

# 混凝沉淀与混凝气浮处理含铊微污染北江水的对比研究

任刚<sup>1,2</sup> 余燕<sup>3</sup> 李明玉<sup>1,2</sup> 彭素芬<sup>1,2</sup> 杜耀民<sup>4,5</sup>

(1 暨南大学环境学院, 广州 510632; 2 广东省高校水土环境毒害性污染防治与生物修复重点实验室, 广州 510632; 3 广东省食品药品检验所, 广州 500630; 4 广东省人民医院, 广州 510632; 5 广东省医学科学院, 广州 510632)

**摘要** 随着人类活动特别是采矿业的增加,铊(Tl)引起的水污染已经成为给水行业面临的严峻问题。以含 Tl 微污染北江水为处理对象,在不改变常规运行参数(包括沉淀时间、pH 等)前提下,对混凝沉淀和混凝气浮两种工艺的效能进行了对比研究,重点考察两种工艺除 Tl、除浊、除总有机碳(TOC)和除藻特点。结果表明,混凝沉淀和混凝气浮工艺的除 Tl 效率均随投药量的增加而提高。复合混凝剂 PAC-PDM、AS-PDM 除 Tl 效果优于 PAC 和 AS。常规投药量范围内,沉淀除 Tl 和除浊效果优于气浮,但除藻效果较气浮略低。除 Tl 与除 TOC 之间存在一定相关性,最佳投药范围一致。综合考虑相关因素,对于含 Tl 微污染北江水而言,混凝除污最佳工艺为混凝沉淀,最优混凝剂及投药量分别为 PAC-PDM 和 7 mg/L。

**关键词** 混凝沉淀 混凝气浮 Tl 微污染水 北江

## 0 前言

铊(Tl)是一种在我国分布较广的典型伴生元

广州市科技计划项目(2013B020800005)。

段面的风险的评估。

## 3 小结与建议

(1)J 市水源系统的风险值为 6.74,等级为 II,属于中。

(2)水源系统的 3 个部分:水源水质、水源水量和水源管理的风险值分别为 5.57、10.68 和 5.28,其中水源水量的风险等级为 III,属于高,其余 2 个部分的风险等级为 I,属于低。

(3)水源水质指标中有 3 个单项指标:镉、油类、藻类的风险等级为 II,属于中。

通过评估目前 J 市的水源系统的风险等级为 II,风险为中,有些指标的风险等级为 III、II,这表明目前某些环节存在一定的风险。建议在日常的工作中,应进一步优化风险评估的方法,使风险评估接近实际情况;同时将风险评估与日常生产结合运用,对影响水源系统安全的各因素进行监测、预警、控制,特别风险值相对高的风险源,应优先控制,做好相应

素,在有色金属的开采、冶炼等工艺环节,铊可通过废水、烟道尾气等形式进入水体或大气,并可通过颗粒沉降或降水挟带再次进入附近水域。

铊是人体非必要元素,较低剂量即可对肝肾、神

的应急预案。还应对已采取的措施及其效果进行评价,确认控制措施的有效性和确定和优化未充分控制的风险,使每一种风险因素处于可控范围之内。以水源水量为例,它的主要风险来自于目前单一水源的状况,因此必须寻求备用水源和制定相关的应急措施,才能有效控制风险,确保供水安全。

## 参考文献

- 1 朱婷,李树平,刘遂庆.可持续城市水系统风险分析的应用与进展.中国给水排水,2007,23(16):18~21
- 2 世界卫生组织编.水安全计划手册:供水企业分步实施的风险管理.世界卫生组织,日内瓦,2009
- 3 肖峰,肖萍,毕哲,等.层次分析法在饮用水风险综合评价中的运用.给水排水,2012,38(增刊):135~140
- 4 张晓健,陈超.应对突发性水源污染的城市应急供水的进展与展望.给水排水,2011,37(9):9~18

○ E-mail:whp-g001@163.com

收稿日期:2014-06-16

经系统和消化系统造成不可逆损伤,并产生急性或慢性中毒效应<sup>[1]</sup>。美国环保署(USEPA)<sup>[2]</sup>和欧盟、俄罗斯等已将铊列为优先控制污染物,并规定饮用水中 Tl 限值为 2 μg/L(安全阈值)、0.5 μg/L(远期安全值)和 0.1 μg/L,我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)中则规定 Tl 限值为 0.1 μg/L<sup>[3]</sup>。英国 Idaho、加拿大 New Brunswick、中国黔西南和粤北、湘南等矿区附近水域及下游水体的湘江等多次出现高于饮用水标准 10<sup>2</sup>~10<sup>4</sup> 倍的监测值<sup>[4~9]</sup>。铊污染已经对饮用水的卫生安全构成严重威胁。与此同时,南方地区地表水中有机物、藻类污染也日益加剧,这都给传统给水处理工艺带来严峻考验<sup>[10~13]</sup>。目前已有报道采用吸附等方法去除原水中的 Tl<sup>[14~16]</sup>。

北江是珠江的重要支流,也是珠江三角洲地区重要饮用水源之一。上游流经南雄、韶关等地,是我国重要有色金属和硫铁矿产区,Tl 污染风险水平较高。混凝—沉淀和混凝—气浮是两种常用给水处理工艺,本研究采用小试装置模拟实际运行条件,以含 Tl 的微污染北江水为处理对象,在不改变常规运行参数(包括沉淀时间、pH 等)前提下,对两种工艺的除污性能进行了研究,并分析了相关影响因素,提出合理混凝方案。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料与设备

试验用水:采用北江佛山三水段实际地表水,由于试验期间多数情况下原水 Tl 的本底值偏低,因此采用人工投加外源 Tl 调整原水 Tl 浓度。将 TlNO<sub>3</sub> 溶解配制成 0.1 mg/L(以 Tl 计)的溶液并人工投加,得到含 Tl 原水。试验期间原水主要水质条件如表 1 所示,人工投配后原水中 Tl 含量为 0.1~0.22 μg/L。

表 1 试验期间原水水质条件

| 水温 /℃ | TOC /mg/L | pH      | 浊度 /NTU | 硬度(以 CaCO <sub>3</sub> 计)/mg/L | 碱度(以 CaCO <sub>3</sub> 计)/mg/L | 藻细胞数 /个/L                                | Tl /μg/L |
|-------|-----------|---------|---------|--------------------------------|--------------------------------|--|----------|
| 12~18 | 2.4~10.1  | 7.8~8.6 | 8~19    | 11~55                          | 10~48                          | 2.2×10 <sup>6</sup> ~7.5×10 <sup>7</sup> | 0~0.16   |

试验用试剂:基准纯硝酸铊(固体 TlNO<sub>3</sub>, 99.99%)购于美国 Tedia Co. Ltd., 优级纯硝酸(HNO<sub>3</sub>)和氢氧化钠(NaOH)、盐酸(HCl)、硫酸铝

(Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, AS)等分析纯试剂,购于国药集团化学试剂有限公司。絮凝剂聚氯化铝(PAC, 盐基度 42%)购于河南某水处理材料公司,聚二甲基二烯丙基氯化铵(PDM)为工业级,特征粘度为 1.60 dL/g。

ICP 调谐液:10 μg/L 的 Li/Co/Y/Ce/Tl 混合溶液由 Agilent 公司提供。

主要仪器:Agilent 7700x 等离子体质谱仪,TA-1.0 型 TOC 分析仪测定,GDS-3B 光电浊度仪,ZR4-6 型混凝实验搅拌机,pHs-25 型 pH 计,恒温水浴锅,S-212 型恒速搅拌器,奥林巴斯 CX31 显微镜。

### 1.2 PAC-PDM/AS-PDM 制备

分别称取 50 g 的 PAC 和 AS 置于容积 500 mL 烧杯中,加入 350 mL 重蒸馏水,缓缓搅拌并加热至 55℃待溶解完全;加入 PDM 15 g,缓慢搅拌至形成均相溶液,恒温熟化 12 h 后即可制得 AS-PDM 和 PAC-PDM。制取的 AS-PDM 和 PAC-PDM 混凝剂中 Al 含量分别为 25.6 mg/mL 和 20.3 mg/mL。

### 1.3 试验模型

试验分别采用“混凝沉淀”和“混凝加压溶气气浮”的处理工艺。其中“混凝沉淀”试验反应器采用 1L 烧杯、标准六联搅拌器;“混凝气浮”试验反应器采用加压溶气罐(∅=200 mm, H=1.0 m, 焊接钢罐)、气浮柱(∅=120 mm, H=1.2 m, 有机玻璃材质,内设搅拌器),气源采用瓶装氮气(8.0 MPa, 50 L 装)。

混凝沉淀试验:取 800 mL 含 Tl 原水加入 1L 烧杯,并将烧杯置于标准六联搅拌器上以 300 r/min 快速搅拌;根据需要向烧杯中加入适量混凝剂并开始计时,1 min 后以 50 r/min 的转速慢速搅拌 15 min,静沉 20 min 后,虹吸取液面下 2 cm 处水样,并检测各项水质指标。

气浮试验:为使试验数据具有可比性,溶气水取自含 Tl 原水。首先向溶气罐内注水至约 1/3 处,打开氮气瓶阀门充气至 0.4 MPa,溶气反应时间为 20 min。将混凝反应后、沉淀前的水样小心倒入气浮柱,开启搅拌机缓慢搅拌,并同时从底部加入溶气水开始气浮。溶气水的加入量按回流比 10% 计。静

态气浮 15 min 后从气浮柱 1/2~2/3 高度处取样,检测各项水质指标。

#### 1.4 Tl 检测

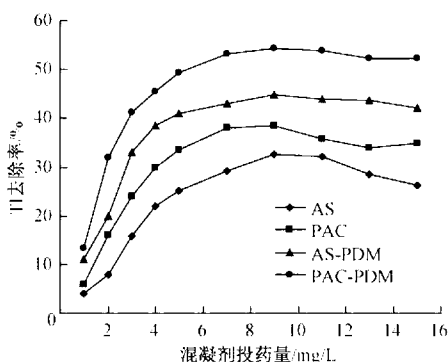
参考 EPA 6020、EPA3051. A 和 GB/T 5750—2006,本试验水样 Tl 浓度采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)检测。水样先用 0.45 μm 滤膜过滤,然后用优级纯 HNO<sub>3</sub> 进行酸化至 pH 2.0,并准备上机检测。ICP-MS 工况使用调谐液进行优化确定,本试验采用仪器工作条件为:RF 功率 1 200 W、载气流速 1.21 L/min、进样深度 7.7 mm、雾化室温度 4 °C。该操作条件下,Tl 浓度在 0.05~10 μg/L 范围内标准曲线的线性相关系数 R<sup>2</sup> = 0.998 6,对标准溶液检测 5 次的标准偏差为 1.9%,满足试验分析要求。

## 2 结果与讨论

### 2.1 混凝沉淀除 Tl 效能

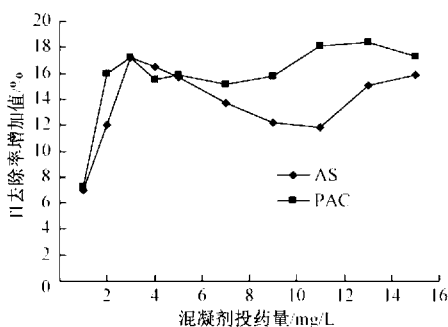
混凝沉淀对 Tl 的去除效果见图 1。本试验中的投药量均以 Al 计。随混凝剂投加量的增大,Tl 的去除率也呈增加趋势,其中 AS 投加量从 1 mg/L 增加至 7mg/L 时,Tl 的去除率从 4.1% 提高到 30.3%,PAC 投加量从 1 mg/L 增加至 9 mg/L,除 Tl 率从 6.1% 提高到 35.4%,复合混凝剂 AS-PDM 除 Tl 率从 10.9% 提高到 46.5%,PAC-PDM 从 13.3% 提高到 55.3%。在相同投加量下,PAC-PDM 对 Tl 的去除率最高,而 AS 去除率最低。在 原水 Tl 不超过 GB 5749 中限定值的 2 倍时,5~12 mg/L 的 PAC-PDM 可以保证沉后水达标。投加量超过 9~12 mg/L 后,各混凝剂除 Tl 效果均有下降,这是因为胶体和悬浮颗粒吸附过多 PDM 之后,吸附层分散,空间位阻增加,阻止了絮体颗粒的进一步生长和凝聚,絮凝沉淀效果变差。

从混凝剂复合后去除率的增加情况来看,AS 和 PAC 与 PDM 复合后,去除率分别增加 7%~18.4% 和 7.3%~17.2%,如图 2 所示。其中混凝剂投加量小于 3 mg/L 时,Tl 去除率的增加值迅速增大,而后 PAC 复合后除 Tl 效果提升值稳定在 15.1%~17.4%,但 AS 复合后提升值较 PAC 略低。对于除 Tl 而言,复合混凝剂处理效果优于单一混凝剂,且聚合混凝剂又优于简单无机混凝剂。混凝机理一般包括电性中和、吸附架桥和网捕卷扫作用。



原水水质条件:pH7.9,浊度 9.5 NTU, TOC 3.9 mg/L,Tl 0.17 μg/L

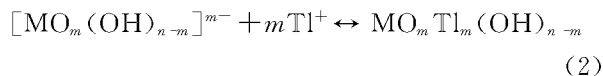
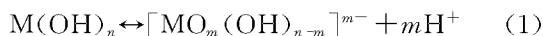
图 1 投药量对混凝沉淀除 Tl 的影响



原水水质条件:pH7.9,浊度 9.5 NTU, TOC 3.9 mg/L,Tl 0.17 μg/L

图 2 混凝剂复合对混凝沉淀除 Tl 效率的影响

一般认为 Tl 在地表水体中主要以离子态存在,因此混凝除 Tl 主要机理为混凝剂的多羟基水解产物核心对 Tl 的物理吸附和静电吸附作用,该机理可简单表示为:

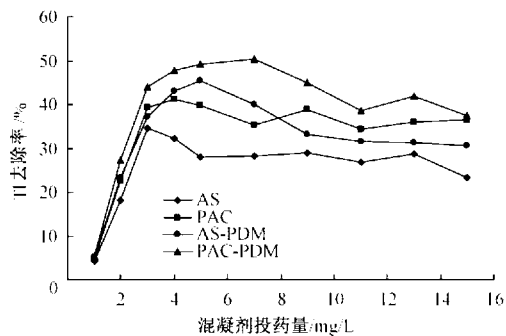


其中(1)+(2)表示静电吸附作用,(3)表示物理吸附作用。加大混凝剂投加量,水解产物的生成量也有所增加,其活性吸附点位的量也随之增加<sup>[17]</sup>,吸附 Tl<sup>+</sup> 效果也随之增大。对于 AS 来说,水解反应伴随着 H<sup>+</sup> 的生成和 pH 的下降,而 H<sup>+</sup> 不利于水解产物的生成,同时也对 Tl<sup>+</sup> 在水解产物上的吸附形成竞争,而 PAC 本身即为大分子的铝盐水解产物,投加后无须再次水解,不会生成大量 H<sup>+</sup>,因此除 Tl 效率优于 AS。PDM 属阳离子高分子化合物,

带有较强正电荷,虽然与 T1 的直接吸附作用不大,但与 AS 和 PAC 复合后一方面 PDM 的高分子链使得复合混凝剂的架桥、卷扫能力得以增强,可以形成体积更大、沉降速度更快的絮凝体;另一方面还可产生电荷叠加效应,强化了混凝剂的电中和能力。由于天然地表水中的悬浮颗粒、胶体等多带负电荷,部分 T1 可能也被其所吸附,因此提高悬浮物和胶体的去除率,也可提高混凝除 T1 效率。

## 2.2 混凝气浮除 T1 效能

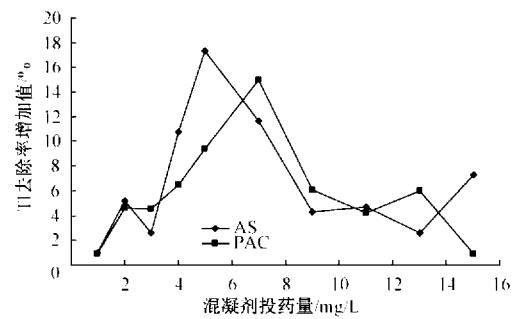
混凝气浮除 T1 效果见图 3。本试验条件下,随混凝剂投量增加,T1 去除率呈先增加后缓慢减少的趋势。如 AS 投加量从 1 mg/L 增加至 3 mg/L 时,T1 的去除率从 4.2% 提高到 34.5%,继续增加投药量,去除率开始下降;该变化规律在采用 PAC、AS-PDM、PAC-PDM 混凝剂时同样出现。不同的是出现转折点的投药量略有差异,分别为 4 mg/L、5 mg/L 和 7 mg/L。



原水水质条件: pH 7.7, 浊度 8.4 NTU, TOC 5.7 mg/L, T1 0.16 μg/L

图 3 投药量对混凝气浮除 T1 的影响

如图 4 所示, PAC-PDM 除 T1 率较 PAC 增加值为 0.9%~21%, AS-PDM 较 AS 增加值为 1.0%~19.1%。试验过程中肉眼可见,投药量增加到一定程度固液分离效果变差,气浮柱下部的清水区有较多细小悬浮物生成。原因可能是在较高投药量下生成的絮体量增加、絮体密度增大,使得上浮阻力加大,溶气气浮产生的细小气泡不能有效将絮体挟带至表面,固液分离效果变差。PDM 属高分子有机絮凝剂,其水解产物密度相对较小,复合絮凝剂在一定程度上克服了较大投加量时絮凝体上浮阻力大的缺点。相比于混凝沉淀而言,达到最大除 T1 率时,混凝气浮所需的投药量较小,但在高投药量下除 T1 效



原水水质条件: pH 7.7, 浊度 8.4 NTU,

TOC 5.7 mg/L, T1 0.16 μg/L

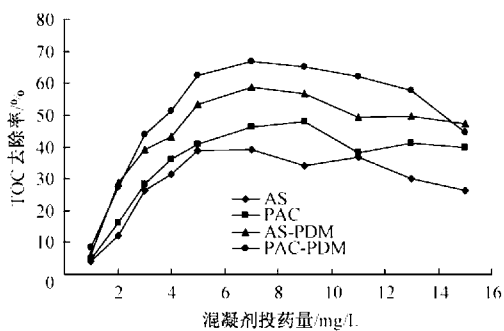
图 4 混凝剂复合对混凝气浮除 T1 效率的影响

率较低,同时气浮对 T1 的最大去除率较混凝沉淀相差 7.5%~14.2%。

## 2.3 混凝沉淀和混凝气浮对 TOC 的去除效果

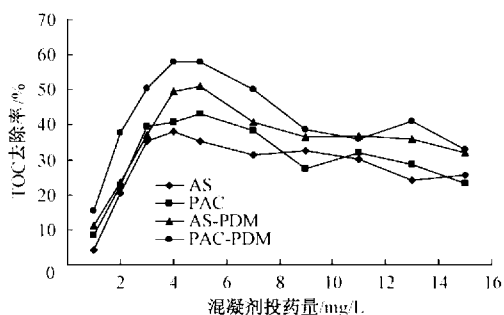
作为重要水质指标,TOC 可较全面反映水中有机污染的程度。混凝沉淀对原水 TOC 去除效果如图 5 所示。AS 在 5 mg/L 投加量时 TOC 最大去除率为 39.3%,而 PAC 在投加量为 9 mg/L 时即可去除 46.3%的 TOC,AS-PDM 投加量 7 mg/L 时最大可去除 58.6%的 TOC,采用 7 mg/L 的 PAC-PDM 去除率可提高至 66.7%。混凝气浮对 TOC 的去除效果如图 6 所示。有研究认为,对于溶解性有机物含量较高的原水,混凝气浮可有效去除有机物和浊度<sup>[18]</sup>。3 mg/L 的 AS 可去除 41%的 TOC,加大投药量后去除率明显降低,PAC、AS-PDM 和 PAC-PDM 在较高投药量下出现相似的规律,但最大去除率有所提高。一般认为,混凝过程去除有机物的机理主要有以下几方面<sup>[19]</sup>:带正电的金属离子与带负电的胶体状有机分子(或某些悬浮有机物颗粒)发生电中和而脱稳凝聚;金属离子与某些溶解性有机分子形成不溶性复合物而沉淀;有机分子吸附于絮体表面;吸附于无机胶体颗粒表面的有机分子(或某些悬浮有机物颗粒)随无机胶体颗粒凝聚而转化为絮体的一部分。对于气浮而言,除上述机理外,大量微气泡的加入还增加了水中各种颗粒的碰撞机会,并强化脱稳胶体颗粒的絮凝过程,这不仅会导致某些与微气泡作用的胶体形态 NOM 的去除,也会导致一些其他类型有机物分子或有机颗粒伴随絮凝过程得到强化而从水中去除。

PDM 与 AS、PAC 协同作用,一方面强化 AS、



原水水质条件: pH 7.9, 浊度 9.1 NTU,  
TOC 7.2 mg/L, Tl 0.12 μg/L

图5 混凝沉淀对 TOC 的去除效果



原水水质条件: pH 7.9, 浊度 9.1 NTU,  
TOC 7.2 mg/L, Tl 0.12 μg/L

图6 混凝气浮对 TOC 的去除效果

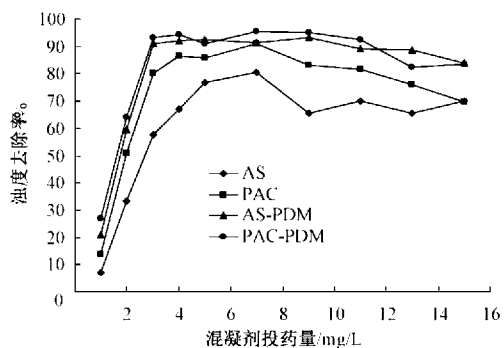
PAC 的电中和、吸附架桥效果,另一方面自身水解产物也可有吸附呈电负性的有机物,可有效提高混凝剂和水解产物对有机物的去除能力。有文献报道<sup>[20]</sup>,PDM 可有效吸附对 UV<sub>254</sub> 有显著贡献的高分子消毒副产物(DBPs)前驱物。北江广州段水质总体较好,色度较低、有机物含量较少,试验水质条件下 TOC 降至 5.5 mg/L 时,对应耗氧量 COD<sub>Mn</sub> 已经降至 2.8 mg/L,低于 3.0 mg/L 的饮用水卫生标准限值。

采用混凝沉淀工艺时,AS、PAC、AS-PDM 和 PAC-PDM 投药量分别在 5~7 mg/L、5~11 mg/L 和 5~13 mg/L 时可有效去除 TOC,而采用混凝气浮工艺时投药量分别在 3~5 mg/L、3~7 mg/L 和 4~5 mg/L,对应最大 TOC 去除率均略低于混凝沉淀工艺,且最大去除率对应投药量均小于混凝沉淀投药量,该规律与马军等人的研究结果一致<sup>[18]</sup>。

#### 2.4 混凝沉淀与混凝气浮除浊效果

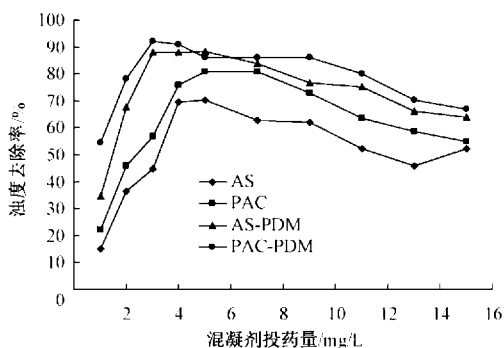
混凝沉淀和混凝气浮对原水浊度去除效果如图 7 和图 8 所示。两种工艺均可以有效去除微污

染水中的浊度,但达到最优除浊效果所需投药量差别较大,如 AS 投加量小于 7 mg/L 时,沉后水余浊逐步降低,在 7 mg/L 时最低余浊为 1.70 NTU,除浊率为 76.7%;PAC 投加量在 7 mg/L 时余浊降至 0.74 NTU,而 AS-PDM 和 PAC-PDM 投加量在 4 mg/L 时沉后水余浊已经降至 0.62 NTU、0.6 NTU,继续增加投药量除浊率略有下降。混凝气浮除浊规律与之相似,但在较高投药量下(AS ≥ 5 mg/L、PAC ≥ 4 mg/L、AS-PDM/PAC-PDM ≥ 5 mg/L)余浊明显上升,对于气浮而言,较低的投药量更有利于除浊。



原水水质条件: pH 7.9, 浊度 7.3 NTU,  
TOC 6.2 mg/L, Tl 0.14 μg/L

图7 混凝沉淀对浊度的去除效果



原水水质条件: pH 7.9, 浊度 7.3 NTU,  
TOC 6.2 mg/L, Tl 0.14 μg/L

图8 混凝气浮对浊度的去除效果

#### 2.5 混凝沉淀与混凝气浮除藻效果

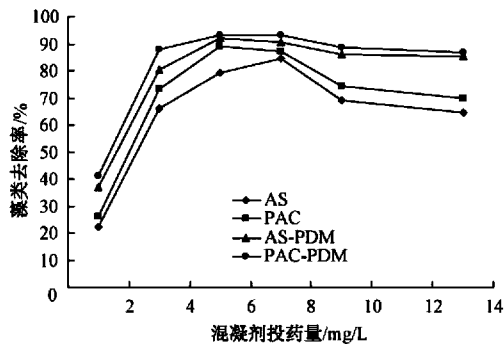
混凝沉淀和混凝气浮对原水藻类细胞的去除效果如图 9 和图 10 所示。从图中可以看出,相对于混凝沉淀,气浮在低投加量(AS/PAC ≤ 5 mg/L、AS-PDM/PAC-PDM ≤ 3 mg/L)下即可实现较好的除藻效果,加大投药量除藻率均有所降低;在混凝沉淀中

表 2 混凝沉淀/混凝气浮除 TOC 与除 Tl 相关性分析

| 项目         | 混凝沉淀              |                   |            |                  | 混凝气浮            |                  |                  |                 |
|------------|-------------------|-------------------|------------|------------------|-----------------|------------------|------------------|-----------------|
|            | AS                | PAC               | AS-PDM     | PAC-PDM          | AS              | PAC              | AS-PDM           | PAC-PDM         |
| 拟合结果       | $y=1.045x+4.5862$ | $y=1.354x-11.554$ | $y=1.207x$ | $y=1.301x-3.700$ | $y=1.08x+0.249$ | $y=0.803x+4.011$ | $y=0.988x+3.733$ | $y=0.833x+9.57$ |
| 相关系数 $R^2$ | 0.820             | 0.890             | 0.915      | 0.920            | 0.897           | 0.715            | 0.833            | 0.761           |

注:以 Tl 去除率为横坐标,以 TOC 去除率为纵坐标拟合结果。

除藻效果随投药量的增大而呈上升趋势,超过一定投加量后转为下降。PAC-PDM 为 5 mg/L 时对应混凝沉淀工艺最大除藻率为 93.2%,而混凝气浮最大除藻率为 97.5%,对应投药量为 3 mg/L。由于藻类细胞表面带有较强负电荷,静电斥力较大,其多糖类代谢产物还会附着于细胞表面,进一步增加电负性和浮力,另外部分藻类细胞还具有较强游动性,这些都使得其脱稳和凝聚难度增大。混凝除藻的关键问题在于提供较强的正电荷以中和静电斥力、强化凝聚和固液分离。采用复合混凝剂可以从上述几个方面进行改善。需要指出的是,即使在试验最大除藻率下,水中残余藻类细胞个数仍超过  $6.2 \times 10^5$  个/L,存在一定的藻毒素污染风险和后续砂滤池堵塞风险。



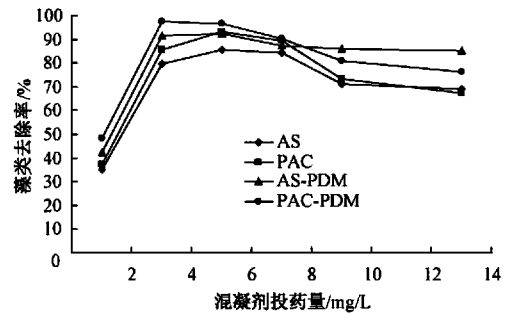
原水水质条件: pH 7.9, 浊度 7.3 NTU, TOC 6.2 mg/L, Tl 0.14  $\mu\text{g/L}$ , 藻细胞  $2.5 \times 10^7$  个/L

图 9 混凝沉淀对藻类的去除效果

## 2.6 混凝沉淀和混凝气浮除 TOC 与除 Tl 相关性分析

将不同投药量下,混凝沉淀与混凝气浮对 TOC 和 Tl 二者的去除率做相关分析,结果如图 11 和图 12,表 2 所示。不同混凝剂除 TOC 率与除 Tl 率均存在线性关系,即随 TOC 去除率的增加,Tl 的去除率也随之上升,相关系数在 0.82~0.92。而在混凝气浮试验中,试验范围二者相关性略差,相关系数为 0.715~0.897。

水温、pH 等条件一定的情况下,混凝剂水解产



原水水质条件: pH 7.9, 浊度 7.3 NTU, TOC 6.2 mg/L, Tl 0.14  $\mu\text{g/L}$ , 藻细胞  $2.5 \times 10^7$  个/L

图 10 混凝气浮对藻类的去除效果

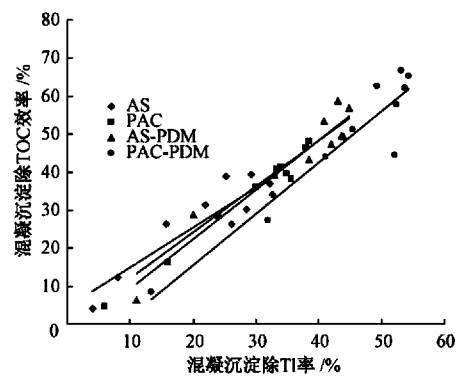


图 11 混凝沉淀工艺除 TOC 与除 Tl 相关性分析

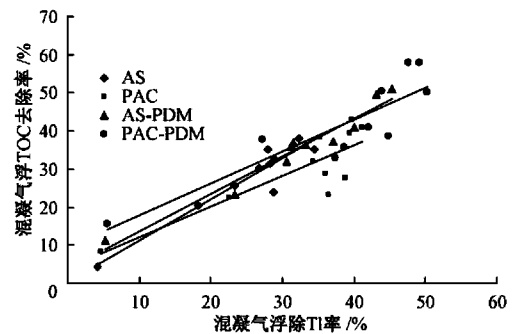


图 12 混凝气浮工艺除 TOC 与除 Tl 相关性分析

物的生成量和固液分离效果是影响 Tl 去除的主要因素,对于混凝沉淀而言,低投加量下可有效去除胶体和悬浮有机物,此时随水解产物量的增加,TOC 和 Tl 去除率均随之上升,在达到某一投加量时,大部分胶体和悬浮有机物被去除,而小分子和部分非

极性有机物难以被混凝剂水解产物吸附,继续加大投量也难以去除更多有机物,表现为 Tl 和 TOC 基本不变;对于混凝气浮工艺,由于在较高投加量下固液分离效果变差,TOC 和 Tl 去除效果均显著降低,因此二者去除规律变化相似。此外据文献报道<sup>[7]</sup>,天然水体中 Tl 可能与多种有机物发生络合反应,在去除有机物的同时也可以去除与其发生络合的部分 Tl。对于混凝沉淀和混凝气浮而言,除 TOC 与除 Tl 规律相似,最佳投药量范围较为一致,便于在实际运行中同时去除 TOC 和 Tl 两类污染物。

### 3 结论

(1)处理含 Tl 微污染北江水时,单独采用 AS 和 PAC,混凝沉淀对 Tl 的去除率最大仅为 30.3% 和 35.4%,而 AS 和 PAC 分别与 PDM 复合后,在混凝沉淀中可将 Tl 的去除效率提高 7%~17.4%,PAC-PDM 除 Tl 效能最优,除 Tl 最佳投药范围为 7~11 mg/L。

(2)PDM 复合混凝剂可明显提高气浮除 Tl 效果。与混凝沉淀相比,达到最大除 Tl 率时,气浮所需的投药量较小,但在高投药量下除 Tl 效率较低,同时气浮对 Tl 的最大去除率较混凝沉淀相差 7.5%~14.2%。

(3)对于去除 TOC 而言,混凝气浮中不同混凝剂对应最大 TOC 去除率均略低于混凝沉淀,且最大去除率对应投药量均小于混凝沉淀投药量。

(4)较低的投药量有利于气浮除浊,但提高投药量效率降低明显;混凝沉淀除浊投药范围较大,且最大除浊率高于混凝气浮。

(5)混凝沉淀和气浮最大除藻率分别为 93.2% 和 97.5%,但最大除藻率对应投药量分别为 5 mg/L 和 3 mg/L,气浮可在较低投药量下实现高效除藻。

(6)混凝沉淀和气浮对于 TOC 与 Tl 的去除规律相似,最佳投药量范围较为一致,便于在实际运行中同时去除 TOC 和 Tl 两类污染物。综合考虑相关因素,对于含 Tl 微污染北江水而言,混凝除污最佳工艺为混凝沉淀,最优混凝剂及投药量分别为 PAC-PDM 和 7 mg/L。

### 参考文献

- 李德先,高振敏,朱咏喧,等.地表水中 Tl 的光致化学氧化,环境科学,2004,25(6):1~4
- GB5749-2006 生活饮用水卫生标准

- U. S. EPA. Technical Factsheet on: Thallium. 2008
- Kristi Tatsi, Andrew Turner. Distributions and concentrations of thallium in surface waters of a region impacted by historical metal mining (Cornwall, UK). Science of The Total Environment, 2014, 473-474:139~146
- Jun Xiao, Zhangdong Jin, Jin Wang. Geochemistry of trace elements and water quality assessment of natural water within the Tarim River Basin in the extreme arid region, NW China. Journal of Geochemical Exploration, 2014, 136: 118~126
- 肖唐付,何立斌,陈敬安.黔西南铊污染区铊的水环境地球化学研究.地球与环境,2004,32(1):35~41
- 吴颖娟,陈永亨.环境介质中铊的分布和运移综述.地质地球化学,2001,29(1):52~56
- 李德先,高振敏,朱咏喧.环境介质中铊的分布及其分析测试方法.地质通报,2002,21(10):682~688
- 张天付,陈少红.有色金属冶炼区铊(Tl)的水环境分布特征与环境对策—以大冶冶炼厂地区的东岗河为例.安全与环境工程,2005,12(2):27~30
- 张晓健,陈超,米子龙等.饮用水应急除镉净水技术与广西龙江河突发环境事件应急处置.给水排水,2013,39(1):24~32
- 樊伟,卞战强,田向红等.南方某省农村饮用水中金属污染现状调查.环境与健康杂志,2012,29(5):432~433
- 凌亮,周勤,蔡展航等.饮用水水源突发性铊污染应急处理实验研究.安全与环境学报,2012,12(4):76~79
- Lei Zhang, Ting Huang, Min Zhang, et al. Studies on the capability and behavior of adsorption of thallium on nano-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. Journal of Hazardous Materials, 2008, 157(2-3):352~357
- Yubing Pu, Xiaofang Yang, Hong Zheng, et al. Adsorption and desorption of thallium (I) on multiwalled carbon nanotubes. Chemical Engineering Journal, 2013, 219(1):403~410
- Alaa S. Amin, Abdel-Azeem M. El-Sharjawy. Determination of thallium at ultra-trace levels in water and biological samples using solid phase spectrophotometry. Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy, 2013, 110: 262~268
- Shunli Wan, Minghai Ma, Lu Lv, et al. Selective capture of thallium (I) ion from aqueous solutions by amorphous hydrous manganese dioxide. Chemical Engineering Journal, 2014, 239: 200~206
- 任刚,崔福义,林涛,等.常规混凝沉淀工艺对阴离子表面活性剂的去除研究.给水排水,2004,30(7):1~6
- 马军,王静超,刘芳,等.利用溶气气浮工艺强化处理低浊高色富含有机物地表水.给水排水,2004,30(9):21~27
- 桂霞,胡承志,朱灵峰,等.铝盐混凝除砷影响因素及机制研究.环境科学,2013,34(4):1386~1391

○ 通讯处:510632 广州市天河区暨南大学环境工程系  
第二理工楼 425 号  
电话:13570283116  
收稿日期:2014-03-20