

高藻原水预臭氧强化混凝除藻特性研究

刘海龙¹, 杨栋¹, 赵智勇², 李政剑¹, 程芳琴^{1*}

(1. 山西大学环境与资源学院, 太原 030006; 2. 山西省分析测试中心, 太原 030006)

摘要:采用有机物表观分子量分级、树脂分级等手段表征了原水有机物特征,通过实验室试验和中试运行对预臭氧强化混凝藻类去除效果、溶解性有机物(dissolved organic carbon, DOC)的变化和去除、消毒副产物的控制等进行了研究,并利用藻类活性测试研究了预臭氧强化混凝除藻机制.结果表明,采用适当浓度的臭氧(如 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)进行预氧化,可有效提高藻类去除率,从常规混凝沉后水的 55% ~ 85% 上升到 95% 左右,最高去除率达到 99.3% (预臭氧 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, PACl $3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); THMFP (trihalomethanes formation potential)总体去除效果从常规处理的 $117 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $46 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; 高投量($\geq 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)预臭氧,促进了藻类灭活,但影响了有机物的去除.藻类活性评价臭氧氧化和常规水处理过程对藻类作用存在显著差别.常规混凝对藻类活性影响不明显,不同剂量混凝剂对藻类活性影响差异不大;而臭氧对水体中的藻类有灭活作用,在 $0.5 \sim 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 臭氧条件下,藻类活性降低至 12 以下,且该指标随着臭氧剂量的加大显著降低.紧随其后的混凝过程中,混凝剂或者其水解过程的某些成分对臭氧灭活藻类有增效/催化作用.与传统的显微计数法相比,藻类活性试验更明确地表征水处理过程对藻类生存状态的影响,为水处理除藻机制研究和工艺设计提供更清晰的信息.

关键词:藻类; 臭氧; 强化混凝; 消毒副产物; 饮用水

中图分类号: X505; TU991.2 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)07-1914-06

Algae Removal of High Algae Raw Water by Coagulation Enhanced by Ozonation

LIU Hai-long¹, YANG Dong¹, ZHAO Zhi-yong², LI Zheng-jian¹, CHENG Fang-qin¹

(1. School of Environmental Sciences and Resources, Shanxi University, Taiyuan 030006, China; 2. Instrumental Analysis Center of Shanxi Province, Taiyuan 030006, China)

Abstract: Apparent molecular weight distribution (AMWD) and resin fractionation were used to characterize organic matters of the raw water. Removal of algae, change and removal of dissolved organic carbon (DOC), disinfection by products (DBPs) control during the preozonation enhanced coagulation treatments in the jar-scale and pilot-scale experiment were studied. Algae activity (AA) was measured and used to elucidate the mechanisms of algae removal by above treatments. Results show that algae removal can be improved distinctively by proper preozonation, as the ozone dose $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, for instance. Algae removal could be increased from 55%-85% by traditional coagulation to 95% by enhanced coagulation after preozonation; and the best removal achieved 99.3% with ozone $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and PACl $3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; the residual THMFP (Trihalomethanes formation potential) was lowered from $117 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ by traditional coagulation to $46 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. But higher dose of ozone (as $\geq 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) impairs organic matter removal, although it decreases algae activity further. Significant differences were found in algae removal by AA detection between ozonation and traditional coagulation. Traditional coagulation had little effect on AA no matter the different PACl doses; while AA decreased clearly after ozonation. AA was lowered below 12 under $0.5 \sim 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ozonation; and it kept decreasing with increase of ozone dosage. During the following coagulation, coagulant or some of its hydrolysed components enhanced the AA decrease by ozonation. Compared to the method of normal microscopy counting, AA test expresses the influence of algae living state by water treatment processes more clearly; which would provide treatment process designer with more distinct information about algae removal mechanisms and how to arrange the treatment processes to improve algae removal.

Key words: algae; ozonation; enhanced coagulation; disinfection by-products; drinking water

藻类广泛存在于水体中,是水体富营养化过程的重要参与者,对水质、水处理过程和处理效果影响深远^[1~4].针对藻类含量高的原水,目前国内饮用水处理仍以预氧化和混凝、沉淀/气浮为控制藻类的主要手段^[3~6].长期以来,国内水处理预氧化一直以预氯化为主,预氯化对藻类等微生物灭活、助凝提高藻类及水体颗粒物去除虽有较好的效果^[3,4],但近年来,氯化、消毒等产生的消毒副产物(disinfection by-products, DBP)引起国内外饮用水处理界的高度重视.臭氧作为氯预氧化的良好替代品,臭氧氧化和

强化混凝被认为是控制消毒副产物的最佳可行性技术^[4~13],具有较好的推广前景.研究表明适度预臭氧能促进混凝去除藻类^[1~4],然而,预臭氧提高藻类去除率的机制、其对水质的影响及该工艺过程的合理控制报道不一,有必要深入研究.

试验针对某市自来水原水,在建立了预臭氧、强化混凝、过滤消毒中试系统的基础上,采用表观相对

收稿日期: 2008-08-18; 修订日期: 2008-11-16

作者简介: 刘海龙(1971~),男,博士,副教授,主要研究方向为环境水化学与水处理技术, E-mail: hlliu827@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: lduo1598@yahoo.com.cn

分子质量分级、树脂分级、藻类活性测试等方法,研究预臭氧强化混凝对藻类去除效率和规律以及对水体有机物和消毒副产物的控制.

1 材料与方法

1.1 材料和水样

样品准备:试验用水是北方某河流原水,取样温度 21~25℃、pH 值 6.93、浊度 4.6~7.3NTU;取部分原水,分离分级原水加压过 0.45 μm 膜,膜材料为玻璃纤维,测得 DOC 为 2.47~3.17 mg•L⁻¹;另取过滤后的水样进行有机物分级等测试.

混凝剂采用自制混凝剂,碱化度 2.5,浓度以 Al 计为 0.1 mol•L⁻¹,投量按 Al₂O₃ 计.

1.2 试验方法和流程

混凝条件:自来水厂实际混凝剂投量 1.0~2.0 mg•L⁻¹;通过烧杯试验确定常规混凝条件、预臭氧强化混凝条件(预臭氧处理后进行混凝).烧杯实验条件:烧杯试验采用深圳中润公司生产的六联搅拌仪,分别取原水 1 L 注入到方形烧杯中,在加药管中分别加入聚合氯化铝 0.5、1.0、2.0、3.0、4.0、5.0 mL 等;搅拌条件:250 r•min⁻¹ 2 min、40 r•min⁻¹ 15 min、静置 20 min 后取样口取样.预臭氧强化混凝试验中臭氧剂量根据碘量法滴定确定臭氧发生量和尾气臭氧含量计算得到,由通入臭氧开始计算,反应时间为 10 min;预臭氧后的水用于测定相应指标或直接用于混凝实验.

分级方法:表观相对分子质量分级用 Millipore 超滤杯和相应超滤膜分级,压力 0.2~0.3 MPa,浓缩因子 6:1.化学极性分级使用改进的树脂吸附法^[14].

藻类活性测试法用于测定水处理过程中藻类的活性或繁殖能力,方法如下:分别采用原水、臭氧、混凝等处理后水样等进行常规显微镜计数,得到 C₁;取 1 mL 水样置于培养液^[15]中,摇床培养 7 d 后,再次显微镜计数,计算得到 C₂;比值 C₂/C₁ 表示原来水样中藻类的活性,比值越高,藻类活性/繁殖能力越强.

模拟水厂常规处理流程并结合研究需要增设预臭氧接触柱建立中试装置如图 1.中试系统臭氧接触柱、滤柱由有机玻璃柱制成;混合池、反应池、斜板沉淀池由不锈钢材料制成.停留时间分别为预臭氧接触柱 10 min,混合池 2 min,絮凝池 20 min,沉淀池 40 min,滤柱为石英砂滤柱,滤速约 6 m•h⁻¹,利用滤柱下方出水口处的流量计控制,保证在试验期间滤速稳定.混凝剂事先配置好后,用蠕动泵投药,投药

量每次实验过程中前后标定 2 次,取平均值.中试水流量 150 L•h⁻¹,由流量计控制流量.

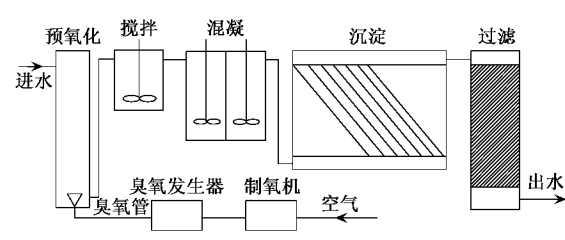


图 1 中试设备流程示意
Fig.1 Sketch of pilot-scale drinking water treatment facility

通过中试系统对原水进行常规混凝、预臭氧强化混凝处理,取样测浊度、藻类、DOC、UV₂₅₄、THMFP 等指标;对强化混凝及预臭氧强化混凝沉后水进行有机物分级,所得级分测 DOC、UV₂₅₄.

臭氧发生器自制,流量可调,气源为氧气,臭氧有 2 个相同出口,一路用于测定臭氧发生量,另一路用于臭氧投加;TOC/DOC:日本岛津;UV₂₅₄:UV-Vis 上海棱光;浊度:2100AN Turbidimeter Hach;THMFP:气相色谱法^[5,12],GC-ECD,日本岛津;藻类浓度用显微镜计数法测定,显微镜,日本 Olympus.

2 结果与分析

2.1 原水表征

原水有机物 TOC 含量为 3.87 mg•L⁻¹,DOC 为 2.88 mg•L⁻¹,颗粒态有机物为 0.99 mg•L⁻¹,特殊紫外吸收值(specific UV absorbance, SUVA = 100 × UV₂₅₄/DOC)为 3.75.DOC 中以相对分子质量 < 1 000 的小分子为主,占 DOC 总量的 56% 以上,这部分有机物 SUVA 值约为 1.08;而 > 3 000 的分子占 38% 左右, SUVA 为 3.98.SUVA 值结果表明原水中有有机物由相对分子质量较高的腐殖质及多类型有机物组成,有机物生成 DBPs 的能力较强^[9,14],并且可以推测混凝对水体有机物有一定的去除能力.结合有机物分级结果,原水中 > 3 000 的有机物 SUVA 值为 3.98, < 1 000 有机物的 SUVA 为 1.08,表明原水中大分子有机物是构成 SUVA 值高的主要因素.亲水性有机物所占比重较大,达 41.7%,疏水性碱性(NoA)有机物占疏水性有机物的 50% 左右.

2.2 处理过程

2.2.1 原水预臭氧处理

原水经臭氧单独处理后用显微镜计数法测定除藻效果(图 2).可见,臭氧对藻类的去除率随着臭氧剂量的增加而升高,但臭氧量 > 1.0 mg•L⁻¹ 后去除

率增势趋缓;实验剂量范围内去除率均 $\leq 50\%$ 。臭氧处理对原水浊度有一定去除,可能与水中成色物质脱色有关;但不同剂量臭氧条件下浊度去除率变化不大,趋势不明显;臭氧对 DOC 有显著影响,低剂量臭氧($0.5 \sim 1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)能少量去除 DOC,但随着臭氧剂量增加,DOC 有增加趋势。

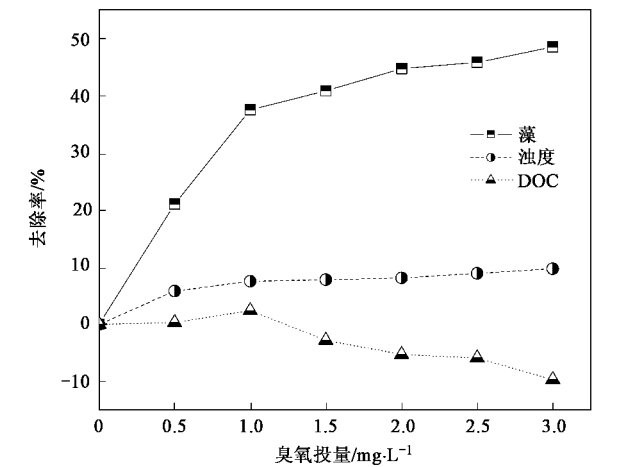


图 2 臭氧处理效果
Fig.2 Effects of ozonation

2.2.2 预臭氧强化混凝除藻效果

原水被不同剂量的臭氧预氧化后,经混凝沉淀,取样用显微镜计数法测定藻类,结果见图 3.单独混凝除藻率随着混凝剂投量的增大而提高,常规混凝(混凝剂投药量 $1.0 \sim 2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)除藻率约为 $55\% \sim 85\%$,混凝剂投量 $> 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以后,藻类去除率增量减缓;采用强化常规混凝(混凝剂投量 $2.0 \sim 5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),藻类去除率上升到 $85\% \sim 90\%$ 左右.预臭氧处理结果显示,单独使用小剂量的臭氧对藻类就有明显的去除效果,且臭氧除藻率随臭氧剂量的上升而提高,当臭氧为 $3.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,除藻率可达

41.8% .预臭氧强化混凝对藻类去除有良好的效果,藻类去除率较常规混凝有明显提高;且在混凝剂投量较低的阶段,去除率提升效果尤其显著,混凝剂投量 $> 5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上,预臭氧强化混凝除藻率与单独使用混凝差距减小.预臭氧剂量较低($0.5 \sim 1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)时,促进除藻的作用非常显著,在混凝剂投量为 $1.5 \sim 3.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 区间内,除藻率由单独混凝的 85% 左右,上升到 95% 左右,最高去除率达到 99.3% (预臭氧 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,PACl $3.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$);预臭氧剂量升高,促进除藻的作用并未进一步加强,尤其臭氧剂量大于 $3.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,预臭氧强化混凝除藻的作用已经相当有限。

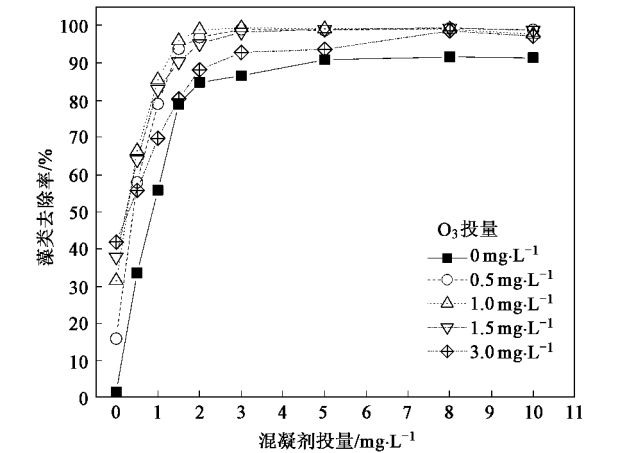


图 3 混凝及预臭氧强化混凝除藻效果
Fig.3 Effects of algae removal by coagulation and coagulation enhanced by preozonation

2.2.3 预臭氧强化混凝对有机物的处理效果

预臭氧强化混凝采用臭氧剂量 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,混凝剂投量 $3.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,取原水、预臭氧后水、强化混凝沉后水水样测定有机物分级状况,结果如图 4.

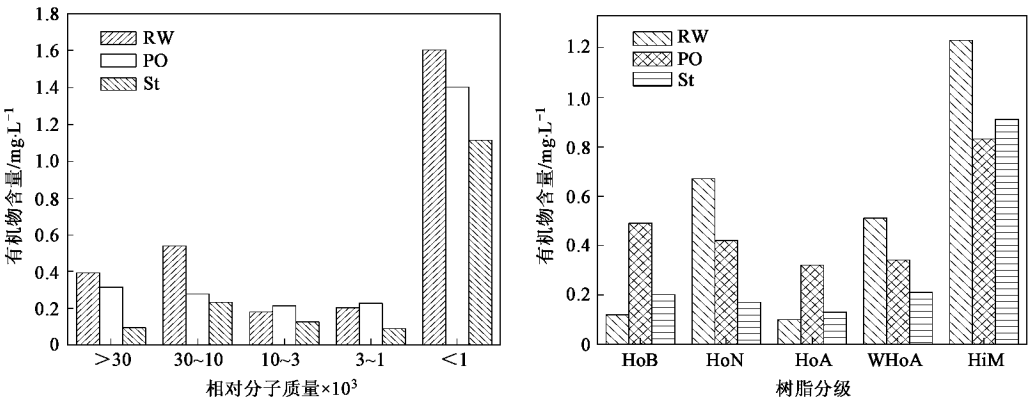


图 4 中试试验有机物分级结果
Fig.4 Organic matter fractionations during the pilot-scale tests

结果显示,预臭氧对相对分子质量 <1 000 和 >10 000 的有机物,尤其是10 000 ~ 30 000之间的有机物有较强的去除作用(去除率接近 50%),对1 000 ~ 10 000之间的有机物作用不明显.对 NoN、WHoA、HiM 类有机物有较强去除作用;预臭氧后 HoB 和 HoA 类有机物显著增加,但随后的混凝过程对这 2 类有机物能有效控制.强化混凝对不同分子量有机物均有不同程度的去除作用,尤其以 >30 000、1 000 ~ 10 000 有机物去除效果显著;除 HiM 外,对树脂分级的其他级分均有良好的去除作用.

2.3 藻类活性实验

2.3.1 常规混凝对藻类活性的影响

由图 5 可见,经过不同剂量 PACl 混凝后,藻类活性变化在 91.3 ~ 95.5 之间,活性较高,且变化幅度不大.这表明以 PACl 为混凝剂的混凝过程对藻类活性影响不大,去除作用主要体现的是絮凝沉淀,对

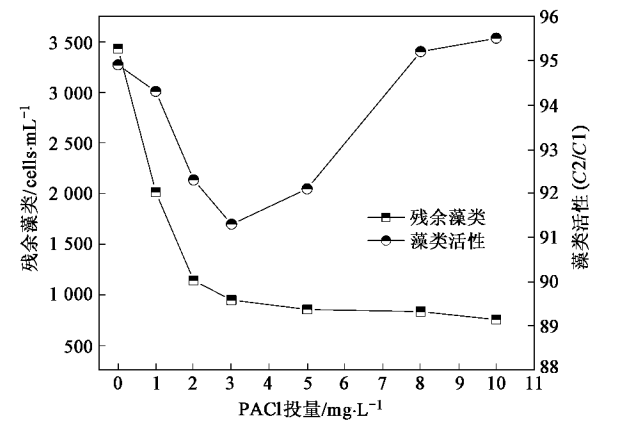


图 5 混凝过程对藻类活性的影响

Fig.5 Effects of coagulation on algae activity

藻类不存在明显灭活作用.

2.3.2 预臭氧强化混凝对藻类活性的影响

对比图 5、图 6 可见,臭氧作用导致藻类活性显著降低,藻类活性由原来 94.9 降低到 12 以下,并且臭氧剂量越高,藻类活性越差.预臭氧强化混凝过程对藻类活性有进一步影响,藻类活性下降到 10 以下.同等预臭氧条件下,随着混凝剂剂量的增加,藻类活性显著降低;且预臭氧剂量越高,强化混凝处理后的藻类活性越差.当混凝剂投量在 3.0 mg·L⁻¹ 以下时,上述各预臭氧(0.5 ~ 2.0 mg·L⁻¹)条件下,藻类活性几乎呈直线下降;混凝剂投量 >3.0 mg·L⁻¹ 后,藻类活性下降趋势减缓.

2.4 预臭氧强化混凝中试

预臭氧强化混凝中试实验运行效果见表 1.

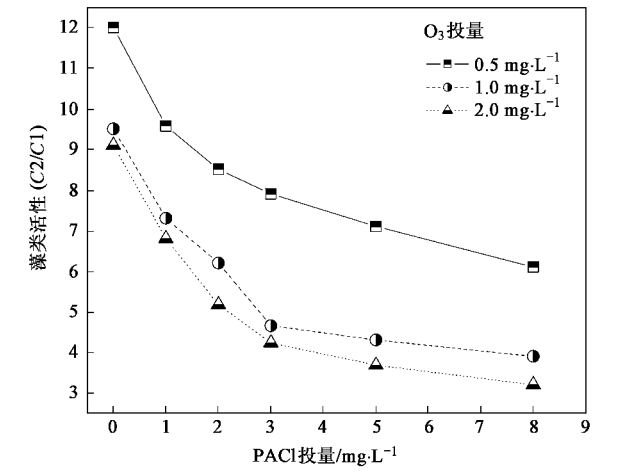


图 6 预臭氧强化混凝对藻类活性的影响

Fig.6 Effects of enhanced coagulation on algae activity

表 1 中试运行处理效果¹⁾

Table 1 Efficiency of pilot-scale treatment

指标	原水	预臭氧强化混凝			常规混凝	
		预臭氧	沉后	滤后	沉后	滤后
浊度/NTU	6.68	6.53	0.683	0.095	0.861	0.133
DOC/mg·L ⁻¹	2.645	2.397	1.536	1.355	1.879	1.677
THMFP/μg·L ⁻¹	216	132	72	46	138	117
藻类 × 10 ⁴ /cells·mL ⁻¹	3.56	2.52	0.23	0.17	0.71	0.31
藻类活性 C2/C1	92.9	9.3	5.1	47.8	89.1	87.3

1)试验条件:预臭氧强化混凝处理后(O₃ 投量 1.0 mg·L⁻¹、PACl 投量 3.0 mg·L⁻¹);常规混凝处理后(PACl 投量 2.0 mg·L⁻¹)

中试结果显示:与常规混凝相比,预臭氧强化混凝对藻类、DOC 和浊度等都有较好的去除作用;沉后水、滤后水 THMFP 分别为 72 μg·L⁻¹ 和 46 μg·L⁻¹,较常规混凝(分别为 138 μg·L⁻¹ 和 117 μg·L⁻¹)显著降低,表明预臭氧强化混凝不仅有效提

高了藻类去除率,而且对 THMFP 也有很好的控制效果.预臭氧强化混凝沉后水、滤后水藻类活性显著低于常规混凝,且沉后水藻类活性最低,仅为 5.1,滤后水藻类活性明显升高,达到 47.8;而常规混凝沉后水、滤后水藻类活性差别极小,分别为 89.1 和

87.3. 预臭氧强化混凝滤后水藻类活性升高的原因可能是过滤过程对活性较差的藻类有较好的去除作用。

3 讨论

预臭氧强化混凝除藻机制有 3 种可能: 臭氧对藻类产生强烈的灭活作用; 混凝对活性强的藻类有较强的去除能力; 流入混凝段的残余臭氧和混凝剂共同作用于藻类细胞, 混凝剂起到催化或强化臭氧灭活藻类的作用。对比由显微镜计数法测定的藻类去除效果和藻类活性测定法的灭活效果可见, 常规混凝对藻类活性影响较小, 混凝对藻类的去除主要是凝聚、沉淀澄清作用, 因而上述第 2 种可能可被排除。臭氧导致藻类活性由原来 94.9 降低到 12 以下, 随着臭氧剂量的增加而降低, 表明臭氧对藻类有很强的灭活作用。对比单独混凝和预臭氧强化混凝过程对藻类活性的影响(图 5 和图 6), 藻类活性由原来 91.3 ~ 95.5 降低到 10 以下, 随着臭氧剂量的增加而降低; 预臭氧后混凝导致藻类活性进一步降低, 且随着混凝剂剂量的增加而降低, 在一定剂量范围(混凝剂投量在 0 ~ 3.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)内几乎直线下降。

预臭氧处理后的水直接进入混凝环节与混凝剂接触, 水中残存的臭氧必将与混凝剂相互作用影响水处理过程。 O_3 分子的共振结构中的一个高电子密度氧原子显示 Lewis 强碱性^[17]; Al^{3+} 等混凝剂成分作为硬 Lewis 酸, 因而臭氧与混凝剂及其水解成分应有较强的结合能力。混凝剂有效成分 $[\text{Al}_3\text{O}_4(\text{OH})_{24}]^{7+}$ 具有稳定的 Keggin 有序形态、较高的正电荷(+7), 具有纳米效应(Al_3 单体粒径 2 ~ 3 nm)^[18,19], 混凝、聚集过程在水体形成微粒及絮体, 有极强的吸附能力和电中和、架桥能力。界面上臭氧和 NOM 等都可能富集, 同时聚合氯化铝对藻类有较好的吸附、聚集作用^[6], 起到催化臭氧氧化灭藻的作用。另一方面, 臭氧在水中以分子形态及次生的自由基参与反应, 偏酸性环境中臭氧分子形态占优势, 有利于灭活作用。水处理条件下, 铝混凝剂投加所提供的中性偏酸环境(pH 6.5 左右)有助于维持臭氧分子形态, 混凝剂投量越高, pH 越低, 从而增进臭氧的灭活效果。本研究中臭氧与混凝剂共同作用导致藻类活性的进一步降低, 表明混凝剂或者其水解过程的某些成分对臭氧灭活藻类有增效/催化作用。上述分析得到中试结果的初步证实。预氧化混凝沉后水藻类活性最低, 仅为 5.1, 表明中试中预氧化后含残余臭氧的水与混凝剂共同作用, 对藻类灭活作用显

著增强。

可见, 预臭氧强化混凝除藻存在至少 2 个方面的作用: 首先是臭氧对藻类的杀灭作用, 或者是对藻类细胞的破坏作用, 单独臭氧作用效果主要就是这一方面的体现, 混凝剂对此有增效作用; 另一方面就是混凝过程对藻类的沉淀分离作用, 在此过程中臭氧灭活或助凝作用提高整体处理工艺藻类去除率。藻类活性试验一方面体现藻类在水处理过程中受损伤的情况, 有助于深入理解除藻机制; 另一方面藻类活性本身对其处理的难易程度有显著影响, 对处理工艺流程设计提供重要的指示作用。因而利用藻类活性测试能更明确地表征水处理过程对藻类的影响, 为水处理除藻及藻毒素控制提供了一个更清晰的指标。

低剂量臭氧(0.5 ~ 1.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)能少量去除 DOC, 但随着臭氧剂量增加(1.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上), DOC 有增加趋势。DOC 的来源可能是藻类细胞解体, 胞内物质外泄; 以及原水中或者细胞残体中大颗粒有机物或大分子有机物的不完全降解^[1,2,4,16]。臭氧对于水体有机物主要发挥 2 方面作用。其一是灭活藻类, 破坏藻类细胞, 导致细胞内容物外泄, 引起有机物升高。其二是氧化降解水体有机物, 导致 2 个可能的结果: 一是氧化、矿化部分有机物, 从而降低有机物含量; 二是对大多数水体有机物而言, 臭氧的作用是降解而非完全矿化, 导致有机物小分子化、亲水化, 使 DOC 升高。总体效果是上述几方面综合作用的结果, 低剂量臭氧氧化去除水体中易于矿化的部分有机物, 体现对 DOC 的少量去除; 剂量较高($\geq 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)后, 导致 DOC 升高的因素开始占据优势, 从而总体上 DOC 有所增加。可见臭氧剂量是决定性因素, 适度把握臭氧投量是控制 DOC 以及后续混凝效果的关键。

4 结论

(1) 预臭氧强化混凝适用于高藻水体, 藻类去除率高, 对消毒副产物控制效果等也明显优于常规混凝。预臭氧强化混凝高效除藻的原因: 一是臭氧对藻类的杀灭作用, 或者是对藻类细胞的破坏作用; 二是臭氧灭活或助凝作用提高混凝阶段藻类沉淀分离去除率。采用适度预臭氧在 1.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 沉后水藻类数目最低, 在混凝剂 3.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 藻类去除率可达 99.3%。预臭氧导致 HoB 和 HoA 类有机物显著增加, 但随后的混凝过程对这 2 类有机物能有效控制; 预臭氧强化混凝 THMF 去除率高, 沉后水和滤后水

中残余 THMFP 量仅为常规混凝相应值的一半左右,且浊度、DOC 去除效果均强于常规混凝.臭氧剂量对预臭氧强化混凝过程有重要影响,剂量较高($\geq 2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)后,导致 DOC 升高的因素开始占据优势,适度把握臭氧投量是控制 DOC 以及后续混凝效果的关键.

(2)常规混凝对藻类活性影响不明显,不同剂量混凝剂对藻类活性影响差异不大,藻类活性在 91.3~95.5 之间;而臭氧对水体中的藻类有灭活作用,在 $0.5\sim 2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 臭氧条件下,藻类活性降低至 12 以下,并且该指标随着臭氧剂量的加大显著降低.预臭氧强化混凝过程在预臭氧阶段有效对藻类灭活,而混凝过程中混凝剂或者其水解过程的某些成分对臭氧灭活藻类有增效/催化作用.

(3)与传统的显微计数法相比,藻类活性试验更明确地表征水处理过程对藻类生存状态的影响,可为水处理除藻机制研究和工艺设计提供更清晰的信息.

参考文献:

[1] Plummer J D, Edzward J K. Effects of Chlorine and Ozone on Algal Cell Properties and Removal of Algae by Coagulation[J]. Water SRT Aqua, 2002, **51**(6): 307-318.

[2] Sukenik A, Telitch B, Wachs A W, *et al.* Effect of Oxidants on Microalgal Flocculation[J]. Wat Res, 1987, **21**(5):533-539.

[3] 刘卫华,季民,杨洁,等. 高藻水预氧化除藻效能与水质安全性分析[J]. 中国公共卫生, 2005, **21**(11):1323-1325.

[4] 赵志伟,崔福义,任刚,等. 预氧化对滦河天津段高藻期藻类的控制效果[J]. 沈阳建筑大学学报(自然科学版), 2006, **22**(4):617-621.

[5] 方晶云,马军,王立宁,等. 臭氧预氧化对藻细胞及胞外分泌物消毒副产物生成势的影响[J]. 环境科学, 2006, **27**(6):1127-1132.

[6] 付军,闫海,王东升,等. 聚铝及其加载粘土矿物高效絮凝沉

降铜绿微囊藻的研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, **7**(1):76-79.

[7] Edwards M, Benjamin M M. Effect of Preozonation on Coagulant-NOM interactions[J]. J AWWA, 1992, **84**(8):63-72.

[8] Schneider O D, Tobiason J E. Preozonation Effects on Coagulation [J]. J AWWA, 2000, **92**(10): 74-87.

[9] Edzward J K, Tobiason J E. Enhanced Coagulation: US Requirements and A Broader View[J]. Water Science Technology, 1999, **40**(9): 63-70.

[10] Tobiason J E, Edzward J K. Effects of Ozonation on Optimal Coagulant Dosing in Drinking Water Treatment[J]. J Water SRT Aqua, 1995, **44**(3): 142-150.

[11] Chiang P C, Chang E E, Liang C H. NOM Characteristics and Treatabilities of Ozonation Processes[J]. Chemosphere, 2002, **46**(6): 929-936.

[12] Singer P C. Assessing ozonation research needs in water treatment [J]. J AWWA, 1990, **82**(10): 78-88.

[13] Reckhow D A, Singer P C. The removal of organic halide precursors by preozonation and alum coagulation[J]. J AWWA, 1984, **76**(4): 151-157.

[14] 乔春光,魏群山,王东升,等. 南方天然水体的化学分级变化特征及三卤甲烷生成势(THMFP)特性研究[J]. 环境科学学报, 2006, **26**(6):944-948.

[15] Ma J, Liu W. Effectiveness and mechanism of potassium ferrate (VI) preoxidation for algae removal by coagulation[J]. Wat Res, 2002, **36**(4): 871-878.

[16] Henderson R K, Baker A, Parsons S A, *et al.* Characterisation of algogenic organic matter extracted from cyanobacteria, green algae and diatoms[J]. Wat Res, 2008, **42**(13): 3435-3445.

[17] Barbara K H, Maria Z, Jacek N. Catalytic ozonation and methods of enhancing molecular ozone reactions in water treatment[J]. Appl Catal B: Environ, 2003, **46**: 639-669.

[18] 汤鸿霄. 羟基聚合氯化铝的絮凝形态学[J]. 环境科学学报, 1998, **18**(1): 1-10.

[19] 徐毅. Al_3 形态的分离提纯及其稳定性和凝聚絮凝作用机理 [D]. 北京:中国科学院生态环境研究中心, 2003. 6-8.