

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.05.003

驱气混凝沉淀法对含藻超饱和溶解氧水的处理效果

丛海兵¹, 张磊¹, 吴翔¹, 徐俭², 成芃荣¹, 吴银杰³,
傅启飞³

(1. 扬州大学 环境科学与工程学院, 江苏 扬州 225127; 2. 无锡市蓝藻治理办公室,
江苏 无锡 214000; 3. 淮安市洪泽区水利局, 江苏 淮安 223199)

摘要: 针对含藻超饱和溶解氧水混凝沉淀效果差的问题,研究了鼓风曝气驱赶超饱和溶解氧的能力,考察了曝气驱气混凝沉淀法对含藻超饱和溶解氧水的处理效果。结果表明,藻类光合作用产生的超饱和溶解氧在絮凝剂表面凝聚成气泡,为絮体提供浮力,影响絮体的沉淀效果,甚至上浮形成浮渣;鼓风曝气法能较好地驱赶超饱和溶解氧,水深越浅则驱赶速度越快,当曝气量为9 L/min、水深为1.5~3 m时,曝气驱赶超饱和溶解氧的能力为2.71~1.22 mg/L(以单位体积标准空气驱赶的超饱和溶解氧量计)。含藻超饱和溶解氧水源水经曝气后再混凝沉淀,出水水质大幅度提高,当水源水的溶解氧饱和度分别为156.8%、131.4%、102.7%时,出水浊度分别为12.40、5.85、3.76 NTU, COD_{Mn}去除率分别达到18.2%、29.3%、40.4%,叶绿素a去除率分别达到15.0%、45.5%、54.9%。

关键词: 含藻水; 超饱和溶解氧; 曝气; 混凝沉淀

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)05-0016-07

Performance of Gas-driven Coagulation Sedimentation Technology for Treating Algae-containing Supersaturated Dissolved Oxygen Water

CONG Hai-bing¹, ZHANG Lei¹, WU Xiang¹, XU Jian², CHENG Peng-rong¹,
WU Yin-jie³, FU Qi-fei³

(1. College of Environmental Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225127, China; 2. Cyanobacteria Management Office of Wuxi City, Wuxi 214000, China; 3. Huai'an Hongze District Water Resources Bureau, Huai'an 223199, China)

Abstract: In view of the poor coagulation sedimentation performance of algae-containing supersaturated dissolved oxygen water, this paper investigated the ability of blast aeration to drive away supersaturated dissolved oxygen from algae-containing water, and analyzed the treatment effect of aerated gas-driven coagulation sedimentation process. The supersaturated dissolved oxygen produced by algae photosynthesis aggregated into bubbles on the surface of the flocculants, provided buoyancy for the flocs, affected the sedimentation performance of the flocs, and even floated to form scum. The blast aeration drove away the supersaturated dissolved oxygen well. The shallower water depth led to the faster driving rate. When the aeration rate was 9 L/min and the water depth was between 1.5 m and 3 m, the aerated driving rate was in the range of 2.71~1.22 mg/L (supersaturated dissolved oxygen driven by standard air

基金项目: 国家重点研发计划项目(2022YFC3203604)

通信作者: 丛海兵 E-mail: hbcong@yzu.edu.cn

per unit volume). The effluent quality was greatly improved when the algae-containing supersaturated dissolved oxygen raw water was first aerated and then coagulated and settled. When the dissolved oxygen saturation of algae-containing raw water was 156.8%, 131.4% and 102.7%, the turbidity of coagulation sedimentation effluent was 12.40 NTU, 5.85 NTU and 3.76 NTU, the removal rates of COD_{Mn} reached 18.2%, 29.3% and 40.4%, and the removal rates of chlorophyll-a reached 15.0%, 45.5% and 54.9%, respectively.

Key words: algae-containing water; supersaturated dissolved oxygen; aeration; coagulation sedimentation

混凝沉淀工艺对含藻水的处理效果差,一般认为有以下原因:一是藻类为有机物,密度轻,沉淀效果差;二是藻类表面有负电荷,不易脱稳,混凝效果差^[1];三是藻类表面有一层胶质胞衣,阻碍与混凝剂的结合,混凝效果差^[2];四是微囊蓝藻细胞内存在气囊浮力,支撑藻类上浮,沉淀效果差^[3]。针对这些原因,可采用气浮法^[4]、化学预氧化法^[5]、强化混凝法^[6]、加压沉淀法^[7]等进行处理。气浮法契合藻类密度轻的特点,用微气泡顶托混凝后絮体上浮,从下部出清水,但该方法的能耗较大,在非藻类季节不经济^[8],故而采用的水厂不多。化学氧化法是向水中投加氯^[9]、高锰酸钾^[10]、臭氧^[11]等氧化剂,再进行混凝,从而改善混凝效果;化学氧化剂具有灭活杀藻作用,更准确的作用是氧化藻细胞表面的胶质胞衣,使藻细胞壁裸露出来,更容易与无机混凝剂结合,从而改善混凝性能^[12];化学氧化剂投加量需要精准控制,投加量偏少则不能充分氧化藻细胞表面的胶质胞衣,投加量偏多则容易使藻细胞壁破裂,导致细胞内有机质泄漏到水中^[13];同时,化学氧化剂还会与水中有机物反应,生成有害副产物^[14]。强化混凝是通过增加混凝剂投加量、投加黏土类助凝剂^[15]、调整pH^[16]等方法,改善混凝絮体的密实度和质量,提高沉淀性能。加压沉淀法适用于微囊蓝藻,用物理加压法消除蓝藻细胞内的气囊^[17],使蓝藻失去气囊浮力,提高混凝沉淀处理效果^[7]。

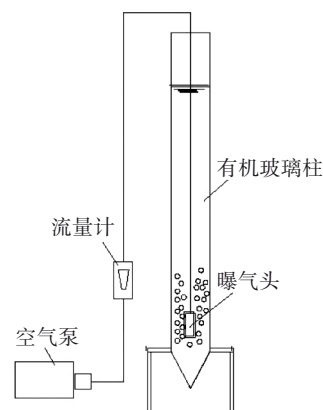
除了上述原因会导致含藻水难处理外,通过长期研究发现,超饱和溶解氧可能是含藻水难处理的另一个原因。晴天时,藻类光合作用强烈,释放大量氧气,使水体中的溶解氧处于超饱和状态,溶解氧浓度可达到20 mg/L,饱和度达到200%以上^[18-19],尤以光照强烈的表层富藻水层最甚^[20-21]。实验观察到,含藻水在白天晴天的混凝沉淀效果差于夜间,

超饱和溶解氧水在受到扰动后会产生肉眼可见的微小气泡。某自来水厂采用含藻水源水,晴天时平流沉淀池表面会漂浮大量的浮渣,沉淀池出水浊度升高,过滤周期缩短;而阴天时沉淀池的浮渣消失,此时藻类浓度与晴天相比并无明显变化。为了消除超饱和溶解氧,笔者初步比较了机械搅动和鼓风曝气驱赶超饱和溶解氧的效果,表明鼓风曝气的效果较好。本研究的目的是通过系列实验得到鼓风曝气驱赶超饱和溶解氧的参数,并考察曝气驱赶超饱和溶解氧对含藻水混凝沉淀的改善效果。

1 材料与方法

1.1 实验装置

为了获得鼓风曝气驱赶超饱和溶解氧的参数,制作了如图1(a)所示的实验装置,包括有机玻璃柱(直径为150 mm、高度为3.2 m)、空气泵、砂芯曝气头、玻璃转子流量计。为了进行含藻超饱和溶解氧水的混凝沉淀实验,制作了如图1(b)所示的实验装置,包括原水箱、水泵、有机玻璃柱、搅拌机及搅拌桨、混凝剂投加泵、空气泵、砂芯曝气头。其中,原水箱采用容积为80 L的塑料水箱;有机玻璃柱直径为150 mm,高度为1.5 m。



a. 曝气驱气参数测定实验装置

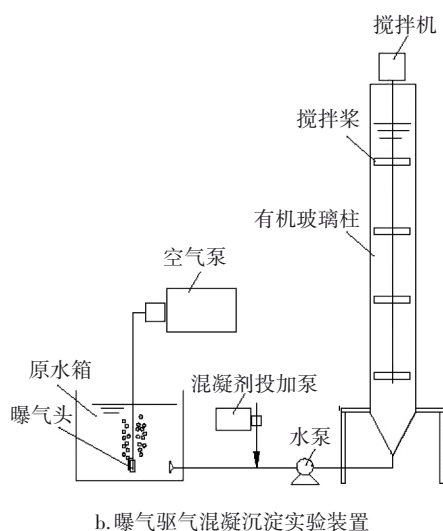


图1 实验装置

Fig.1 Experimental device

1.2 实验方法

① 曝气驱赶超饱和溶解氧参数的测定

在含藻池塘边进行实验,将池塘水注入有机玻璃柱中至某一水深处,用溶解氧仪测定溶解氧浓度及饱和度。将曝气头放入有机玻璃柱底部,开启空气泵,开始计时,并将溶解氧仪探头放入水中,每隔1 min记录一次溶解氧浓度及饱和度。在水深为1.5、2、2.5、3 m条件下分别进行曝气量为5、7、9 L/min的驱赶超饱和溶解氧实验。

② 含藻超饱和溶解氧水曝气混凝沉淀实验

在某水源地、含藻池塘边分别进行实验,将原水注入原水箱中,混匀后测定溶解氧浓度及饱和度、浊度、 COD_{Mn} 、叶绿素a浓度。配制聚合氯化铝混凝剂溶液,开启水泵、混凝剂投加泵、搅拌机,直到有机玻璃柱中水深达到1.3 m,关闭水泵和混凝剂投加泵。搅拌机继续搅拌15 min,取出搅拌桨,沉淀30 min,虹吸出有机玻璃柱上部1 m深水,混匀后测定浊度、 COD_{Mn} 、叶绿素a浓度。水源水和池塘水的混凝剂投加量分别为10、20 mg/L。混凝和沉淀过程中,有机玻璃柱外围均用黑布包裹,以防藻类光合作用而释放氧气。开启空气泵驱赶原水箱中的溶解氧,待饱和度下降到某一值时重复上述实验。

1.3 分析项目与方法

溶解氧采用哈希HQ30d型溶解氧测定仪现场测定;浊度采用哈希2100Q型便携式浊度仪测定; COD_{Mn} 采用酸性高锰酸钾法测定;叶绿素a采用醋酸纤维膜过滤、丙酮提取法测定,提取时间为12 h。

2 结果与分析

2.1 曝气驱赶超饱和溶解氧的能力

曝气驱赶超饱和溶解氧的速率与曝气量、水深、溶解氧饱和度等因素有关。利用含藻超饱和溶解氧水进行曝气驱赶超饱和溶解氧速率测定实验,不同水深和曝气量条件下溶解氧饱和度的变化见图2,相同曝气量(9 L/min)、不同水深条件下溶解氧饱和度的比较如图3所示。由图2可见,曝气量越大则溶解氧饱和度下降越快;由图3可见,水深越浅则溶解氧饱和度下降越快。

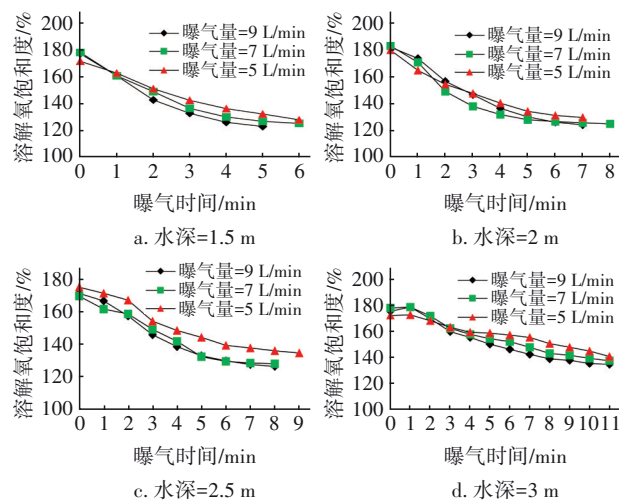


图2 不同水深和曝气量下溶解氧饱和度的变化

Fig.2 Variation of dissolved oxygen saturation in different water depths and aeration rates

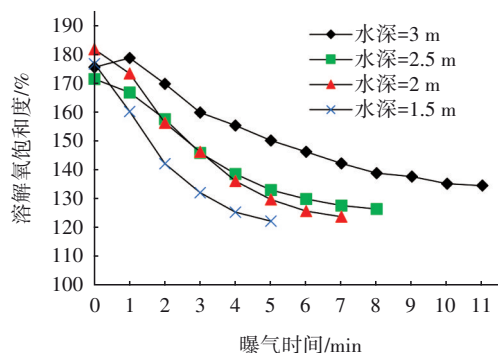


图3 不同水深下曝气驱赶超饱和溶解氧的效果

Fig.3 Efficiency of driving away supersaturated dissolved oxygen by aeration in different water depths

根据图2计算单位体积曝气量驱赶的超饱和溶解氧量,各水深下初始溶解氧浓度相当,当溶解氧饱和度下降到130%时下降速度明显减缓。用有机玻璃柱中水体溶解氧饱和度下降到130%时被驱赶出的氧气量,除以通入的空气量(折算到1个标准大

气压),得到单位体积标准空气驱赶的超饱和溶解氧量,计算公式如下:

$$f = \frac{V(C_0 - C_1)}{qt(10.13 + h)/10.13} \quad (1)$$

式中: f 为单位体积标准空气驱赶的超饱和溶解氧量,mg/L; V 为有机玻璃柱中水体体积,L; C_0 为水中初始溶解氧浓度,mg/L; C_1 为水中溶解氧饱和度接近130%时的溶解氧浓度,mg/L; q 为空气流量,L/min; t 为曝气时间,min; h 为有机玻璃柱中水深,m。

由式(1)计算得到,在1.5 m水深下,5、7、9 L/min曝气量的驱气能力分别为2.94、2.89、2.71 mg/L;在2 m水深下,5、7、9 L/min曝气量的驱气能力分别为2.78、2.42、2.30 mg/L;在2.5 m水深下,5、7、9 L/min曝气量的驱气能力分别为2.06、1.72、1.61 mg/L;在3 m水深下,5、7、9 L/min曝气量的驱气能力分别为1.91、1.47、1.22 mg/L。将曝气量5、7、9 L/min折算成单位面积曝气强度即17.0、23.8、30.6 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,可得出不同水深和曝气强度下曝气驱赶超饱和溶解氧的速率,如图4所示。从计算结果来看,水深越浅,单位体积标准空气驱赶的超饱和溶解氧量就越多,这是因为水深越浅,氧气逃逸出水面的距离就越短。同时,水深越浅,将单位体积标准空气鼓入水中消耗的能量也越少。因此,建议采用较小的水深驱赶超饱和溶解氧。

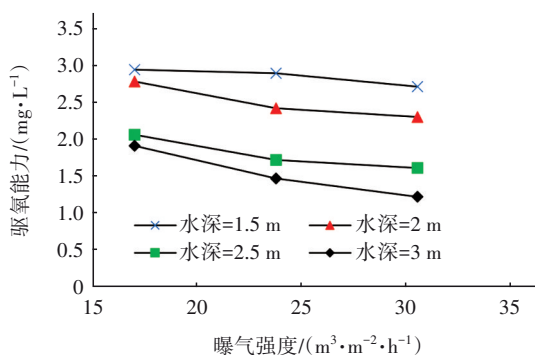


图4 曝气驱赶超饱和溶解氧的能力

Fig.4 Ability of aeration to drive away supersaturated dissolved oxygen

2.2 曝气驱赶超饱和溶解氧水的混凝沉淀效果

分别利用含藻水源水和池塘水进行曝气驱赶超饱和溶解氧混凝沉淀实验,水源水的 COD_{Mn} 、浊度、叶绿素a浓度分别为5.6 mg/L、14.23 NTU、25.65 $\mu\text{g/L}$,池塘水的 COD_{Mn} 、浊度、叶绿素a浓度分别为10.05 mg/L、149 NTU、582.18 $\mu\text{g/L}$ 。两种原水

分别在高、中、低3种溶解氧饱和度下进行混凝沉淀实验,在高饱和度下混凝沉淀后水面漂浮了厚厚的一层浮渣,底部基本无沉淀物;在中饱和度下混凝沉淀后水面无浮渣,水体中部悬浮较多絮体,底部沉淀了较多沉淀物;在低饱和度下混凝沉淀后水面无浮渣,絮体基本沉降到底部,上部水体较清澈。

测定不同条件下的混凝沉淀出水水质,结果显示,水源水在溶解氧饱和度为156.8%、131.4%、102.7%时,混凝沉淀出水浊度分别为12.40、5.85、3.76 NTU, COD_{Mn} 分别为4.58、3.96、3.34 mg/L(去除率分别达到18.2%、29.3%、40.4%),叶绿素a分别为21.79、13.97、11.58 $\mu\text{g/L}$ (去除率分别达到15.0%、45.5%、54.9%)。池塘水在溶解氧饱和度为222.5%、164.4%、104.1%时,混凝沉淀出水浊度分别为127、14.2、3.6 NTU, COD_{Mn} 分别为8.77、6.85、5.76 mg/L(去除率分别达到12.7%、31.8%、42.7%),叶绿素a分别为344、108.83、33.04 $\mu\text{g/L}$ (去除率分别达到40.9%、81.3%、94.3%)。

综上所述,驱赶超饱和溶解氧后,水体的混凝沉淀性能显著增强,水质明显提高。在超饱和溶解氧条件下投加聚合氯化铝混凝剂,超饱和溶解氧会依附絮体析出为气泡,为絮体提供浮力,影响絮体沉淀效果,甚至使其上浮形成浮渣。聚合氯化铝是无机颗粒,其表面憎水亲气,会诱发超饱和气体在其表面凝聚成气泡。因此,当采用混凝沉淀工艺处理含藻超饱和溶解氧水时,应在投加混凝剂前驱赶超饱和溶解氧,可以在水源地或水厂内进行。

2.3 曝气改善超饱和溶解氧水混凝沉淀效果机理

① 氧气在水中的溶解及饱和浓度

氧气溶解于水形成水合氧分子。据红外光谱分析显示,氧气都是以氢键缔合形式与水分子结合而溶解,结合形式为 $\text{H}-\text{H} \cdots \text{O}-\text{O} \cdots \text{H}-\text{O}-\text{H}^{[22]}$ 。因为氧分子中的氧原子上所带负电较小,因此这种缔合并不稳定,所以氧气的溶解度并不高。单位体积水体中能够溶解的最大氧气量称为氧饱和浓度,氧饱和浓度与空气中氧的分压、水温、水质有关。氧在水中的饱和浓度符合亨利定律: $p = K_{\text{H}}C_{\text{w}}$,其中, p 为氧气在空气中的平衡分压,Pa; C_{w} 为氧在水中的饱和浓度, mol/m^3 ; K_{H} 为亨利常数, $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$,与温度和水质有关^[22]。

当水中溶解氧浓度小于饱和浓度时,空气中的

氧气会向水中传递,使水中溶解氧浓度接近饱和浓度。氧气向水中溶解过程可用双膜模型描述,即在气水交界面上存在气膜和水膜,水膜接近主体水体一侧的溶解氧浓度为主体水体中溶解氧实际浓度 C_b ,水膜接近气膜一侧得到空气中溶解氧的充分溶解,溶解氧浓度为饱和浓度 C_w ,在水膜两侧溶解氧浓度梯度的推动下,空气中的氧气通过气膜、水膜向主体水体传递,传递的速率为^[23]:

$$\frac{dC}{dt} = K_L a (C_w - C_b) \quad (2)$$

式中: K_L 为传质系数,与温度和水质有关,m/h; a 为单位体积水体中气水界面的面积,m²/m³; C_w 为氧在水中的饱和浓度,mol/m³; C_b 为主体水体中溶解氧实际浓度,mol/m³。

② 水中氧的超饱和现象及其释放

当水中含有藻类、水草等植物时,其光合作用会向水中释放氧气,这些氧气最初的形式是 O_2 分子,会充分溶解于水中使水中溶解氧达到饱和浓度。此后,如果光合作用继续释放 O_2 分子,超出水分子氢键缔合的能力,这些 O_2 分子并不会立即上升逃逸出水面,而是暂存于水分子之间,使水中存在的 O_2 分子浓度超过饱和浓度,称为超饱和水。

超饱和 O_2 分子由于得不到水分子氢键缔合力的作用,在水中的存在是不稳定的,它们会逐步释放到空气中。超饱和 O_2 的释放仍然可以用双膜模型描述,在式(2)中,主体水体中溶解氧实际浓度 C_b 大于溶解氧饱和浓度 C_w ,水中超饱和 O_2 在气水交界面上循着“水体→水膜→气膜→大气”路径向空气中传递^[23]。水面、水中的气泡表面都是超饱和 O_2 分子释放的气水界面。水中超饱和 O_2 分子首先相互聚集形成初始气泡,初始气泡再捕捉周边超饱和 O_2 分子形成较大气泡,最终上升逃逸出水体^[24]。紊动会诱发超饱和 O_2 分子凝聚成气泡,并促进 O_2 分子向气水界面扩散传递,水面紊动会增加气水界面面积^[25]。在实验过程中观察到,超饱和水受到扰动后会产生很多细微的气泡,上浮到水面逃逸。

③ 曝气改善超饱和溶解氧水混凝沉淀机理

向含藻超饱和溶解氧水中投加无机混凝剂,产生了絮体颗粒,这些絮体是憎水亲气的,其巨大的表面积成为超饱和 O_2 分子的附着体,逐步聚集形成气泡^[26]。随着絮体的凝聚增大,形成网状空间结构,超饱和 O_2 形成的气泡包裹于絮体内部,形成浮

力,使絮体下沉速度降低,甚至上浮至水面,导致沉淀池的沉淀效率下降。

若在投加混凝剂前,在敞开水域向水中鼓风曝气,产生的气泡形成了巨大的气水界面面积,大大提高了总传质系数,曝气气泡成为水中超饱和 O_2 分子的凝聚核,快速吸收超饱和 O_2 分子,并上升到水面逃逸到大气中。当水中超饱和 O_2 被赶出后再投加混凝剂,就不会在混凝絮体上形成气泡,絮体密度高,沉淀速度快,沉淀效率高。

3 结论

① 藻类光合作用释放氧气导致水中溶解氧超饱和,超饱和溶解氧在无机混凝剂表面凝聚成气泡,为絮体提供浮力,影响絮体的沉淀效果,甚至上浮形成浮渣。

② 鼓风曝气法能快速驱赶超饱和溶解氧,水深越浅则驱赶速度越快;当曝气量为9 L/min、水深为1.5~3 m时,曝气驱赶超饱和溶解氧的能力介于2.71~1.22 mg/L之间。

③ 含藻水源水经曝气驱赶超饱和溶解氧后,混凝沉淀出水水质大幅度提高。当含藻水源水的溶解氧饱和度分别为156.8%、131.4%、102.7%时,经混凝沉淀处理后,出水浊度分别为12.40、5.85、3.76 NTU, COD_{Mn}去除率分别达到18.2%、29.3%、40.4%,叶绿素a去除率分别达到15.0%、45.5%、54.9%。

参考文献:

- [1] 李国平, 戚菁, 兰华春. 水厂除藻技术的研究进展综述[J]. 净水技术, 2018, 37(11): 32-39.
LI Guoping, QI Jing, LAN Huachun. Review on research progress of algae removal technology in water treatment plant [J]. Water Purification Technology, 2018, 37(11): 32-39 (in Chinese).
- [2] SUN F, ZHANG H Y, QIAN A J. The influence of extracellular polymeric substances on the coagulation process of cyanobacteria [J]. Science of the Total Environment, 2020, 720: 137573.
- [3] 丛海兵, 黄廷林, 周真明. 于桥水库铜绿微囊藻上浮运动规律及其控制[J]. 给水排水, 2009, 35(11): 140-145.
CONG Haibing, HUANG Tinglin, ZHOU Zhenming. Study on floating mechanisms and controlling of the *Microcystis aeruginosa* in Yuqiao Reservoir [J]. Water &

- Wastewater Engineering, 2009, 35(11): 140-145 (in Chinese).
- [4] 贾伟建, 张克峰, 王永磊, 等. 混凝-气浮处理低浊高藻水库水的试验研究[J]. 山东建筑大学学报, 2015, 30(1): 41-46.
- JIA Weijian, ZHANG Kefeng, WANG Yonglei, *et al.* Study on the treatment of low turbidity and high algal reservoir water by coagulation-floatation process [J]. Journal of Shandong Jianzhu University, 2015, 30(1): 41-46 (in Chinese).
- [5] 陈诗雯, 贾沛莉, 周燕平, 等. 预氧化强化混凝去除富营养化水体中藻类研究回顾[J]. 净水技术, 2017, 36(12): 44-49.
- CHEN Shiwen, JIA Peili, ZHOU Yanping, *et al.* Research review on algae removal in eutrophic water by pre-oxidation and enhanced coagulation processes [J]. Water Purification Technology, 2017, 36(12): 44-49 (in Chinese).
- [6] 刘扬. 提高改性粘土除藻效率的机理与方法研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2016.
- LIU Yang. Mechanisms and Methods to Increase the Algae Removal Efficiency of Modified Clays [D]. Beijing: University of China Academy of Sciences, 2016 (in Chinese).
- [7] 丛海兵, 高郑娟, 孙秀秀. 压力作用后太湖蓝藻沉淀性能及其去除研究[J]. 中国给水排水, 2014, 30(1): 43-47.
- CONG Haibing, GAO Zhengjuan, SUN Xiuxiu. Sedimentation and removal of cyanobacteria in Taihu Lake under external pressure [J]. China Water & Wastewater, 2014, 30(1): 43-47 (in Chinese).
- [8] 王兆东, 王安爽, 张克峰. 沉淀-气浮组合工艺处理低浊高藻水试验研究[J]. 给水排水, 2017, 43(4): 14-17.
- WANG Zhaodong, WANG Anshuang, ZHANG Kefeng. Experimental study on the treatment of low turbidity and high algae water by the combined process of sedimentation and air floatation [J]. Water & Wastewater Engineering, 2017, 43(4): 14-17 (in Chinese).
- [9] 赵宗宇, 文刚, 黄廷林. 预氯化含蓝藻水过程中AOC变化规律及作用机理[J]. 中国给水排水, 2016, 32(3): 46-51.
- ZHAO Zongyu, WEN Gang, HUANG Tinglin. Variation of AOC during pre-chlorination of algae-containing water and its mechanism [J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(3): 46-51 (in Chinese).
- [10] 王志红, 植许璠, 李炳萱, 等. KMnO_4 强化混凝耦合超滤去除湖库水中共存铁锰藻[J]. 中国给水排水, 2022, 38(5): 1-8.
- WANG Zhihong, ZHI Xuyun, LI Bingxuan, *et al.* Potassium permanganate pre-oxidation enhanced coagulation coupled with ultrafiltration to remove co-existed iron, manganese and algae in lakes and reservoirs in South China [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(5): 1-8 (in Chinese).
- [11] 张赛, 胡学斌, 古励. 高藻水臭氧预氧化过程有机物转化及消毒副产物生成势[J]. 环境科学, 2017, 38(3): 1038-1045.
- ZHANG Sai, HU Xuebin, GU Li, *et al.* Peroxidation of high algae-laden water by ozone: algae organic matter transformation and disinfection by-products formation [J]. Environmental Science, 2017, 38(3): 1038-1045 (in Chinese).
- [12] 任鹏飞, 蒋白懿, 何南浩. 混凝/预氧化去除微污染源水中拟柱孢藻的效能[J]. 中国给水排水, 2019, 35(11): 21-26.
- REN Pengfei, JIANG Baiyi, HE Nanhao. Removal of *Cylindrospermopsis raciborskii* from micro-polluted source water by coagulation and preoxidation [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(11): 21-26 (in Chinese).
- [13] 侯翠荣, 贾瑞宝. 化学氧化破坏藻体及胞内藻毒素释放特性研究[J]. 中国给水排水, 2006, 22(13): 98-101.
- HOU Cuirong, JIA Ruibao. Mechanism of decomposing of cyanobacterium cells and release of intracellular microcystins by chemical oxidation for drinking water treatment [J]. China Water & Wastewater, 2006, 22(13): 98-101 (in Chinese).
- [14] 闫雨薇, 翟洪艳, 王雪娇. 臭氧/氯消毒中藻类有机物生成消毒副产物的特征[J]. 中国给水排水, 2020, 36(5): 15-21.
- YAN Yuwei, ZHAI Hongyan, WANG Xuejiao. Formation characteristics of disinfection by-products from algal organic matter in ozonation/chlorine disinfection [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(5): 15-21 (in Chinese).
- [15] 李盼盼, 周利, 张璐. 壳聚糖改性高岭土去除水中常见藻类的试验研究[J]. 环境污染与防治, 2015, 37(1): 59-61.
- LI Panpan, ZHOU Li, ZHANG Lu. Experimental study

- on removal of common algae by chitosan-modified kaolin [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2015, 37(1): 59–61 (in Chinese).
- [16] 向斯, 刘世昌, 赵以军, 等. pH值及黏土密度对壳聚糖改性絮凝剂除藻效果的影响[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(5): 1520–1525.
- XIANG Si, LIU Shichang, ZHAO Yijun, *et al.* Effect of pH and clay density on the algae-removing efficiency using chitosan-modified flocculant [J]. *China Environmental Science*, 2015, 35(5): 1520–1525 (in Chinese).
- [17] 王巍, 丛海兵, 徐亚军, 等. 不同压力作用下太湖蓝藻气囊体积分数及上浮特性研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(8): 2974–2979.
- WANG Wei, CONG Haibing, XU Yajun, *et al.* Volume fraction of gas vesicle and floating characteristics of cyanobacteria in Taihu Lake under different pressures [J]. *Environmental Science*, 2014, 35(8): 2974–2979 (in Chinese).
- [18] 张澎浪, 孙承军. 地表水体中藻类的生长对pH值及溶解氧含量的影响[J]. *中国环境监测*, 2004, 20(4): 49–50.
- ZHANG Penglang, SUN Chengjun. The influence of algae growing on pH and DO in surface water [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2004, 20(4): 49–50 (in Chinese).
- [19] 隋昕, 邓宇杰. 松花湖藻类光合作用对pH值和溶解氧的影响[J]. *科学创新导报*, 2015, 33: 168–170.
- SUI Xin, DENG Yujie. Effects of algae photosynthesis on pH and dissolved oxygen in Songhua Lake [J]. *Science and Technology Innovation Herald*, 2015, 33: 168–170 (in Chinese).
- [20] 胡艳娟. 水库藻类光合作用对pH和溶解氧的影响[J]. *黑龙江水利科技*, 2011, 39(2): 17–18.
- HU Yanjuan. Effect of algae photosynthesis in reservoir on pH and dissolved oxygen [J]. *Heilongjiang Science and Technology of Water Conservancy*, 2011, 39(2): 17–18 (in Chinese).
- [21] 孟繁丽, 何连生, 李一葳, 等. 白洋淀草型与藻型水域溶解氧含量的差异性[J]. *湿地科学*, 2013, 11(2): 292–296.
- MENG Fanli, HE Liansheng, LI Yiwei, *et al.* Difference of dissolved oxygen content between Baiyangdian grass type and algae type waters [J]. *Wetland Science*, 2013, 11(2): 292–296.
- [22] 吴吉春, 张景飞. 水环境化学[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2009: 72–75.
- WU Jichun, ZHANG Jingfei. *Water Environmental Chemistry* [M]. Beijing: China Water Conservancy and Hydropower Press, 2009: 72–75 (in Chinese).
- [23] 许保玖. 给水处理理论[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2000: 408–417.
- XU Baojiu. *Water Treatment Theories and Principles* [M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2000: 408–417 (in Chinese).
- [24] 朱宜平. 富营养水体表层过饱和和溶解氧逸出动力学初探[J]. *净水技术*, 2010, 29(5): 53–56.
- ZHU Yiping. Primary study on emission dynamics of super-saturated dissolved oxygen from the surface layer of eutrophic water body [J]. *Water Purification Technology*, 2010, 29(5): 53–56 (in Chinese).
- [25] 杜开开, 李云峰, 柳凌, 等. 紊动对水体过饱和溶氧释放的影响初探[J]. *淡水渔业*, 2017, 47(5): 21–25.
- DU Kaikai, LI Yunfeng, LIU Ling, *et al.* The effect of turbulence on the release of supersaturated dissolved oxygen in the water [J]. *Freshwater Fisheries*, 2017, 47(5): 21–25 (in Chinese).
- [26] 黄雅楠, 李然, 李纪龙, 等. 比表面积促进水体过饱和和溶解氧释放的试验研究[J]. *水电能源科学*, 2017, 35(4): 45–48.
- HUANG Yanan, LI Ran, LI Jilong, *et al.* Experimental research on promotion of supersaturated dissolved oxygen dissipation by surface area [J]. *Water Resources and Power*, 2017, 35(4): 45–48 (in Chinese).

作者简介: 丛海兵(1968–), 男, 江苏如东人, 博士, 教授, 主要研究方向为水源水质改善与饮用水处理。

E-mail: hbcong@yzu.edu.cn

收稿日期: 2022-12-16

修回日期: 2023-02-20

(编辑: 刘贵春)