

O_3/H_2O_2 工艺控制太湖原水中致嗅氨基酸

蔡璐阳^{1,2}, 黎雷^{1,2}, 于水利^{1,2}, 郭婧轩^{1,2}, 张天阳^{1,2}

(1. 同济大学环境科学与工程学院, 上海200092; 2. 上海污染控制与生态安全研究院, 上海200092)

摘要: 针对太湖原水中氨基酸氯化消毒后可能引发的嗅味问题, 采用太湖某水厂滤后水为研究对象, 考察了 O_3/H_2O_2 深度处理工艺对水中致嗅氨基酸的去除效果及影响因素。结果表明滤后水中致嗅氨基酸占总游离氨基酸的81.6%, 采用 O_3/H_2O_2 工艺降解致嗅氨基酸的最佳投量为 $1.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} O_3$ 和 $0.06\text{ mM } H_2O_2$, 去除率91.28%, 致嗅氨基酸浓度降至 $484.62\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$, 加氯消毒后几乎没有致嗅风险。水温 $10\sim 30^\circ\text{C}$ 范围内, O_3/H_2O_2 对致嗅氨基酸的去除率随温度升高而增大; pH=6~8范围内, 去除率随pH的升高而增大。另外, 该组合工艺较单独 O_3/H_2O_2 对溴酸盐的生成也有明显抑制作用。

关键词: 太湖; 嗅味; 致嗅氨基酸; O_3/H_2O_2 技术

中图分类号: X524

文献标志码: A

Control of Odor-related Amino Acids in Taihu Lake by O_3/H_2O_2 Process

CAI Luyang^{1,2}, LI Lei^{1,2}, YU Shuili^{1,2}, GUO Jingxuan^{1,2}, ZHANG Tianyang^{1,2}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Shanghai Institute of Pollution Control and Ecological Security, Shanghai 200092, China)

Abstract: With the off-flavor problem caused by chlorination of odor-related amino acids in Taihu Lake, the removal of O_3/H_2O_2 on odor-related amino acids in filtered water of a drinking water treatment plant of Taihu Lake and the impact factors were investigated. Result showed that the best dosages of O_3/H_2O_2 process were $1.5\text{ mg/L } O_3$ and $0.06\text{ mM } H_2O_2$, respectively, the removal rate of odor-related amino acids under the condition was up to 91.28%. The concentration of odor-related amino acids reduced to 484.62 ng/L , which has less potential of odorous problem during chlorination. Moreover, the bromate concentration reduced to $6.35\text{ }\mu\text{g/L}$, which was

lower than the limit of $10\text{ }\mu\text{g/L}$. The removal rate of odor-related amino acids by O_3/H_2O_2 process increased with the temperature, and in the range of pH 6-8, the efficiency of O_3/H_2O_2 on odor-related amino acids removal increased when pH increased.

Key words: Taihu Lake; taste and odor; odor-related amino acids; O_3/H_2O_2 technology

太湖是中国第三大淡水湖,也是多个城市数百万人的饮用水源。然而,在过去的几十年里,由于工业废水、农业径流和生活污水的随意排放,大量的营养物质被引入太湖,使太湖富营养化严重,并导致藻类的大量繁殖,藻类的代谢和死亡导致水中的有机物浓度升高^[1-4]。其中,氨基酸(Amino acids, AAs)作为藻类代谢的主要产物,是水体中溶解性有机氮(DON)的主要组成成分。由于传统的饮用水处理工艺及新型膜处理工艺在消毒过程前对低分子量的游离氨基酸(Free AAs, FAAs)去除效果不佳,FAAs会在氯化消毒过程产生极具危害的消毒副产物(Disinfection by-products, DBPs)^[5-8]。此外,有研究表明,某些FAAs氯化会生成具有嗅味的DBPs^[9-12],这类氨基酸被称为致嗅氨基酸(Odor-related AAs, OAAs)^[12]。OAAs的存在会造成水厂出水严重的嗅味问题,从而导致用户对饮用水安全产生质疑^[13-14]。

太湖某水厂以太湖为原水,目前其传统常规处理工艺并不能有效降解FAAs等低分子量有机物质,采用的臭氧活性炭深度处理工艺对FAAs的去除效果不稳定^[7],所以急需寻找出其他能有效去除OAAs的技术。高级氧化工艺目前被广泛应用于水处理领域,其中 O_3/H_2O_2 常被应用于饮用水深度处

收稿日期: 2021-07-06

基金项目: 国家自然科学基金(51678420, 51978484); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07502003-03, 2017ZX0710100204)

第一作者: 蔡璐阳(1995—),女,博士生,主要研究方向为饮用水处理技术。E-mail: luyangcai@tongji.edu.cn

通信作者: 黎雷(1984—),男,研究员,博士生导师,工学博士,主要研究方向为饮用水处理技术。

E-mail: lilei@tongji.edu.cn



论文
拓展
介绍

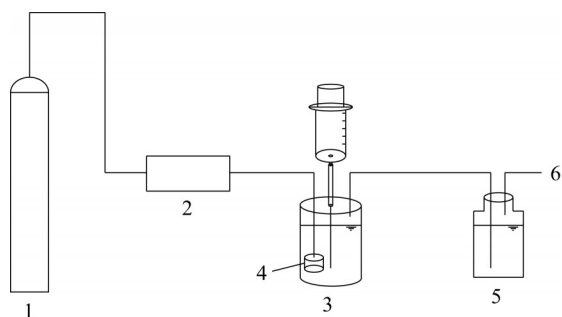
理中,可以氧化去除大部分有机物,包括饮用水中典型嗅味物质 2-MIB 和 GSM^[15-17]。但目前几乎没有关于 O₃/H₂O₂ 工艺去除 AAs 的研究。

因此,本文在前期识别太湖原水中 OAAs 的研究成果基础上^[9, 12],以太湖某水厂滤后水为研究对象,考察 O₃/H₂O₂ 对其中 OAAs 的去除效果及影响因素,以找出适用于处理太湖水的最佳投量及处理条件。

1 材料与方法

1.1 臭氧水制备装置

实验中的 O₃ 以臭氧水的形式投加,以便准确控制臭氧投加量,装置如图 1.1 所示:高纯氧气瓶 1 通过臭氧发生器 2 (COM-AD-01) 生成 O₃, O₃ 通过反应器 3 底部曝气头均匀曝气,与预先加入的 800 mL 超纯水均匀混合溶解,直至液相 O₃ 浓度达到平衡浓度 (大约 25 mg·L⁻¹),得到饱和臭氧水;利用吸光光度法测量饱和臭氧水的浓度,连续测量 5 次误差小于 10% 视为臭氧水达到稳定饱和状态。



1.高纯氧气瓶; 2.臭氧发生器; 3.臭氧水制备器;
4.曝气头; 5.KI 尾气吸收瓶; 6.气体排放

图 1 臭氧水制备装置

Fig 1 The ozonation experiment device

1.2 实验方法

1.2.1 水样采集

水样为太湖某水厂滤后水,其原水为太湖。采集滤后水样的水质特征见表 1。

表 1 太湖某水厂滤后水质特征

Tab. 1 Water quality characteristics of the filtered water from a drinking water treatment plant of Taihu Lake

pH	T/℃	DOC/(mg·L ⁻¹)	UV ₂₅₄ /cm ⁻¹	Br ⁻ /(μg·L ⁻¹)
7.4	22	3.44	0.043	175

1.2.2 O₃/H₂O₂ 实验

O₃/H₂O₂ 实验于 500 mL 锥形瓶中进行,在锥形瓶中加入 400 mL 水样,分别根据反应所需 O₃ 和 H₂O₂ 浓度计算所需臭氧水和 H₂O₂ 溶液体积,迅速用玻璃注射器从图 1.1 中的臭氧水制备器上的取样口抽取相应体积的臭氧水加入锥形瓶中,并加入 H₂O₂ 溶液,同时打开磁力搅拌器。之后按照设计反应时间从锥形反应器中取样 10 mL,加入过量硫代硫酸钠淬灭剩余氧化剂后进行氨基酸检测。

1.3 分析方法

1.3.1 AAs 检测

由于天然水体中 FAAs 含量较低,直接检测难度大,本课题组前期研究提出经固相萃取法富集后采用液相色谱-质谱/质谱 (HPLC-MS/MS) 检测水体中 FAAs 的方法^[9]。

首先拟对天然水体滤后可能存在的 20 种 FAAs 进行检测,包括:丙氨酸 (Ala)、缬氨酸 (Val)、赖氨酸 (Lys)、精氨酸 (Arg)、天冬酰胺 (Asp)、天冬氨酸 (Asp)、谷氨酰胺 (Glu)、谷氨酸 (Glu)、甘氨酸 (Gly)、组氨酸 (His)、异亮氨酸 (Ile)、亮氨酸 (Leu)、蛋氨酸 (Met)、鸟氨酸 (Orn)、苯丙氨酸 (Phe)、脯氨酸 (Pro)、丝氨酸 (Ser)、苏氨酸 (Thr)、色氨酸 (Try) 和酪氨酸 (Tyr)。之后基于前期对 OAAs 识别的研究成果^[12],筛选出滤后水中 OAAs,考察 O₃/H₂O₂ 工艺对其降解效果。

1.3.2 BrO₃⁻ 及 Br⁻ 检测

BrO₃⁻、Br⁻ 浓度采用离子色谱仪 (ICS-1000, Dionex) 测定。分别采用 Dionex Ion Pac AS-19 (4×250 mm) 和 Dionex Ion Pac AS-19 (4×50 mm) 型号的阴离子分析柱和阴离子保护柱, Dionex ASRS (4 mm) 阴离子抑制器,抑制电流为 50 mA。采用 EG40 淋洗液自动电解发射器在线产生 20 mM KOH 作为淋洗液,流速为 1.0 mL·min⁻¹。柱温 30 ℃,载气为 N₂。

2 结果与讨论

2.1 太湖某水厂滤后水 FAAs 的种类及浓度

常规水处理工艺中的混凝沉淀过程可以去除水中的大分子有机物,但是对小分子量物质,如 FAAs 去除效果较差^[5]。由图 2 可以看出,太湖某水厂滤后水中仍存在 11 种 FAAs,其中包含 Orn、Lys、Leu、Ile、Val、Phe 和 Pro 7 种 OAAs。总 FAAs (Total FAAs, TFAAs) 和总 OAAs (Total OAAs,

TOAAs)含量分别为6 810.85 ng·L⁻¹和5 558.0 ng·L⁻¹,TOAAs占TFAAs的比例高达81.6%。其中Orn含量达到2 231.83 ng·L⁻¹,占TFAAs的32.8%,而前期研究表明,Orn加氯消毒后产生臭味强度大^[12]。因此,若仅进行常规处理,滤后水中含量较高的OAAs直接加氯消毒会有很大的致嗅风险,需考虑采用其他工艺对OAAs进行有效去除。

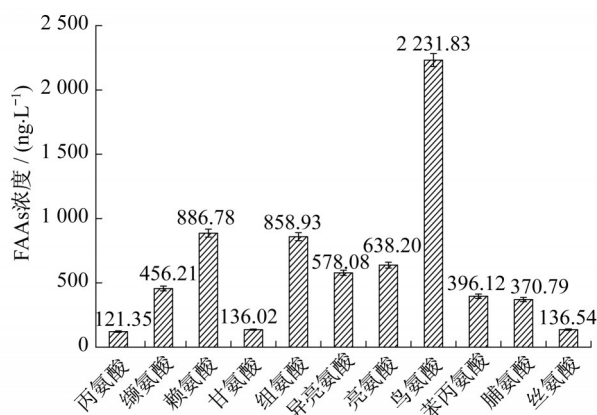


图2 滤后水FAAs种类及浓度

Fig 2 Species and concentrations of FAAs in filtered water

2.2 O₃/H₂O₂工艺对OAAs去除效果

2.2.1 单独O₃氧化

以太湖某水厂滤后水作为研究对象,分别研究1.0,1.5,1.7,2.0和3.0 mg·L⁻¹ O₃投加量对OAAs的去除情况,反应时间为30min。

图3是不同O₃投加量下滤后水TFAAs和TOAAs的去除情况。O₃投加量在2 mg·L⁻¹时,TFAAs和TOAAs的去除率均达到最高,分别为84.16%和92.58%,TOAAs的浓度已降至412.5 ng·L⁻¹,加氯消毒后几乎没有致嗅风险。

在O₃投加量为1.5 mg·L⁻¹时,TFAAs和TOAAs的去除率分别达到52.68%和67.45%,低于2 mg·L⁻¹ O₃投加量时的去除率,但若配合投加H₂O₂进行O₃/H₂O₂高级氧化处理,产生的OH·能进一步促进OAAs的降解,从而提高OAAs的去除率。因此,考虑经济效益,O₃/H₂O₂工艺拟采用的O₃投加量为1.5 mg·L⁻¹。

2.2.2 O₃/H₂O₂工艺

根据以上实验结果,取O₃投加量为1.5 mg·L⁻¹,加入0.06 mM H₂O₂,研究O₃/H₂O₂工艺对滤后水中OAAs的去除及BrO₃控制情况。

如图4a所示,在O₃/H₂O₂工艺处理后,TFAAs

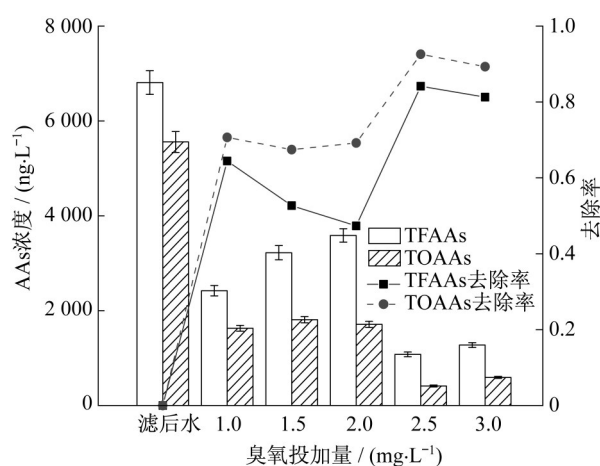


图3 不同O₃投加量下滤后水AAs的去除

Fig 3 Removal of AAs in filtered water under different initial O₃ dosages

和TOAAs的去除率分别为83.13%和91.28%,此时TOAAs的浓度已降低至484.62 ng·L⁻¹,加氯消毒后几乎没有致嗅风险,且该投加量下的去除效果几乎与2 mg·L⁻¹ O₃投加量下相同。

另外,该工艺对于BrO₃的生成也有抑制作用,如图4b所示,在投加0.06 mM H₂O₂后,BrO₃的生成较单独使用O₃工艺时有明显下降,降至6.35 μg·L⁻¹,低于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2006)中的限值10 μg·L⁻¹,可能是因为BrO₃是由HOBr和BrO⁻生成的,而该两种物质均产自分子态O₃氧化,H₂O₂的使用降低了分子态O₃的浓度^[18],从而阻断了BrO₃的直接生成途径。

因此,O₃/H₂O₂高级氧化技术能有效去除滤后水中TOAAs并能较好的抑制BrO₃的生成。

2.3 影响因素

2.3.1 H₂O₂投加量

根据O₃单独氧化实验结果,取O₃投加量为1.5 mg·L⁻¹,研究O₃/H₂O₂工艺在不同H₂O₂投加量下对滤后水中OAAs的去除及BrO₃控制情况。分别选择O₃和H₂O₂的摩尔浓度比为1:1、1:2和1:3(即1.5 mg·L⁻¹ O₃与0.03 mM、0.06 mM和0.12 mM H₂O₂)的情况,反应时间为30 min。

图5a是O₃/H₂O₂工艺在O₃投加量为1.5 mg·L⁻¹时,采用不同H₂O₂投加量对滤后水TFAAs和TOAAs的去除情况。在H₂O₂投加量为0.03 mM时,TFAAs和TOAAs浓度均略有升高,因为少量H₂O₂的加入降低了分子态O₃的浓度,导致分子态O₃对OAAs的去除效果减弱。此外,滤后水的TOC=3.44 mg·L⁻¹,其中除氨基酸外仍可能存在其他难降

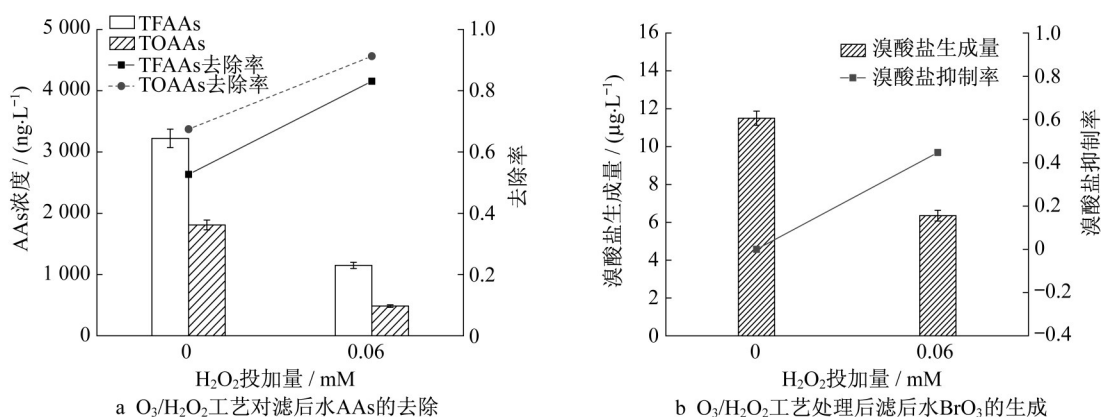


图4 $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ 工艺对滤后水AAs的去除及 BrO_3^- 的生成(O_3 投加量 = $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, H_2O_2 投加量 = 0.06 mM)

Fig 4 Removal of AAs by $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ process and BrO_3^- formation in filtered water (O_3 dosage = $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, H_2O_2 dosage = 0.06 mM)

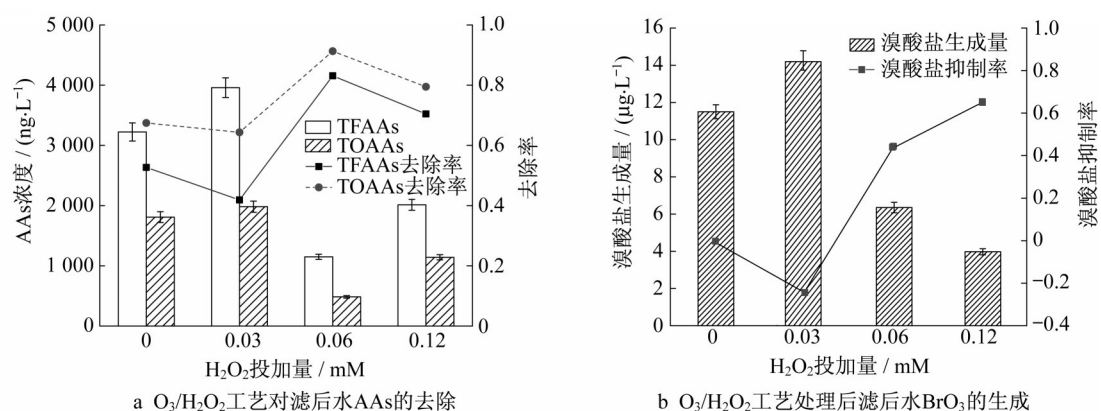


图5 $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ 工艺在不同 H_2O_2 投加量下对滤后水AAs的去除及 BrO_3^- 的生成(O_3 投加量= $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

Fig 5 Removal of AAs by $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ process and BrO_3^- formation in filtered water with different initial H_2O_2 dosages (O_3 dosage = $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

解的有机物,因此,在 0.03 mM 的 H_2O_2 投加量下, H_2O_2 产生的少量 $\text{OH}\cdot$ 可能被水中的其他含量高或与 $\text{OH}\cdot$ 反应速率更快的有机物优先消耗,导致TFAAs和TOAAs的浓度上升。当 H_2O_2 投加量增加到 0.06 mM 时,TFAAs和TOAAs的去除率均达到最高,分别为 83.13% 和 91.28% ,此时TOAAs的浓度已降低至 $484.62 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$,加氯消毒后几乎没有致嗅风险,且该投加量下的去除效果几乎与 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ O_3 投加量下相同。而当 H_2O_2 投加量增加到 0.12 mM 时,TFAAs和TOAAs的去除效果反而减弱。

另外, H_2O_2 的投加对于 BrO_3^- 的生成也有抑制作用,如图5b所示, H_2O_2 投加量为 0.06 mM 时, BrO_3^- 的生成降至 $6.35 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,低于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2006)中的限值 $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,随着 H_2O_2 投加量增加到 0.12 mM ,体系中生成 BrO_3^- 的浓度进一步降低,可见在当前水质下,低浓度的

H_2O_2 对 BrO_3^- 的生成有促进作用,高浓度的 H_2O_2 对 BrO_3^- 的生成有抑制作用。这可能是由于该工艺中 H_2O_2 作用的两面性:(1) H_2O_2 会促进 O_3 分解产生 $\cdot\text{OH}$,从而促进 $\text{OH}\cdot$ 生成 BrO_3^- ^[19];(2) H_2O_2 浓度升高时,可继续与 $\text{OH}\cdot$ 反应消耗 $\text{OH}\cdot$,同时可与 $\text{HOBr}/\text{BrO}\cdot$ 快速反应,以减少 BrO_3^- 的生成;(3) H_2O_2 可以降低分子态 O_3 的浓度^[18],减少了由分子态 O_3 氧化生成的 HOBr 和 $\text{BrO}\cdot$,从而阻断了 BrO_3^- 的直接生成途径。Urs von Gunte^[20]研究曾提出相似的结论,采用 $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Br^- 质量浓度, $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ O_3 投量,在 pH 为8的条件下, BrO_3^- 随着 H_2O_2 浓度的增加而增加,当 H_2O_2 浓度达到 $0.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, BrO_3^- 生成量达到最大值,然后随着 H_2O_2 浓度的增加而减少。

因此,对于当前水质, $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ 高级氧化技术的最佳投加量为: $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ O_3 和 0.06 mM H_2O_2 ,此时对该太湖水厂滤后水的TOAAs去除率达到

91.28%,其浓度降低至484.62 ng·L⁻¹,加氯消毒后几乎没有致嗅风险,且对BrO₃⁻的生成也有较好的抑制作用。

2.3.2 温度

根据上述结果,采用1.5 mg·L⁻¹ O₃和0.06 mM H₂O₂投加量,以滤后水作为对象,研究不同水温对O₃/H₂O₂去除OAAAs效果的影响。根据太湖四季的水温变化,分别调节水温为10℃、20℃和30℃。

图6是O₃投加量为1.5 mg·L⁻¹,H₂O₂投加量为0.06 mM时,在不同水温下滤后水中TFAAs和TOAAs的浓度以及去除率。由图可知,温度为10℃时,TFAAs和TOAAs的去除率均很低,因为在低温条件下,O₃分解产生OH·的速率相当缓慢,其氧化能力不能有效发挥;20℃时,TFAAs和TOAAs的去除率大幅增高;30℃时,TFAAs的去除率略有升高,但是TOAAs的去除率相比于20℃几乎未发生变化,可能是因为温度升高使O₃更容易从水中逸出,进而导致液相中O₃浓度的下降,进而影响其与AAs的反应。

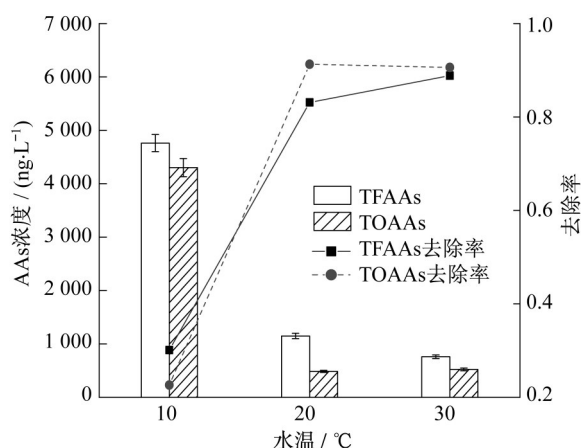


图6 温度对O₃/H₂O₂去除滤后水AAs的影响

Fig 6 Effect of temperature on AAs removal in filtered water during O₃/H₂O₂ process

2.3.3 初始pH

根据上述结果,以滤后水作为对象,研究不同初始pH对O₃/H₂O₂去除OAAAs效果的影响。采用1.5 mg·L⁻¹ O₃和0.06 mM H₂O₂投加量,并根据太湖四季的pH变化,分别调节初始pH为6.0、7.0和8.0。

图7为O₃投加量1.5 mg·L⁻¹,H₂O₂投加量0.06 mM时,在不同pH条件下滤后水中TFAAs和TOAAs的浓度以及去除率。由图可知,TFAAs和TOAAs的去除率均随pH的升高而增大,可能是因为pH越高O₃分解越快,产生OH·的速率也越快。

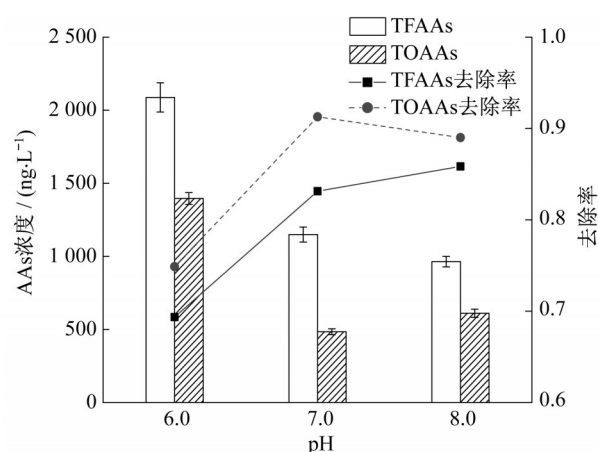


图7 初始pH对O₃/H₂O₂去除滤后水AAs的影响

Fig 7 Effect of initial pH (b) on AAs removal in filtered water during O₃/H₂O₂ process

3 结论

本文以太湖某水厂滤后水为对象,研究O₃/H₂O₂高级氧化技术对太湖OAAAs的去除效果,同时考察温度和pH的影响,得到以下主要结论:

(1)该太湖水厂滤后水中TFAAs和TOAAs含量分别为6 810.85 ng·L⁻¹和5 558.0 ng·L⁻¹,TOAAs占TFAAs的81.6%。滤后水中OAAAs包括:Orn、Lys、Leu、Ile、Val、Phe和Pro;

(2)对于单独O₃氧化处理,O₃投加量为2 mg·L⁻¹时,TFAAs和TOAAs的去除率均达到最高,分别为84.16%和92.58%,TOAAs浓度已降低至412.5 ng·L⁻¹;O₃投加量为1.5 mg·L⁻¹时,TFAAs和TOAAs的去除率分别达到52.68%和67.45%。由于O₃/H₂O₂高级氧化处理产生的OH·能进一步促进OAAAs的降解以提高去除率,考虑经济效益,O₃/H₂O₂工艺拟采用的O₃投加量为1.5 mg·L⁻¹;

(3)对于O₃/H₂O₂工艺,适用于太湖OAAAs去除的最佳投量为1.5 mg·L⁻¹ O₃和0.06 mM H₂O₂,此时,TFAAs和TOAAs的去除率均达到最高,分别为83.13%和91.28%,TOAAs浓度已降低至484.62 ng·L⁻¹,加氯消毒后几乎没有致嗅风险,该投加量下的去除效果几乎与2 mg·L⁻¹ O₃投加量下相同,且对BrO₃⁻的生成有明显抑制作用;

(4)在10℃~30℃范围内,温度越高,O₃/H₂O₂工艺对AAs的去除率越高。在pH=6~8的范围内,O₃/H₂O₂工艺对TFAAs和TOAAs的去除率均随pH的升高而增大。

作者贡献说明:

蔡璐阳:制定研究方案,开展实验和论文撰写。

黎雷:提供技术指导和全文审阅修改。

于水利:提供思路,研究支持和全文审阅修改。

郭婧轩:开展实验和数据处理。

张天阳:论文审阅。

参考文献:

- [1] GUO L. Doing battle with the green monster of Taihu Lake [J]. *Science*, 2007, 317(5842): 1166.
- [2] LI L, GAO N, DENG Y, *et al.* Characterization of intracellular & extracellular algae organic matters (AOM) of *Microcystis aeruginosa* and formation of AOM-associated disinfection byproducts and odor & taste compounds [J]. *Water Research*, 2012, 46(4): 1233.
- [3] LI X, RAO N R H, LINGE K L, *et al.* Formation of algal-derived nitrogenous disinfection by-products during chlorination and chloramination [J]. *Water research*, 2020, 183: 116047.
- [4] ZHANG K, PAO R, LUO Z, *et al.* Interspecific competition between *Microcystis aeruginosa* and *Pseudanadaena* and their production of T&O compounds [J]. *Chemosphere*, 2020, 252: 126509.
- [5] DOTSON A D, KEEN V O, METZ D, *et al.* UV/H₂O₂ treatment of drinking water increases post-chlorination DBP formation [J]. *Water Research*, 2010, 44(12): 3703.
- [6] CHU W, LI D, GAO N, *et al.* Comparison of free amino acids and short oligopeptides for the formation of trihalomethanes and haloacetonitriles during chlorination: Effect of peptide bond and pre-oxidation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 281: 623.
- [7] YU Y, RECKHOW D A. Formation of metastable disinfection byproducts during free and combined aspartic acid chlorination: Effect of peptide bonds and impact on toxicity [J]. *Water Research*, 2020, 168: 115131.
- [8] BOND T, TEMPLETON M R, RIFAI O, *et al.* Chlorinated and nitrogenous disinfection by-product formation from ozonation and post-chlorination of natural organic matter surrogates [J]. *Chemosphere*, 2014, 111: 218.
- [9] CAI L, LI L, YU S, *et al.* Formation of odorous by-products during chlorination of major amino acids in East Taihu Lake: Impacts of UV, UV/PS and UV/H₂O₂ pre-treatments [J]. *Water Research*, 2019, 162: 427.
- [10] CAI L, LI L, YU S. Formation of odorous aldehydes, nitriles and N-chloroaldehydes from combined leucine in short oligopeptides during chlorination [J]. *Water Research*, 2020, 177: 115803.
- [11] 卢泳珊, 徐斌, 张天阳, 等. 饮用水中嗅味物质 N-氯代亚胺的分布规律研究 [J]. *给水排水*, 2020, 56(12): 19.
LU Yongshan, XU Bin, ZHANG Tianyang, *et al.* Investigation on the distribution of N-chloroaldehyde odorants in drinking water [J]. *Water & Waste Water Engineering*, 2020, 56(12): 19.
- [12] 史之源, 郭玲, 于水利, 等. 东太湖水源水致嗅氨基酸以及常规与 O₃-PAC 工艺的处理效能 [J]. *给水排水*, 2020, 56(2): 14.
SHI Zhiyuan, GUO Ling, YU Shuili, *et al.* Odor-related amino acids in East Tai Lake and its treatment technology [J]. *Water & Waste Water Engineering*, 2020, 56(2): 14.
- [13] ZHOU X, ZHANG K, ZHANG T, *et al.* An ignored and potential source of taste and odor (T&O) issues-biofilms in drinking water distribution system (DWDS) [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2017, 101(9): 3537.
- [14] ZHANG K, CAO C, ZHOU X, *et al.* Pilot investigation on formation of 2,4,6-trichloroanisole via microbial O-methylation of 2,4,6-trichlorophenol in drinking water distribution system: An insight into microbial mechanism [J]. *Water Research*, 2018, 131: 11.
- [15] BONIFACIO M, STEFANIC I, HUG G L, *et al.* Glycine decarboxylation: The free radical mechanism [J]. *Journal of the American Chemical Society*, 1998, 120(38): 9930.
- [16] LELACHEUR R M, GLAZE W H. Reactions of ozone and hydroxyl radicals with serine [J]. *Environmental Science & Technology*, 1996, 30(4): 1072.
- [17] ATASI K Z, CHEN T P, HUDDLESTON J I, *et al.* Factor screening for ozonating the taste- and odor-causing compounds in source water at Detroit, USA [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 40(6): 115.
- [18] ACERO J L, HADERLEIN S B, SCHMIDT T C, *et al.* MTBE oxidation by conventional ozonation and the combination ozone/hydrogen peroxide: Efficiency of the processes and bromate formation [J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35(21): 4252.
- [19] ELOVITZ M S, VONGUNTEN U. Hydroxyl radical ozone ratios during ozonation processes. I—the R-ct concept [J]. *Ozone-Science & Engineering*, 1999, 21(3): 239.
- [20] VONGUNTEN U, HOLGNE J. Bromate formation during ozonation of bromide-containing waters — interaction of ozone and hydroxyl radical reactions [J]. *Environmental Science & Technology*, 1994, 28(7): 1234.