

DOI:10.11705/j.issn.1672-643X.2019.06.12

# 净水厂沉淀池排泥水回用及其生物稳定性

姚夏<sup>1</sup>, 张莉平<sup>1</sup>, 钱林<sup>4</sup>, 彭思琪<sup>1</sup>, 张琛<sup>2,3</sup>, 李伟英<sup>2,3</sup>

(1. 长安大学 建筑工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 同济大学 环境科学与工程学院, 上海 200092;  
3. 同济大学 长江水环境教育部重点实验室, 上海 200092; 4. 上海市政工程设计研究总院(集团)有限公司, 上海 200092)

**摘要:** 基于净水厂沉淀池排泥水回用的中试试验, 探析排泥水回用工艺出水水质安全和生物稳定特性, 探讨净水厂排泥水回用的可行性。试验表明: 排泥水的 AOC 和 BDOC 浓度均值分别为 98.16 μg/L 和 1.92 mg/L, 且 AOC 和 BDOC 浓度与水温呈显著线性相关特性; 污泥回流比(泥水: 原水)为 3% 时, 出水未检出细菌总数, 且出水浑浊度、氨氮、COD<sub>Mn</sub> 等指标均满足《生活饮用水卫生标准》(GB5749-2006); 出水的 AOC 和 BDOC 浓度均值分别为 88.67 μg/L 和 0.21 mg/L, 保障了水质的生物稳定性。因此, 净水厂在合理控制回流比条件下, 排泥水回用不仅具有可实施性, 而且实现了净水厂节能减排的可持续发展理念。

**关键词:** 废水回用; 沉淀池排泥水; 中试; 生物稳定性; 净水厂

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2019)06-0073-08

## Reuse and bio-stability of sludge water from sedimentation tank in water treatment plant

YAO Xia<sup>1</sup>, ZHANG Liping<sup>1</sup>, QIAN Lin<sup>4</sup>, PENG Siqi<sup>1</sup>, ZHANG Chen<sup>2,3</sup>, LI Weiyong<sup>2,3</sup>

(1. College of Construction Engineering, Chang'an University, Xi'an 710055, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 3. State Key Laboratory of Pollution Control & Resource Reuse, Ministry of Education, Tongji University, Shanghai 200092, China; 4. Shanghai Municipal Engineering Design Institute (Group) Co., Ltd., Shanghai 200092, China)

**Abstract:** Based on a pilot test of sludge water reuse in the sedimentation tank of the water treatment plant, the water quality safety and biological stability characteristics of the effluent from the sludge reuse process and the feasibility of the sludge water reuse in the water treatment plant were discussed. The results showed that the average concentrations of AOC and BDOC in sludge water were 98.16 μg/L and 1.92 mg/L, respectively. The concentration of AOC and BDOC was significantly correlated with water temperature. The total number of bacteria in effluent water was not detected, and the turbidity, ammonia nitrogen, COD<sub>Mn</sub> and other indicators of water all conform to Sanitary Standard for Drinking Water Quality (GB 5749-2006) when the sludge return ratio (sludge: raw water) was 3%. The average concentrations of AOC and BDOC in the effluent were 88.67 μg/L and 0.21 mg/L, respectively, which guarantee the biostability of the water. Therefore, the recovery of sludge water under the condition of reasonable control of return ratio is not only implementable, but also realizes the sustainable development concept of energy saving and emission reduction of the water treatment plant.

**Key words:** wastewater reuse; sludge discharge water; pilot test; bio-stability; water treatment plant

## 1 研究背景

常规净水厂在运行过程中, 产生约占处理水量

4%~10%的生产废水(如沉淀池排泥水、砂滤池反冲水), 其中, 沉淀池排泥水约占生产废水的 20%~50%<sup>[1]</sup>。我国 90% 净水厂的生产废水未经处理或

收稿日期: 2019-03-19; 修回日期: 2019-07-10

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2018ZX07110-008); 高等学校重点科研项目(20182766); 高等学校重点科研项目(20183231)

作者简介: 姚夏(1996-), 女, 陕西西安人, 硕士研究生, 主要从事水处理与废水资源化研究。

通讯作者: 李伟英(1969-), 女, 安徽宿县人, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事水处理理论与技术研究。

回用而直接排放<sup>[2]</sup>,不仅造成水资源浪费,而且污泥处置会进一步增加水厂管理成本。因此,对排泥水进行合理回用是可持续发展的最终方向。

研究发现<sup>[3-5]</sup>,沉淀池排泥水中含有大量的絮凝颗粒和未充分水解利用的混凝剂,排泥水回用可充分利用该部分混凝剂从而达到强化混凝的效果,回用排泥水不仅节约水资源,而且节约药剂,尤其在低温低浊水处理中的效果显著。Xu等<sup>[6]</sup>的研究表明在排泥水的回流工艺中,当混合水浊度为10~20 NTU时,节约率可达到25%~50%;Yang等<sup>[7]</sup>认为净水厂排泥水水中的颗粒污泥可以在一定程度上去除废水中的氨氮,当氨氮浓度为50mg/L时,氨氮的去除率约为90%。然而,沉淀池排泥水中富集了大量的悬浮物、细菌以及残余化学药剂等<sup>[8-10]</sup>,回用后可能对水质存在物理化学及生物安全问题。解岳等<sup>[11]</sup>研究生产废水回用对水厂出水水质的影响,发现出厂水中丙烯酰胺单体含量时有超标;McCormick等<sup>[12]</sup>发现生产废水的某些有机物质和氯产生反应,回用会引发消毒副产物升高。因此,有必要对排泥水回用的安全性及可行性进行评价与分析。

以往的研究<sup>[13-16]</sup>主要探讨沉淀池排泥水的物理化学水质指标,对回出水质的生物安全鲜见报道。本文研究基于净水厂沉淀池排泥水回用的中试试验,通过对比中试连续回流工艺与水厂不回流水各单元出水水质,探析沉淀池排泥水回用对出水水质的影响,探讨排泥水回用技术出水水质安全和生物稳定特性,以期净水厂排泥水回用的工艺改进

提供理论依据与技术支持。

## 2 研究方法

### 2.1 水厂工艺概况

该水厂设计日供水能力为 $30 \times 10^4 \text{ m}^3$ ,以太湖为水源,净水处理厂采用臭氧-生物活性炭( $\text{O}_3$ -BAC)深度处理工艺,工艺流程如图1所示。该水厂混凝剂采用液体硫酸铝,平均投药量在20~30 mg/L,最大投药量为35 mg/L。

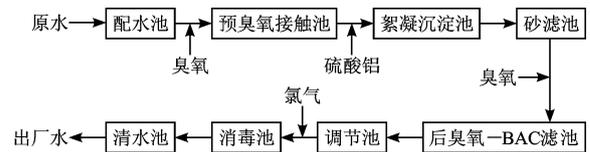


图1 水厂水处理工艺流程图

### 2.2 中试装置及运行参数

中试装置位于苏州某净水厂,工艺流程如图2所示:系统处理流量为 $10 \text{ m}^3/\text{h}$ ,工艺流程模拟水厂现有工艺,即臭氧-生物活性炭( $\text{O}_3$ -BAC)深度处理工艺,试验运行1 a。试验选用1%、2%、3%、4%、5%的回流比,在混凝剂投加量分别为20、25、30 mg/L的条件下进行烧杯实验,结果表明回流比为3%、混凝剂投加量25 mg/L时,浑浊度去除率最佳(91.7%)。因此,中试装置选取回流比为3%的排泥水与原水混合为进水,混凝剂投加量25 mg/L,装置连续稳定运行1个月后,每周检测各个处理单元进出水的理化及生物指标。

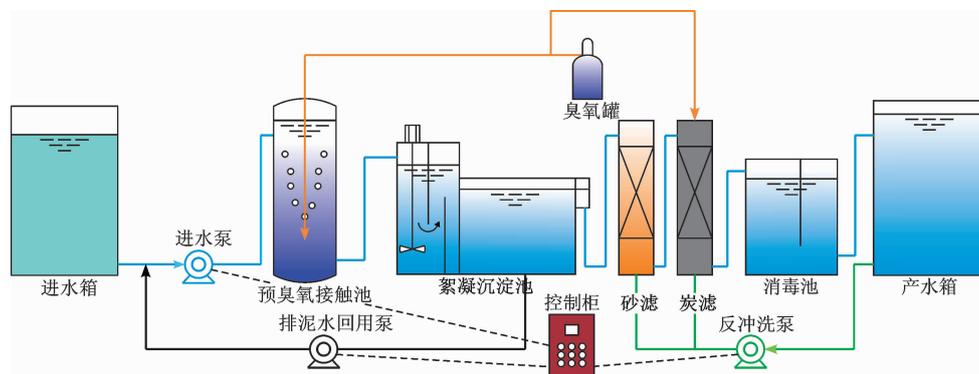


图2 中试回流工艺流程

### 2.3 生物指标测定

(1)AOC的测定。生物可同化有机碳(AOC)的测定参考Kooij等<sup>[17]</sup>提出的方法,即以饮用水中普遍存在的荧光假单胞菌P17(*Pseudomonas fluorescens*)和一种螺旋菌NOX(*Spirillum*)为测试菌,求出水中AOC浓度。一般认为AOC浓度控制在100

$\mu\text{g/L}$ 以内,可保证水质生物稳定性<sup>[18]</sup>。

(2)BDOC的测定。BDOC的测定采用悬浮培养法,即接种一定量的土著细菌,在 $20^\circ\text{C}$ 恒温条件下培养28 d,测定培养前后水中溶解性有机碳的差值即为BDOC。一般认为BDOC的浓度在为0.20~0.25 mg/L时,饮用水具有生物稳定性。

(3)异养菌平板计数(HPC)。异养菌平板计数(Heterotrophic Plate Count, HPC)采用R2A培养基,22℃培养7d,结果以单位体积的细菌总数(cfu/mL)表示。

### 3 结果分析与讨论

#### 3.1 排泥水特性研究

3.1.1 排泥水的理化特性 为研究排泥水的水质变化状况,检测了不同季节的排泥水和原水水质,结果如表1所示。

由表1可知,絮凝沉淀池排泥水与原水的水温基本相同,四季变化大,冬季低于0℃,夏季最高水

温达25℃以上;沉淀池排泥水的pH值为7.33~7.40,略低于原水的pH值(7.79~8.00),这可能是排泥水中含有的液体硫酸铝再次水解所致;沉淀池排泥水的浑浊度为10.10~27.1NTU,均高于原水平均浊度5.97NTU,且呈现冬季浊度高,春季浊度低的规律;沉淀池排泥水的氨氮、COD<sub>Mn</sub>以及DOC的浓度均高于原水相应值,且夏、秋两季普遍高于春、冬两季,这可能是因为夏季原水中藻类含量较高,混凝沉淀工艺可有效地去除水中悬浮物及部分有机污染物,这些污染物经沉淀工艺后转移到沉淀污泥之中,从而导致排泥水中的各类污染物浓度明显增加。

表1 排泥水与原水的理化特性

水样	季节	水温/℃	pH	氨氮/ (mg·L <sup>-1</sup> )	COD <sub>Mn</sub> / (mg·L <sup>-1</sup> )	DOC/ (mg·L <sup>-1</sup> )	浑浊度/ NTU
排泥水	春季	4.01	7.33	0.41	7.27	5.44	10.10
	夏季	20.90	7.35	0.67	10.02	5.98	16.10
	秋季	25.10	7.40	0.56	10.55	9.86	15.90
	冬季	-0.22	7.38	0.50	7.03	3.74	27.10
原水	春季	4.03	7.79	0.06	3.10	3.35	5.29
	夏季	20.30	8.00	0.07	3.80	3.70	5.63
	秋季	24.90	7.80	0.11	3.80	5.01	5.35
	冬季	-0.25	7.80	0.14	3.40	3.49	7.60

3.1.2 排泥水的生物稳定特性 上述结果表明,排泥水中累积了原水中大量的悬浮物和有机污染物,为微生物提供了充足的养料,为了探究排泥水回用是否会增加微生物超标的风险,测定了1年中不同季节沉淀池排泥水的AOC和BDOC浓度的变化情况,测定结果见图3。

由图3可以看出,排泥水的AOC浓度在45.30~137.34μg/L之间,均值为98.16μg/L;沉淀池进水的AOC浓度在85.61~108.5μg/L之间,均值为107.17μg/L;沉淀池出水的AOC浓度在48.56~63.54μg/L之间,均值为57.24μg/L。沉淀池对AOC有一定的去除效果,去除率平均值为46.6%,去除的AOC一部分被微生物分解转化,另一部分进入排泥水中。相较于沉淀池进出水,排泥水中AOC浓度受季节变化影响较明显,并呈现先增加后减小的趋势。排泥水中BDOC浓度在0.91~1.94mg/L之间,均值为1.92mg/L;沉淀池进水的BDOC浓度在0.23~0.41mg/L之间,均值为0.33mg/L;沉淀池出水的BDOC浓度在0.20~0.33mg/L之间,均

值为0.25mg/L,沉淀池对BDOC的去除率为20.7%。沉淀池排泥水BDOC的浓度变化与AOC相似,即随着水温降低,排泥水中BDOC浓度明显升高,之后温度升高,BDOC浓度又迅速降低。从图3可知,沉淀池进出水的AOC和BDOC浓度基本遵循物料守恒。冬季沉淀池排泥水AOC浓度和BDOC浓度均达到最高值,分别为137.34μg/L和1.94mg/L,这是因为温度对微生物生长与繁殖具有显著作用,沉淀池排泥水中存在大量微生物,且冬季较低水温导致微生物分解利用可生物降解有机物的效率低<sup>[19-20]</sup>,导致大量有机物累积。

#### 3.2 水温对生物稳定性的影响

沉淀池排泥水的AOC和BDOC浓度与进水水质、处理工艺、水温等因素有关。水处理系统运行相对稳定的情况下,水温变化是水质生物稳定性的主要影响因素。为了探求AOC、BDOC浓度和水温之间的关系,采用皮尔逊(Pearson)法,对水温与排泥水中AOC和BDOC的数据进行线性相关性拟合,分析结果见图4和表2。

由图4和表2可知,拟合线与数值趋势接近,且拟合过程的 $R^2$ 分别为0.9777、0.9073,均满足 $R^2 > 0.9$ ,表明线性拟合效果良好,即AOC和BDOC分别与水温呈显著线性相关特性,也进一步解释了排泥水AOC和BDOC浓度受季节影响显著的原因。

### 3.3 回流工艺各单元的出水水质

#### 3.3.1 回流工艺对物化指标的影响 上述实验结

果表明排泥水水质较原水差,主要表现在悬浮物和有机污染物含量高、生物稳定性较低等方面,为探究回流排泥水是否会对出水水质造成不利影响,在中试试验过程中,用回流比为3%的排泥水与原水混合为进水,对比在不同季节条件下,中试回流工艺与水厂不回流工艺各单元出水水质变化情况,其出水浑浊度变化如图5所示。

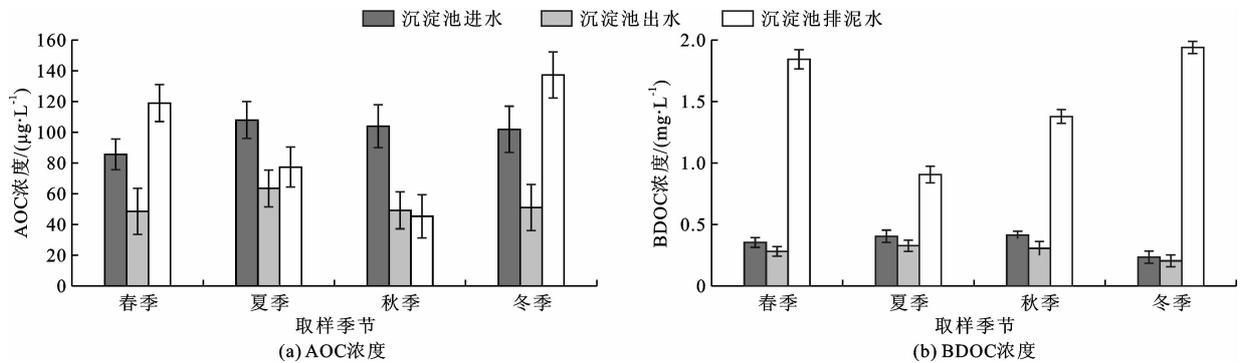


图3 不同季节沉淀池排泥水AOC和BDOC变化

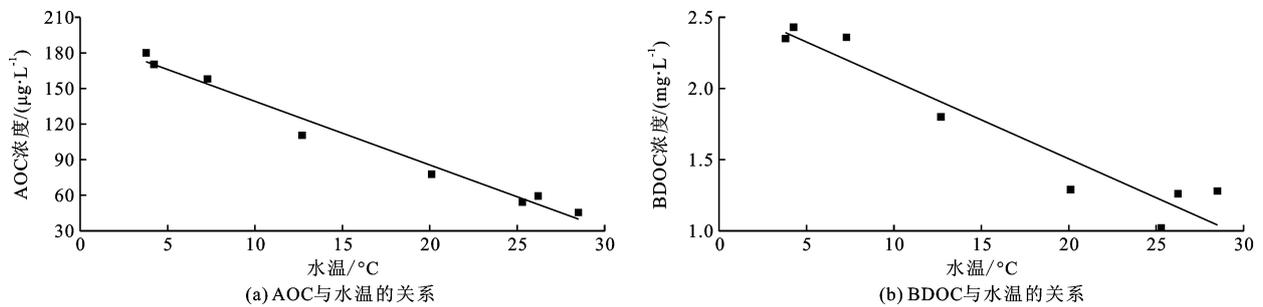


图4 水温与生物稳定性的关系

表2 排泥水中AOC和BDOC与水温的关系线性拟合参数表

生物指标	项目	数值	标准误差	$t$	$P >  t $	$R^2$
AOC	截距	192.8217	5.7102	33.7679	0.0000001	0.9777
	斜率	-5.3624	0.3058	-17.5354	0.0000022	
BDOC	截距	2.5990	0.1225	21.2254	0.0000007	0.9073
	斜率	-0.0547	0.0066	-8.3358	0.0001618	

由图5可知,中试进水浑浊度平均值为6.52 NTU,经混凝沉淀工艺处理后出水的浑浊度均值为2.72 NTU,经砂滤、 $\text{O}_3$ -BAC后出水浑浊度与净水厂出水的浑浊度均小于1 NTU,满足《生活饮用水卫生标准》(GB5749-2006)。总体而言,采用排泥水回用的中试装置进水浑浊度(6.72 NTU)较净水处理厂进水浑浊度(5.23 NTU)高,但经混凝沉淀工艺后,中试装置的出水浑浊度(0.24 NTU)较净水厂出水浑浊度(0.28 NTU)低,这说明回流沉淀池排泥水具有明显的强化混凝效果。这是因为低浊度的原水

颗粒浓度很低,粒径小,亲水性较强,碰撞和聚集概率较低,即使使用更高的混凝剂剂量也难以处理。当沉淀池排泥水与原水混合,回用于混凝阶段时,增加原水浊度的同时提高了颗粒间的碰撞几率,从而为絮凝体的形成提供了充足的凝聚核心,且三维结构絮体在所产生的长化学分子链上可以通过物理吸附和架桥机理吸附混合水中颗粒,实现更好的混凝效果<sup>[21]</sup>。

饮用水中的氨氮是微生物的有机产物,其含量决定着饮用水的水污染程度,影响着人们的生活质

量和身体健康。图 6 为各工艺单元出水的氨氮浓度变化。

由图 6 可以看出,试验期间中试进水氨氮浓度在 0.06 ~ 0.15 mg/L 之间,均值为 0.13 mg/L,原水氨氮浓度为 0.06 ~ 0.14 mg/L,均值为 0.09 mg/L。氨氮浓度随季节变化波动较大,春夏较高,秋冬较低,可能是春夏原水中藻类含量较多<sup>[22]</sup>。混凝沉淀、砂滤、炭滤工艺对水中氨氮的平均去除率分别为 11.9%、22.5% 与 45.4%。消毒过程中由于游离氯可与氨氮发生反应生成氯胺,使得水中氨氮浓度持续降低。总体而言,中试装置的进水氨氮浓度均值相比水厂原水氨氮浓度均值大,但经后续处理,中试装置出水的氨氮浓度与水厂出水的氨氮浓度在 0.02 ~ 0.06 mg/L 之间,均低于《生活饮用水卫生标准》(GB5749 - 2006)中氨氮 0.5 mg/L 的限值要求,说明排泥水回用不会对出水氨氮造成超标风险。

3.3.2 回流工艺对有机污染物的影响 由于有机污染物对人类健康的潜在危害,饮用水中有机污染物的存在值得特别关注。

试验期间中试进水 COD<sub>Mn</sub> 的浓度为 3.10 ~ 4.74 mg/L(图 7),均值为 3.87 mg/L,出水 COD<sub>Mn</sub> 浓度为 1.26 ~ 2.20mg/L,均值为 1.56 mg/L,中试回流工艺对 COD<sub>Mn</sub> 的去除率为 47.1% ~ 64.1%。不同工艺单元对水中 COD<sub>Mn</sub> 均有去除能力,混凝沉淀工艺对 COD<sub>Mn</sub> 的去除效果最好,去除率最高为 34.5%,可以认为有机污染物在混凝沉淀后有效去除。总体而言,中试进水 COD<sub>Mn</sub> 浓度均值(3.87 mg/L)高于水厂工艺进水 COD<sub>Mn</sub> 浓度均值(3.65 mg/L),中试出水 COD<sub>Mn</sub> 浓度均值比水厂出水 COD<sub>Mn</sub> 浓度均值低,分别为 1.56 和 1.63 mg/L,范围在 1.31 ~ 1.78mg/L 之间,均低于《生活饮用水卫生标准》(GB5749 - 2006)中 COD<sub>Mn</sub> 的限值要求,说明回用排泥水没有增加出水的有机污染物,且在一定程度上提高了去除效果。DOC 反映了水中溶解性有机物的量,而部分溶解性有机物不仅自身有毒有害,还为致病菌、病毒等提供养料,促进其在水中的繁殖生长,对人体造成巨大的威胁。图 8 为回用沉淀池排泥水对各单元出水 DOC 的影响。

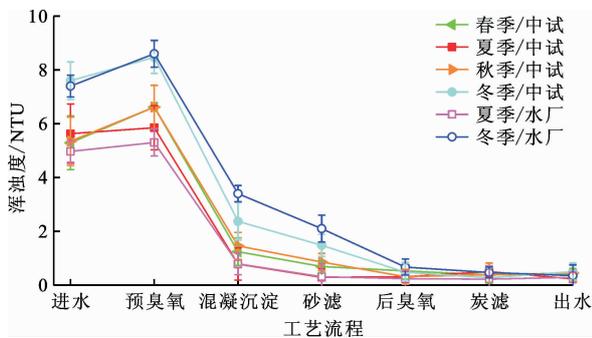


图 5 不同季节中试及水厂各单元出水浊度变化

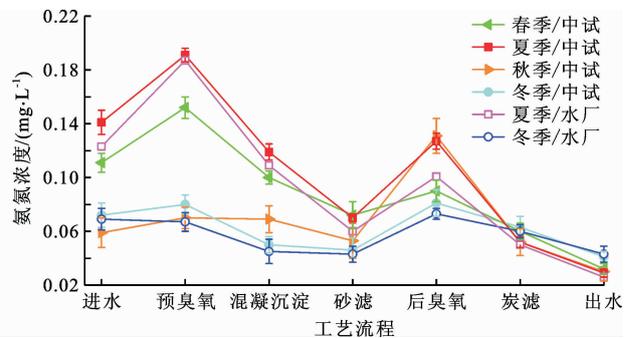


图 6 不同季节中试及水厂各单元出水氨氮浓度变化

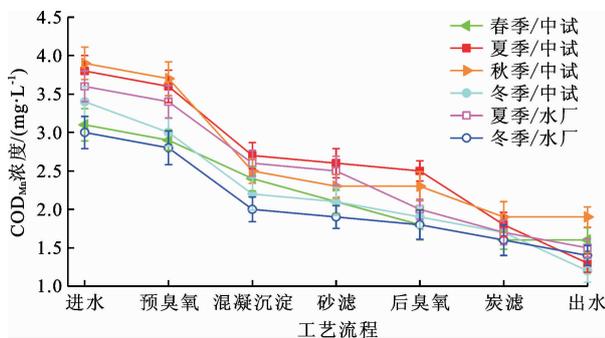


图 7 不同季节中试及水厂各单元出水 COD<sub>Mn</sub> 浓度变化

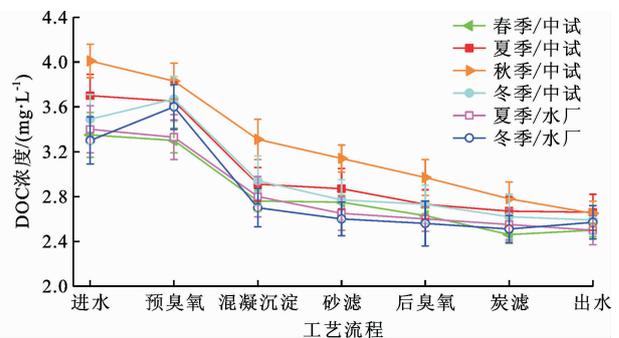


图 8 不同季节中试及水厂各单元出水 DOC 浓度变化

由图 8 可知,中试进水 DOC 浓度为 3.47 ~ 5.01 mg/L,均值为 4.30 mg/L,受季节变化影响较大,其中夏季水中 DOC 浓度(均值 3.57 mg/L)高于冬季(均值 3.11 mg/L)。水厂工艺进水 DOC 浓度均值(3.92 mg/L)低于中试进水 DOC 浓度均值(4.30

mg/L)。预臭氧与后臭氧单元对水中 DOC 的平均去除率分别为 0.1% 与 2.7%,去除能力有限,原因在于臭氧能够与水中的有机物发生反应,但主要是将其部分氧化为其他小分子中间产物,而没有将有机物完全氧化为二氧化碳和水等无机物<sup>[23]</sup>。混凝

沉淀、砂滤与炭滤工艺对 DOC 的平均去除率分别为 15.0%、5.7% 与 7.9%。试验期间,中试装置对水中 DOC 的去除率为 23.7% ~ 35.9%,  $O_3$ -BAC 工艺对水中 DOC 的浓度有一定的控制效果。中试出水 DOC 浓度均值为 2.53 mg/L 比水厂出水 DOC 浓度均值(2.61 mg/L)低,范围均在 2.50 ~ 2.66mg/L 之间。

中试回流工艺有效去除了出水有机污染物,原因在于回流工艺进水的浊度增加,产生大量絮体,混凝沉淀工艺通过吸附在沉淀絮体上的电荷中和、吸附和络合的组合效应,使有机物更容易附着在较强的絮体结构上<sup>[24]</sup>,从而在中试回流工艺进水有机物浓度高于水厂进水的情况下,中试出水有机物浓度满足标准,甚至低于水厂工艺出水。

**3.3.3 回流工艺对生物安全的影响** 生物安全永远是饮用水安全中极其重要的一环,图 9 为中试装置及水厂各单元出水 HPC 变化情况。

由图 9 可以看出,试验期间中试进水 HPC 在 31 000 ~ 81 000 cfu/mL 之间,均值为 41 000 cfu/mL,随季节变化较为明显,夏季水温高,水中细菌总数也较高,说明排泥水中富集了大量的微生物。混凝沉

淀、砂滤工艺可有效去除水中细菌,去除率平均值分别为 71.8% 与 48.4%。经生物活性炭滤池过滤,水中细菌总数有所增加,但加氯消毒工艺可将水中细菌有效灭活,保障了饮用水的水质安全。中试进水的 HPC 均值(41 000 cfu/mL)比水厂原水的 HPC 均值(34 000 cfu/mL)高,中试出水与水厂出水细菌总数均未检出,且符合《生活饮用水卫生标准》(GB5749-2006)中的要求,说明回流排泥水未使出水的细菌总数增加。

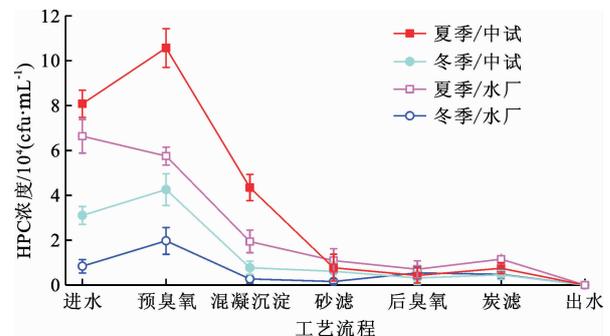
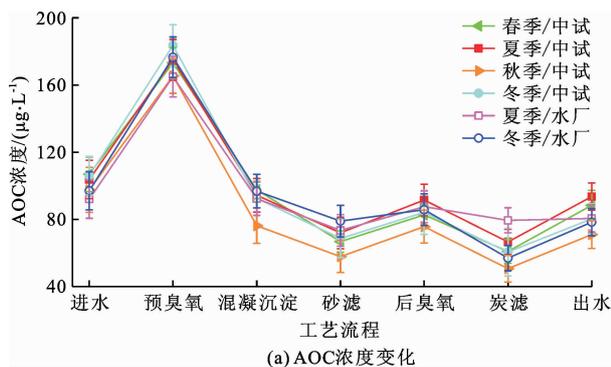
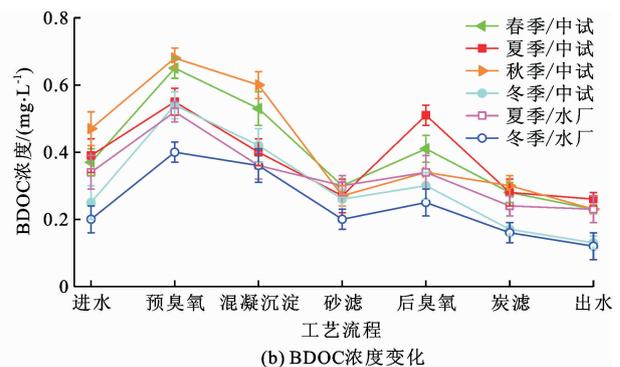


图 9 中试各单元出水 HPC 浓度变化

图 10 为中试装置及水厂各单元出水 AOC 和 BDOC 浓度变化情况。



(a) AOC 浓度变化



(b) BDOC 浓度变化

图 10 中试各单元出水 AOC 和 BDOC 浓度变化

由图 10 可知,中试进水 AOC 浓度为 97.35 ~ 106.67  $\mu\text{g/L}$ ,均值为 105.79  $\mu\text{g/L}$ ,BDOC 浓度为 0.25 ~ 0.47 mg/L,均值为 0.34 mg/L;水厂进水 AOC 浓度为 92.23 ~ 97.17  $\mu\text{g/L}$ ,均值为 94.7  $\mu\text{g/L}$ ,BDOC 浓度为 0.20 ~ 0.34 mg/L,均值为 0.28 mg/L。中试进水 AOC 和 BDOC 浓度普遍高于水厂原水,不同季节中试及水厂各工艺单元出水 AOC 的变化趋势一致。中试及水厂工艺对水中 AOC 和 BDOC 的去除率均为正值,且出水 AOC 浓度均小于 100  $\mu\text{g/L}$ ,水厂出水 BDOC 浓度为 0.12 ~ 0.23 mg/L,均值为 0.16 mg/L,中试出水 BDOC 浓度为 0.13 ~ 0.26 mg/L,均值为

0.21 mg/L,这也有利于保障管网水质的生物稳定性。尽管中试出水 AOC 和 BDOC 浓度均值大于原水相应指标的均值,但出水水质均满足饮用水水质的生物稳定性要求,可以认为回用排泥水不会对出水的生物稳定性造成影响。

图 11 为中试装置及水厂各单元对 AOC 和 BDOC 的去除效果。

由图 11 可以看出,在中试装置中,混合水经预臭氧处理,水中 AOC 和 BDOC 浓度明显升高,去除率分别为 -69.6% 和 -67.6%。水厂工艺中,原水经预臭氧处理,水中 AOC 和 BDOC 去除率分别为

-64.8%和-57.1%。原水和混合水经混凝沉淀、砂滤工艺后,AOC和BDOC浓度均大幅降低,经后臭氧单元处理,AOC和BDOC浓度升高。由于活性炭滤池中的表面吸附作用与生物降解作用,有效去除了水中的AOC和BDOC,中试装置炭滤工艺对它们的去除率分别为30.1%和45.6%,水厂工艺中炭滤对水中AOC和BDOC去除率分别为23.5%和47.8%。经过加氯消毒工艺后,水中的AOC和BDOC浓度明显升高。在加氯消毒阶段,BDOC浓度增加较AOC浓度慢,是因为氯的氧化作用对水中BDOC的浓度影响表现出双重作用,一方面可将水中部分有机物氧化分解为可生物降解的有机物,造成BDOC的浓度升高,另一方面又可将BDOC进一步转化为AOC等低分子量有机物或其他难以被微生物利用的氯代有机物,使水中BDOC的含量降低,两种作用的相对大小决定了水中的BDOC浓度<sup>[25]</sup>。水厂工艺流程对AOC和BDOC的总去除率分别为10.39%和12.08%,试验装置对AOC和BDOC的总去除率分别为26.0%和32.6%,均高于水厂工艺流程的去除效率,说明回用排泥水不会增加出水的生物不稳定风险。

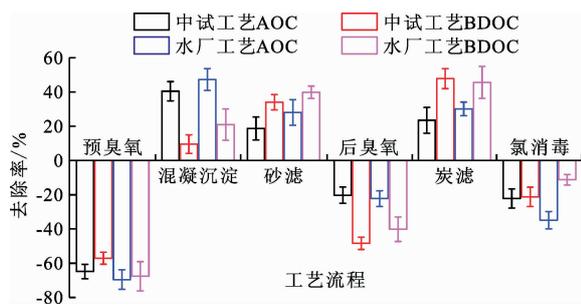


图11 中试及水厂各单元对AOC和BDOC的去除率

## 4 结论

(1) 沉淀池排泥水的浑浊度(10.10~27.1 NTU)、氨氮浓度(0.41~0.67 mg/L)、 $COD_{Mn}$ 浓度(7.03~10.55 mg/L)以及DOC浓度(3.74~9.86 mg/L)均高于原水相应指标;排泥水的AOC浓度在45.30~137.34  $\mu\text{g/L}$ 之间,均值为98.16  $\mu\text{g/L}$ ,BDOC浓度在0.91~1.94 mg/L之间,均值为1.92 mg/L,且相较于沉淀池进出水,排泥水中AOC和BDOC浓度受季节变化影响较明显,并呈现先增加后减小的趋势,且水温与生物稳定性指标呈显著线性相关。

(2) 就理化指标而言,中试进水的浑浊度、氨氮、 $COD_{Mn}$ 、DOC浓度值均高于水厂原水,但经过中

试回流工艺处理后均符合《生活饮用水卫生标准》(GB5749-2006)中的要求,认为回用沉淀池排泥水不会增加出水物化指标超标风险。

(3) 中试进水的生物安全指标(细菌总数、AOC、BDOC)均高于水厂原水,经过中试回流工艺后,细菌总数符合《生活饮用水卫生标准》(GB5749-2006)中的要求,出水AOC浓度为70.47~93.35  $\mu\text{g/L}$ ,均值为88.67  $\mu\text{g/L}$ ,BDOC浓度0.13~0.26 mg/L,均值为0.21 mg/L,均满足饮用水水质的生物稳定性要求,认为回用沉淀池排泥水不会增加生物安全的风险。

## 参考文献:

- [1] 聂立伟. 部分城市给水厂运行与生产废水状况调查及典型水厂分析[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2013.
- [2] 郭文娟,鄯燕秋. 净水厂排泥水处理工艺现状及发展方向[J]. 给水排水,2013,49(8):35-40.
- [3] ZHU Shijun, XU Yongpeng, CHEN Ting, et al. Effect of continuous direct recycling of combined residual streams on water quality at the pilot scale in different seasons [J]. Journal of Environmental Engineering, 2017, 143(5): 04017004.
- [4] 刘国焯,童祯恭,胡锋平. 沉淀池排泥水回流强化混凝工艺参数研究[J]. 华东交通大学学报,2018,35(2):32-36.
- [5] LI Weiyang, YUASA A, DONG Bingzhi, et al. Study on backwash wastewater from rapid sand-filter by monolith ceramic membrane[J]. Desalination, 2010, 250(2): 712-715.
- [6] XU Yongpeng, CHEN Ting, XU Ronggang, et al. Impact of recycling alum sludge on coagulation of low-turbidity source waters[J]. Desalination and Water Treatment, 2015, 57(15): 6732-6739.
- [7] YANG Lan, WEI Jie, LIU Zhongyuan, et al. Material prepared from drinking waterworks sludge as adsorbent for ammonium removal from wastewater[J]. Applied Surface Science, 2015, 330: 228-236.
- [8] CHENG Weizhi, ROESSLER J, BLAIS N I, et al. Effect of water treatment additives on lime softening residual trace chemical composition - implications for disposal and reuse [J]. Journal Environ Manage, 2014, 145(1): 240-248.
- [9] 李文英,黄廷林,黄卓,等. 给水厂生产废水回用系统的风险评估与分析[J]. 中国给水排水,2012,28(5):57-60.
- [10] 陈停,崔福义,徐叶琴,等. 净水厂生产废水回用强化混凝处理低浊水及安全性[J]. 中国给水排水,2018,34(5):21-25.
- [11] 解岳,马二永,李小明. 曲江水厂生产废水回用对出厂水水质影响分析[J]. 给水排水,2015,51(6):13-17.
- [12] MCCORMICK N J, PORTER M, WALSH M E. Disinfect-

- tion by - products in filter backwash water; implications to water quality in recycle designs [J]. *Water Research*, 2010, 44(15): 4581 - 4589.
- [13] LIU Z, XU Y, YANG X, et al. Does the recycling of waste streams from drinking water treatment plants worsen the quality of finished water? A case assessment in China [J]. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2017, 17(2): 597 - 605.
- [14] EBRAHIMI A, AMIN M M, POURZAMANI H, et al. Hybrid coagulation - UF processes for spent filter backwash water treatment; a comparison studies for PAFCl and FeCl<sub>3</sub> as a pre-treatment [J]. *Environ Monit Assess*, 2017, 189: 387.
- [15] CHEN Ting, XU Yongpeng, LIU Zguquan, et al. Evaluation of drinking water treatment combined filter backwash water recycling technology based on comet and micronucleus assay [J]. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 2015, 42: 61 - 70.
- [16] ZHOU Zhiwei, YANG Yanling, LI Xing, et al. An insight into dissolved organic matter removal characteristics of recycling filter backwash water: A comparative study [J]. *Separation Science and Technology*, 2014, 49(18): 2981 - 2989.
- [17] KOOIJ D V D, HIJNEN W A M. Substrate utilization by an oxalate - consuming spirillum species in relation to its growth in ozonated water [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1984, 47(3): 551 - 559.
- [18] 华伟, 张雪, 张骏鹏, 等. 净水厂常规与深度处理工艺对饮用水生物稳定性控制研究 [J]. *给水排水*, 2016, 52(1): 7 - 12.
- [19] LOU Jiechung, LIN Chungyi, HAN Jiayun, et al. Comparing removal of trace organic compounds and assimilable organic carbon (AOC) at advanced and traditional water treatment plants [J]. *Environ Monit Assess*, 2012, 184(6): 3491 - 3501.
- [20] SHARP E L, PARSONS S A, JEFFERSON B. Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment [J]. *Sci Total Environ*, 2006, 363(1-3): 183 - 194.
- [21] HUANG C, LIN J L, LEE W S, et al. Effect of coagulation mechanism on membrane permeability in coagulation - assisted microfiltration for spent filter backwash water recycling [J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2011, 378(1-3): 72 - 78.
- [22] 苏振铎, 徐志嫻, 许光远, 等. 基于藻类连续生长的生物慢滤池深度净化污水的研究 [J]. *水资源与水工程学报*, 2015, 26(3): 96 - 99.
- [23] 陈翔宇, 姚娟娟, 王庆涛, 等. 基于 CFD 技术的臭氧给水处理工艺研究进展 [J]. *水资源与水工程学报*, 2018, 29(2): 110 - 115.
- [24] GREENSTEIN K E, LEW J, DICKENSON E, et al. Investigation of biotransformation, sorption, and desorption of multiple chemical contaminants in pilot - scale drinking water biofilters [J]. *Chemosphere*, 2018, 200: 248 - 256.
- [25] TERRY L G, SUMMERS R S. Biodegradable organic matter and rapid-rate biofilter performance: A review [J]. *Water Research*, 2011, 45: 234 - 245.

(上接第 72 页)

- [14] 高晓丽, 张书函, 肖娟, 等. 雨水生物滞留设施中填料的研究进展 [J]. *中国给水排水*, 2015, 31(20): 17 - 21.
- [15] 曹英兰, 刘延锋, 徐颖. 红壤对三氮吸附 - 解吸性能实验研究 [J]. *集美大学学报(自然科学版)*, 2009, 14(3): 245 - 250.
- [16] 贺娜, 蓝增全, 吴永红, 等. 滇池北岸城郊红壤对磷的吸附特征 [J]. *西南林学院学报*, 2009, 29(3): 15 - 18.
- [17] 梁小光, 魏忠庆, 上官海东, 等. 海绵城市建设中生物滞留设施排空时间研究 [J]. *给水排水*, 2018, 44(11): 26 - 30.
- [18] HUNT W F, SMITH J T, JADLOCKI S J, et al. Pollutant removal and peak flow mitigation by a bioretention cell in urban Charlotte, NC [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2008, 134(5): 403 - 408.
- [19] 宋春丽, 樊剑波, 何园球, 等. 不同母质发育的红壤性水稻土磷素吸附特性及其影响因素的研究 [J]. *土壤学报*, 2012, 49(3): 607 - 611.
- [20] BROWN R A, HUNT W F. Improving bioretention/biofiltration performance with restorative maintenance [J]. *Water Science & Technology A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 2012, 65(2): 361.
- [21] 王书敏, 何强, 徐强, 等. 生物滞留系统去除地表径流中的氮素研究评述 [J]. *水科学进展*, 2015, 26(1): 140 - 150.
- [22] BROWN R A, BIRGAND F, HUNT W F. Analysis of consecutive events for nutrient and sediment treatment in field - monitored bioretention cells [J]. *Water Air & Soil Pollution*, 2013, 224(6): 1 - 14.