}$),这是因为碘帕醇的酸性解离常

数(pK_a) = $10.7^{[1]}$,意味着碘帕醇的形态在所研究pH范围内不受影响,从而碘帕醇在不同pH下的光解效果基本不变。但是,随着pH增大(特别是水体pH值超过7.0),活性物质对碘帕醇降解的贡献是显著降低的(k_{obs} 从 $2.91 \times 10^{-3} \text{ cm}^2/\text{mJ}$ 降至 $5.50 \times 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{mJ}$),这可能是因为:一方面,高锰酸钾在中性和偏酸性条件下的光解产生活性物质浓度更高;另一方面,活性物质在不同pH下的反应速率常数也有所不同,具体反应机制尚需进一步确定。总之,中性和偏酸性条件下更有利于紫外/高锰酸钾技术降解碘帕醇。

2.3 高锰酸钾投加量对紫外/高锰酸钾技术降解碘帕醇效能的影响

为了研究紫外/高锰酸钾高级氧化体系中高锰酸钾投加量对碘帕醇降解的影响,试验控制碘帕醇的初始浓度为 $10 \mu\text{mol/L}$,磷酸盐缓冲溶液浓度为 5 mmol/L ,初始pH值=7.0,反应温度控制为 25°C ,高锰酸钾投加量分别为50、100、200 $\mu\text{mol/L}$,分别在紫外辐照剂量为50、100、150、200 mJ/cm^2 和300 mJ/cm^2 时测定碘帕醇浓度,碘帕醇浓度和 k_{obs} 的变化情况如图3所示。

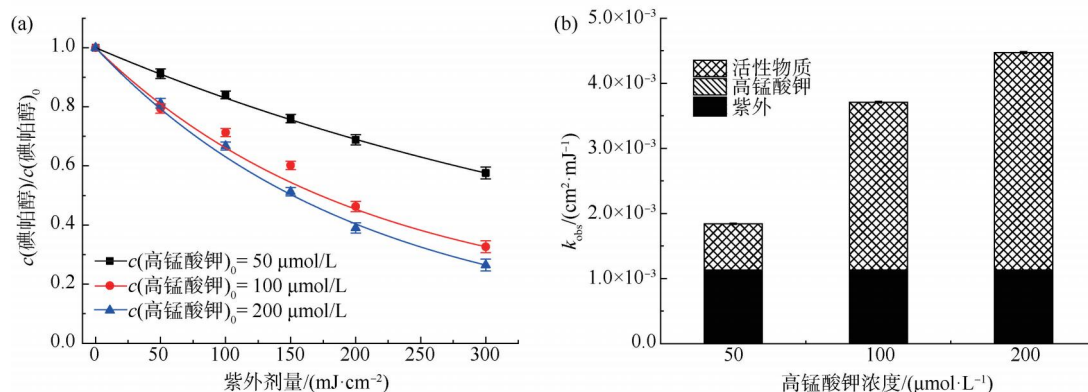


图3 不同高锰酸钾投加量下紫外/高锰酸钾技术对碘帕醇的(a)降解效果;(b)降解速率

Fig. 3 Iopamidol (a) Degradation Effects; (b) Degradation Rates; under Different Permanganate Dosages during UV/Permanganate Technology

由图3(a)可知,随着紫外照射剂量增加,碘帕醇浓度逐渐降低,并且随着高锰酸钾投加量的增大,碘帕醇的降解速率明显加快。对高锰酸钾投加量为50、100、200 $\mu\text{mol/L}$ 的试验结果用拟一级动力学模型拟合,不同高锰酸钾投加量下碘帕醇反应的 k_{obs} 如图3(b)所示。可以发现,高锰酸钾投加量增大通过提高活性物质浓度显著增加碘帕醇去除率。但是,当高锰酸钾投加量达到一定水平后,碘帕醇的去

除速率增幅减慢。这主要是因为:一方面,较高浓度的高锰酸钾阻碍紫外光在水中的透射率,从而一定程度上削弱了高锰酸钾光解;另一方面,过量的高锰酸钾会氧化低价态的锰元素,同时降低紫外光在体系内的穿透率(高锰酸钾在254 nm处的摩尔吸光系数为 $637 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{cm})$,从而减少活性氧化物质(如羟基自由基和含锰过氧化物)的产量^[18],从而导致碘帕醇去除速率增幅减慢。这说明当高锰酸钾

投加量足够时,紫外光强是影响紫外/高锰酸钾高级氧化技术效能的关键因素。

2.4 腐植酸浓度对紫外/高锰酸钾技术降解碘帕醇效能的影响

腐殖质类物质是地表水中天然有机物的主要部分^[19],水生系统中腐殖质类物质能强烈的吸收紫外光,研究水体中腐植酸存在的背景下紫外/高锰酸钾高级氧化技术对有机污染物的降解情况具有实际意义。试验控制碘帕醇的初始浓度为 10 $\mu\text{mol/L}$,磷酸盐缓冲溶液为 5 mmol/L,初始 pH 值 = 7.0,反应温度控制为 25 $^{\circ}\text{C}$,高锰酸钾投加量为 100 $\mu\text{mol/L}$,腐植酸质量浓度分别为 0、0.5、1.0、3.0 mg/L[对应波长为 254 nm 处的紫外吸光度(UV_{254})数值分别为 0、0.008、0.026、0.179 cm^{-1}],分别在紫外辐照剂量为 50、100、150、200 mJ/cm^2 和 300 mJ/cm^2 时测定碘帕醇浓度,碘帕醇的 k_{obs} 变化情况如图 4 所示。

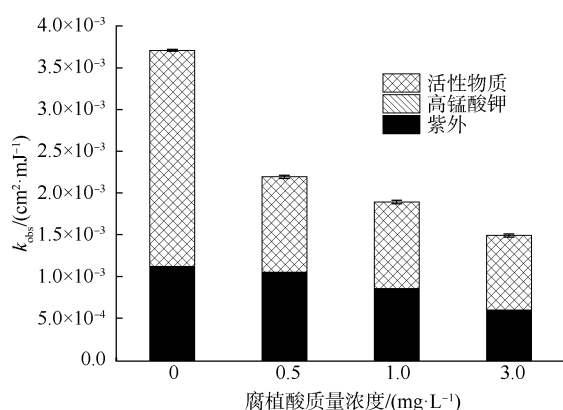


图4 不同腐植酸浓度下紫外/高锰酸钾技术降解碘帕醇的 k_{obs} 变化规律

Fig. 4 Variation of Pseudo-First-Order Constants for Iopamidol Degradation under Different Humic Acid Concentrations during the UV/Permanganate Technology

在腐植酸背景下,紫外/高锰酸钾高级氧化体系中碘帕醇的降解反应仍然是符合拟一级反应规律的。由图4可知,在腐植酸为背景下(腐植酸质量浓度=0.5、1.0 mg/L或3.0 mg/L, k_{obs} 分别为 2.20×10^{-3} 、 1.90×10^{-3} cm^2/mJ 或 1.50×10^{-3} cm^2/mJ)碘帕醇的降解速率较之超纯水背景下(腐植酸质量浓度=0, $k_{\text{obs}} = 3.71 \times 10^{-3}$ cm^2/mJ)有所减慢,对应腐植酸质量浓度=3.0 mg/L时下降了59.57%,这可能是腐植酸溶液较深的颜色所致(UV_{254} 数值增加)。腐植酸自身的颜色影响了紫外的透光率^[20],从而削弱了光子的传递效应,进而降低了紫外光解碘帕醇的效率,同时也降低了高锰酸钾的光解,减小了活性物质对碘帕醇的降解作用。此外,腐植酸自身也易与氧化物反应,故腐植酸可竞争反应高锰酸钾光解所产生的活性物质,从而削减活性物质对碘帕醇的降解作用。上述现象说明,当水体中有腐植酸存在时,将明显削弱紫外/高锰酸钾高级氧化技术去除碘帕醇的效能。因此,在实际应用中应注意这类水质条件的干扰。

弱了光子的传递效应,进而降低了紫外光解碘帕醇的效率,同时也降低了高锰酸钾的光解,减小了活性物质对碘帕醇的降解作用。此外,腐植酸自身也易与氧化物反应,故腐植酸可竞争反应高锰酸钾光解所产生的活性物质,从而削减活性物质对碘帕醇的降解作用。上述现象说明,当水体中有腐植酸存在时,将明显削弱紫外/高锰酸钾高级氧化技术去除碘帕醇的效能。因此,在实际应用中应注意这类水质条件的干扰。

3 结论

(1)紫外/高锰酸钾高级氧化技术能够有效去除水中碘帕醇,当紫外辐照剂量达到 300 mJ/cm^2 时,碘帕醇的去除率为 67.34%,相比单独紫外辐射和单独高锰酸钾氧化条件下分别提高了 38.22%和 67.34%。

(2)碘帕醇在紫外/高锰酸钾高级氧化体系中的降解反应符合拟一级动力学模型,其 k_{obs} 随水体 pH 增大而减小(特别是水体 pH 值超过 7.0 时显著下降),中性和偏酸性环境有利于紫外/高锰酸钾高级氧化技术去除水中碘帕醇。

(3)随着高锰酸钾投加量的增加,紫外/高锰酸钾高级氧化体系中碘帕醇的降解速率逐渐加快,但是,当高锰酸钾投加量达到一定水平时(超过 100 $\mu\text{mol/L}$),碘帕醇去除速率增幅减缓。

(4)对于反应体系中腐植酸的影响因素而言,碘帕醇在腐植酸存在条件下的去除速率更低,腐植酸质量浓度为 3.0 mg/L 条件下的 k_{obs} 较超纯水背景下(腐植酸质量浓度为 0)下降了 59.57%。因此,在采用紫外/高锰酸钾高级氧化技术去除水中碘帕醇时,应关注水中腐殖质的浓度水平。

参考文献

- [1] GAO Z C, LIN Y L, XU B, et al. Evaluating iopamidol degradation performance and potential dual-wavelength synergy by UV-LED irradiation and UV-LED/chlorine treatment [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 360: 806–816. DOI: 10.1016/j.cej.2018.12.022.
- [2] GENÇ F, KANDEMIRLI S G, KANDEMIRLI F. Theoretical B3LYP study on electronic structure of contrast agent iopamidol [J]. Acta Chimica Slovenica, 2021, 68(2): 320–331.
- [3] LUO C W, LI M A, CHENG X X, et al. Degradation of iopamidol by $\text{UV}_{365}/\text{NaClO}$: Roles of reactive species, degradation mechanism, and toxicology [J]. Water Research,

- 2022, 222; 118840. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118840.
- [4] DONG H Y, QIANG Z M, LIAN J F, et al. Deiodination of iopamidol by zero valent iron (ZVI) enhances formation of iodinated disinfection by-products during chloramination [J]. Water Research, 2018, 129: 319 – 326. DOI: 10.1016/j.watres.2017.11.032.
- [5] YALKOWSKY S H, HE Y, JAIN P. Handbook of aqueous solubility data [M]. Florida: CRC Press, 2013.
- [6] MAO Y X, DONG H Y, LIU S G, et al. Accelerated oxidation of iopamidol by ozone/peroxymonosulfate (O₃/PMS) process: Kinetics, mechanism, and simultaneous reduction of iodinated disinfection by-product formation potential [J]. Water Research, 2020, 173: 115615. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115615.
- [7] KORMOS J L, SCHULZ M, TERNES T A. Occurrence of iodinated X-ray contrast media and their biotransformation products in the urban water cycle [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(20): 8723–8732.
- [8] OOLTON R L, KOHN T, CWIERTNY D M. Pharmaceuticals and personal care products in effluent matrices: A survey of transformation and removal during wastewater treatment and implications for wastewater management [J]. Journal of Environmental Monitoring, 2010, 12(11): 1956–1978.
- [9] TIAN F X, XU B, LIN Y L, et al. Chlor (am) ination of iopamidol: Kinetics, pathways and disinfection by-products formation [J]. Chemosphere, 2017, 184: 489 – 497. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.06.012.
- [10] SEITZ W, JIANG J Q, SCHULZ W, et al. Formation of oxidation by-products of the iodinated X-ray contrast medium iomeprol during ozonation [J]. Chemosphere, 2008, 70 (7): 1238–1246.
- [11] LI J, JIANG J, PANG S Y, et al. Transformation of X-ray contrast media by conventional and advanced oxidation processes during water treatment: Efficiency, oxidation intermediates, and formation of iodinated byproducts [J]. Water Research, 2020, 185: 116234. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116234.
- [12] GUO K H, ZANG J S, LI A L, et al. Ultraviolet irradiation of permanganate enhanced the oxidation of micropollutants by producing HO• and reactive manganese species [J]. Environmental Science & Technology Letters, 2018, 5: 750 – 756. DOI: 10.1021/acs.estlett.8b00402.
- [13] YANG T, MAI J M, ZHU M Y, et al. Enhanced permanganate activation under UVA-LED irradiation: Unraveled mechanism involving manganese species and hydroxyl radical [J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(24): 17720–17731.
- [14] GUAN X H, HE D, MA J, et al. Application of permanganate in the oxidation of micropollutants: A mini review [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering in China, 2010, 4 (4): 405–413.
- [15] PEREIRA V J, WEINBERG H S, LINDEN K G, et al. UV degradation kinetics and modeling of pharmaceutical compounds in laboratory grade and surface water via direct and indirect photolysis at 254 nm [J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(5): 1682–1688.
- [16] THORNLEY W A, BITTERWOLF T E. Photochemistry of the permanganate ion in low-temperature frozen matrices [J]. Inorganic Chemistry, 2015, 54(7): 3370–3375.
- [17] ZIMMERMAN G. Photochemical decomposition of aqueous permanganate ion [J]. The Journal of Chemical Physics, 1955, 23: 825–832. DOI: 10.1063/1.1742130.
- [18] GUO K H, WEI W R, WU S N, et al. Abatement of structurally diverse micropollutants by the UV/permanganate process: Roles of hydroxyl radicals and reactive manganese species [J]. ACS Environmental Science & Technology Water, 2022, 2(4): 593–603.
- [19] GAO Z C, LIN Y L, XU B, et al. Effect of UV wavelength on humic acid degradation and disinfection by-product formation during the UV/chlorine process [J]. Water Research, 2019, 154: 199–209. DOI: 10.1016/j.watres.2019.02.004.
- [20] GAO Z C, LIN Y L, XU B, et al. A comparison of dissolved organic matter transformation in low pressure ultraviolet (LPUV) and ultraviolet light-emitting diode (UV-LED)/chlorine processes [J]. Science of the Total Environment, 2020, 702: 134942. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134942.

(上接第 55 页)

- YAN X S, LIU S Q. Water supply and drainage network system [M]. Beijing: Architecture & Building Press, 2008.
- [10] 王炳波. 复杂网络拓扑结构度量指标及应用研究 [D]. 西安: 西安电子科技大学, 2014.
- WANG B B. Research on the measurement index and application of complex network topology [D]. Xi'an: Xidian University, 2014.
- [11] 王炜, 徐吉谦, 杨涛. 城市交通规划理论及其应用 [M]. 南京: 东南大学出版社, 1998.
- WANG W, XU J Q, YANG T. Urban transport planning theory and its applications [M]. Nanjing: Southeast University Press, 1998.
- [12] 高天智, 陈宽民, 李凤兰. 城市轨道交通网络的拓扑结构分析 [J]. 长安大学学报 (自然科学版), 2018, 38(3): 97–106.
- GAO T Z, CHEN K M, LI F L. Topological analysis of urban rail transit network [J]. Journal of Chang'an University (Natural Science Edition), 2018, 38(3): 97–106.