

强化混凝-氧化处理含溴氰菊酯 农药水库水

马健¹ 高俊敏^{1*} 高旭² 郭劲松¹ 杨富莹¹ 何琴¹

(1. 重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045; 2. 重庆水务集团股份有限公司, 重庆 400015)

摘要 通过投加不同混凝剂、助凝剂和氧化剂,对含溴氰菊酯农药的某水库原水进行强化混凝-氧化处理,探讨了不同条件下对原水的处理效果。结果表明,当对水样仅作常规混凝处理时,聚合氯化铝(PAC)的处理效果优于其他混凝剂,最佳投加量为18 mg/L,最佳pH为9,最高去除率可达64.5%。投加助凝剂可提高混凝效果,聚丙烯酰胺(PAM)助凝效果优于水玻璃。混凝后水样再用高锰酸钾(KMnO₄)氧化处理,结果表明,在水样pH为5, KMnO₄投加量为0.6 mg/L,氧化时间为25 min的条件下,溴氰菊酯去除率最高可达82.4%。

关键词 水库水 溴氰菊酯 混凝 助凝 氧化

中图分类号 X592 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2015)06-2777-06

Enhanced coagulation-oxidation treatment of reservoir water containing deltamethrin pesticides

Ma Jian¹ Gao Junmin¹ Gao Xu² Guo Jingsong¹ Yang Fuying¹ He Qin¹

(1. Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 2. Chongqing Water Group Co. Ltd., Chongqing 400015, China)

Abstract The raw water containing deltamethrin pesticides in a reservoir was treated by enhanced coagulation-oxidation process, through dosing of different coagulants, flocculation aids, and oxidant. The treatment effect of raw water under different conditions was discussed. The result shows that when the water is only treated by coagulants routinely, the treatment effect of poly aluminium chloride (PAC) is superior to other coagulants. The optimal dosage for PAC is 18 mg/L and the optimum pH is 9. The maximum removal rate is up to 64.5%. Dosing flocculation aids can improve the effect of coagulation, and the effect of polyacrylamide (PAM) coagulant aid is better than sodium silicate. However, if the water is treated by potassium permanganate (KMnO₄) oxidant after coagulation, the removal rate of deltamethrin can be up to 82.4% under the optimal conditions.

Key words reservoir water; deltamethrin; coagulation; flocculation; oxidation

拟除虫菊酯农药是一类仿生合成的能防治多种害虫的广谱杀虫剂,它是从一种具有杀虫功能的菊科植物(白花除虫菊)中所含的天然除虫菊素发展而来的。拟除虫菊酯农药杀虫毒力比老一代杀虫剂如有机氯、有机磷、氨基甲酸酯类提高了10~100倍。在我国乃至全世界范围内,拟除虫菊酯农药的应用十分广泛,是我国鼓励普及的农药类型^[1-3]。

目前为止,用量较大的拟除虫菊酯类杀虫剂是溴氰菊酯^[4],它广泛应用于农业生产,易随雨水迁移流入附近水体,或通过挥发飘散经大气沉降进入水系之中,是净水厂原水突发水质污染的重要风险污染物质之一,对村镇供水安全构成了潜在威胁。研究表明,水库、河流、湖泊等环境水体中溴氰菊酯

农药残留普遍存在^[5]。溴氰菊酯如果被哺乳动物摄入体内,其生殖系统、内分泌系统、免疫系统及中枢神经系统等都会受到毒害,还有可能使哺乳动物的遗传基因发生突变从而对其遗传性能产生影响,影响持续到下一代,有“三致”的风险。近年来,由溴氰菊酯引起的农药中毒事件屡见不鲜,约占菊酯农药中毒事件的80%,严重威胁到人体和生态环境安全^[6]。因此,我国《生活饮用水卫生标准》

基金项目: 国家科技支撑计划课题(2012BAJ25B09)

收稿日期: 2014-04-16; 修订日期: 2014-06-03

作者简介: 马健(1989—),男,硕士研究生,主要从事微污染源中农药和藻类的去除研究。E-mail: 932007243@qq.com

* 通讯联系人, E-mail: gao-junmin@cqu.edu.cn

(GB5749-2006)对饮用水中溴氰菊酯限值作了明确规定。

目前,对于拟除虫菊酯农药去除的研究还较少。在实际水处理工程中,对拟除虫菊酯农药的去除方法有:化学氧化法^[7]、辐射处理法^[8]、生物降解法^[9]、混凝沉淀法^[10]、膜分离法^[11]。但是这些工艺对于菊酯农药的去除效果并不理想,不能很好地去除水中菊酯农药尤其是溴氰菊酯。因此,有必要研究一种能有效去除溴氰菊酯的新型给水处理工艺。

本实验基于氧化工艺对混凝的强化作用,考察氧化协同强化混凝去除水库水中溴氰菊酯的效果,寻求适合处理溴氰菊酯水质的混凝剂、助凝剂以及氧化剂的运行参数,为实际水库水乃至其他受溴氰菊酯污染的地表水处理工艺提供可靠的数据支持。

1 实验部分

1.1 原水水质

实验采用的水样取自重庆市云阳县某水库,采样时间分别为2013年1月、4月、8月。采样得到的水库水较清澈,外观呈淡土黄色。为使实验原水水质稳定,使前后实验结果具有可比性,本实验原水采用自配水,即向去离子水中加入适量溴氰菊酯农药,配成一定浓度的水样用于实验研究。经检测,原水水质结果见表1。

表1 实验水样水质

Table 1 Quality of test water samples

水质指标	变化范围	平均值
溴氰菊酯浓度(ng/L)	993 ~ 1 008	1 000
pH	7.57 ~ 8.04	7.7

1.2 试剂和仪器

硫酸铝、聚合氯化铝(PAC)、硫酸铁、氯化铁、聚丙烯酰胺(PAM)、水玻璃、高锰酸钾(KMnO₄)、盐酸和氢氧化钠均为分析纯;正己烷(色谱纯)、乙醚(色谱纯)、丙酮(色谱纯)、无水硫酸钠(优级纯)、Cleanert Florisil 弗罗里硅土萃取柱(1 g/6 mL)。

安捷伦7820A气相色谱仪(美国安捷伦科技有限公司)、六联搅拌机(武汉市梅宇仪器有限公司)、Zeta电位仪(英国马尔文仪器有限公司)、旋转真空蒸发仪(巩义市英峪高科仪器厂)、氮气吹脱仪(杭州奥盛仪器有限公司)。

1.3 溴氰菊酯农药的测定

溴氰菊酯农药的提取方法在文献[12]的基础

上略作改进,采用气相色谱法进行测定。气相色谱条件:安捷伦7820气相色谱仪配电子捕获检测器(μ -ECD),HP-5石英毛细管色谱柱(30 m $\times$ 0.32 mm $\times$ 0.25 μ m, 5%苯基二甲基聚硅氧烷柱),进样口温度为225 $^{\circ}$ C,检测器温度为300 $^{\circ}$ C。柱箱升温程序:初始温度为100 $^{\circ}$ C,然后以10 $^{\circ}$ C/min升温至230 $^{\circ}$ C,保持5 min,再以2 $^{\circ}$ C/min升温至280 $^{\circ}$ C,保持7 min。载气为高纯N₂($\geq$ 99.999%),载气流速为3.8 mL/min,不分流进样;尾吹气流量60 mL/min,进样体积为2 μ L,利用Chemstations色谱工作站进行积分。

1.4 质量控制

通过配制标准溶液建立测定溴氰菊酯农药的标准曲线,以进样浓度(μ g/mL)为横坐标,以峰面积为纵坐标作图,溴氰菊酯农药的标准曲线回归方程为 $Y = 1.41568 \times 10^{-7} X + 60.5895$ ($R^2 = 0.9914$)。溴氰菊酯农药线性关系良好,相关系数 $R^2 \geq 0.990$,符合测定要求。

对空白水样进行的加标回收率实验结果表明,回收率为83.8% ~ 107.2%,相对标准偏差(RSD, $n = 6$)小于10%,满足实验要求。

1.5 实验方法

(1) 常规混凝实验:混凝实验是在六联搅拌机上进行的,选用的混凝剂有硫酸铝、PAC、硫酸铁、氯化铁。取原水1 000 mL,调节至确定的pH(除使用混凝剂FeSO₄的水样pH为9.0外,其余均为7.0),分别投加不等量的混凝剂进行搅拌。设置的混凝条件为:先在300 r/min下搅拌30 s,然后在150 r/min下搅拌3 min,最后在50 r/min下搅拌15 min,静置沉淀30 min后,取上清液测定溴氰菊酯浓度和Zeta电位。先通过比较不同混凝剂的处理效果和投加量,选择最佳混凝剂及用量。然后,在所选定混凝剂的最佳投加量下,将水样调节至不同的pH,混凝沉淀后,取上清液测定溴氰菊酯浓度和Zeta电位,比较pH对混凝效果的影响,确定最佳pH。

(2) 强化混凝实验:混凝搅拌条件同常规混凝。在常规混凝选定的最佳pH、混凝剂和最佳投加量下,比较不同助凝剂(PAM和水玻璃)的处理效果和投加量,选择最佳助凝剂及用量。

(3) 氧化实验:氧化实验是在烧杯中进行的。取在最佳混凝、助凝条件下混凝沉淀的水样6份,调节pH=6,投加不等量的KMnO₄,以200 r/min的转速进行搅拌,持续20 min,静置沉淀15 min,取上清

液测定溴氰菊酯浓度,比较不同投加量对溴氰菊酯去除的效果,选择最佳氧化剂投加量。然后,取在最佳混凝、助凝条件下混凝沉淀的水样6份,在所选定氧化剂的最佳投加量下,调节至不同的pH,搅拌并静置沉淀,比较pH对氧化效果的影响,确定最佳pH。最后在选定的pH、氧化剂和最佳投加量下,设定不同氧化时间,搅拌并静置沉淀,比较不同氧化时间对氧化效果的影响,确定最佳氧化时间。

2 结果与讨论

2.1 常规混凝实验的研究

2.1.1 最佳混凝剂的选择

控制混凝剂的投加量为3~27 mg(1 L水样),在9份1 L原水水样中分别投加3、6、9、12、15、18、21、24和27 mg的混凝剂,实验结果如图1所示。

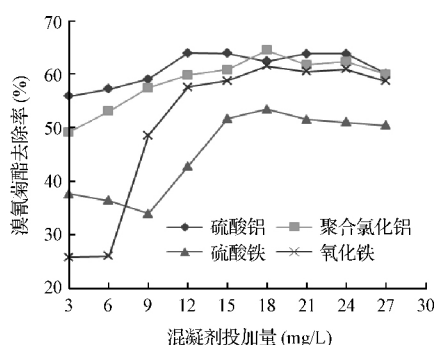


图1 不同混凝剂对溴氰菊酯的去除效果

Fig. 1 Removal effect of deltamethrin using different coagulants

由图1可以看出4种混凝剂对溴氰菊酯去除效果的变化趋势基本一致,均是随混凝剂投加量的增大,去除率逐渐增大,达到最大值后趋于稳定。这4种混凝剂中,PAC对溴氰菊酯的去除效果最好,当投加量为18 mg/L时,溴氰菊酯去除率达到最大值,为64.5%。 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 和 FeCl_3 的去除效果次之, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 投加量为12 mg时,其溴氰菊酯去除率达到最大值,为63.9%。而 FeCl_3 为18 mg/L时,其溴氰菊酯去除率达到最大值,为61.5%。 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 的去除效果相对较差,当投加量为18 mg/L时,其溴氰菊酯去除率达到最大值,为53.4%。

Zeta电位的重要意义在于它的数值与胶态分散的稳定性相关。Zeta电位是对颗粒之间相互排斥或吸引力的强度的度量。分子或分散粒子越小,Zeta电位绝对值越大,体系越稳定,即溶解或分散可以抵

抗聚集。反之,Zeta电位绝对值越小,越倾向于凝结或凝聚,即吸引力超过了排斥力,分散被破坏而发生凝结或凝聚^[13]。由图2可以看出4种混凝剂处理后水样的Zeta电位值变化趋势基本相同,均是先逐渐增大,达到最大值后,趋于平稳。当PAC投加量为18 mg/L时,处理后水样Zeta电位的最大值的绝对值较其他3种混凝剂要小。因此可以判断当PAC投加量为18 mg/L时,混凝效果较好。同时,考虑到PAC净化后的水质较优,消耗水中碱度较低,适应原水pH和温度范围较大,成本较其他4种混凝剂低,因此本实验选定PAC为最佳混凝剂,最佳投量为18 mg/L。

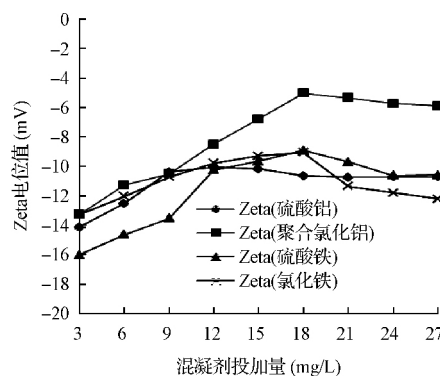


图2 不同混凝剂处理后水样Zeta电位值

Fig. 2 Zeta potential values of water samples after treating by different coagulants

2.1.2 PAC作用的最佳pH研究

取6份原水水样1 L,PAC的投加量均为18 mg,分别在pH为3、5、7、9、11、13时进行实验,实验结果如图3所示。

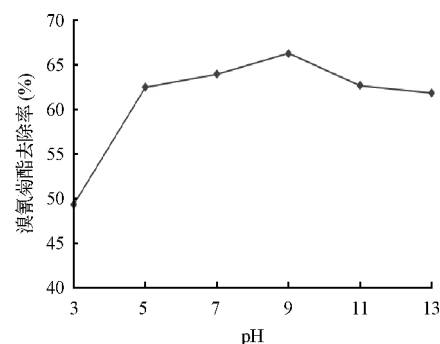


图3 pH对PAC混凝去除溴氰菊酯的影响

Fig. 3 Impact of pH on removal of deltamethrin after PAC coagulation

由图3可以看出,随pH增大,PAC对溴氰菊酯去除率先逐渐升高后变小,当pH=9时去除率达到

最大值,去除效果最好。这符合一般的混凝理论:在 pH 为 7.0~9.0 这一最优絮凝沉降区内,既能充分发挥络合阳离子的压缩双电层和吸附电中和作用,又能发挥络合阴离子的吸附架桥作用^[14],因而溴氰菊酯有较高的去除率。所以选择 pH = 9 作为 PAC 混凝去除溴氰菊酯的最佳 pH。

2.2 强化混凝实验的研究

控制 PAM 的投加量为 0~1.0 mg(1 L 水样),浓度梯度为 0.2 mg/L,水玻璃的投加量为 0~5 mg(1 L 水样),浓度梯度为 1 mg/L。PAM 的助凝实验结果见图 4,水玻璃的助凝实验结果见图 5。

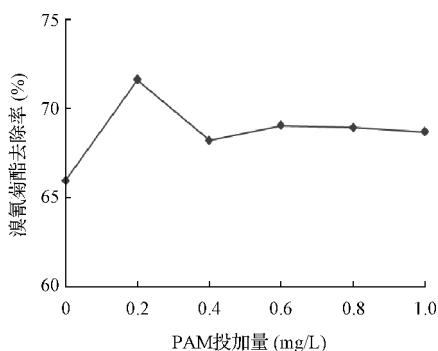


图4 PAM 投加量对 PAC 混凝去除溴氰菊酯的影响

Fig. 4 Impact of PAC's dosage on removal of deltamethrin after PAC coagulation

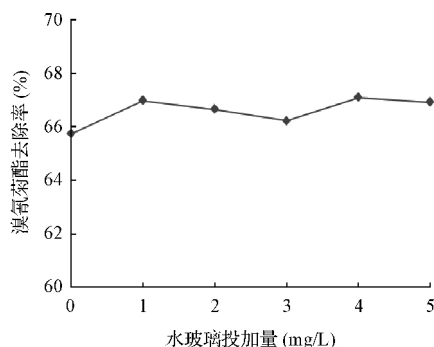


图5 水玻璃投加量对 PAC 混凝去除溴氰菊酯的影响

Fig. 5 Impact of sodium silicate's dosage on removal of deltamethrin after PAC coagulation

由图 4 和图 5 可以看出, PAM 对 PAC 混凝去除溴氰菊酯具有一定的助凝作用,能有效提高 PAC 的混凝效果;水玻璃对 PAC 混凝去除溴氰菊酯影响不大,其助凝作用不如 PAM。当 PAM 投加量为 0.2 mg/L 时,原水的处理效果最好,溴氰菊酯去除率为 71.6%,继续增加 PAM 投加量,去除率反而下降。综合比较 2 种助凝剂的效果,分析可能的原因如下:

PAM 是非离子型高分子助凝剂,分子量介于 150 万~2 000 万,该物质能与分散于溶液中的悬浮粒子架桥吸附,有着极强的絮凝作用。这种有机高分子助凝剂能使颗粒间形成很大的絮体,由此产生巨大的表面吸附作用。相对于无机助凝剂水玻璃有更好的净水作用;同时无机混凝剂 PAC 压缩双电层的脱稳作用为有机 PAM 的大分子网捕作用创造了条件,二者起到了协调互补效应^[14]。所以本研究选用 PAM 为最佳助凝剂,最佳投加量为 0.2 mg/L。

2.3 氧化实验的研究

2.3.1 KMnO_4 投加量对氧化去除溴氰菊酯影响的研究

取 6 份最佳混凝、助凝条件下混凝沉淀的水样,向其投加等投加量梯度的 KMnO_4 ,控制 KMnO_4 的投加量为 0~0.75 mg,投加量梯度为 0.15 mg,调节水样 pH = 6,以 200 r/min 的转速进行搅拌,持续 20 min,静置沉淀 15 min,取上清液测定溴氰菊酯浓度,实验结果见图 6 所示。

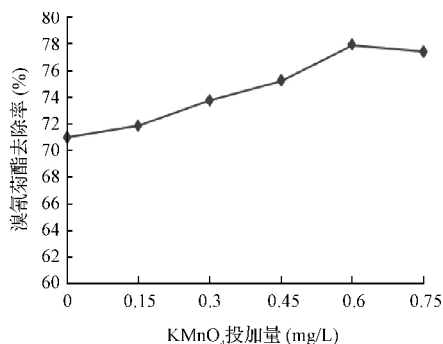


图6 KMnO_4 投加量对氧化去除溴氰菊酯的影响

Fig. 6 Influence of KMnO_4 dosage on removal of deltamethrin after oxidation

由图 6 可以看出,当只对原水进行混凝和助凝实验时,溴氰菊酯去除率为 71%,当投加 KMnO_4 后,溴氰菊酯去除率随 KMnO_4 投加量的增大先逐渐变大后趋于稳定。投加 KMnO_4 能有效提高溴氰菊酯去除率的原因可能是: KMnO_4 的还原产物为比表面积大、活性吸附点位多的新生态水合 MnO_2 ,它具有很高的活性,能形成以水合 MnO_2 为核心的密实絮体,并通过吸附与催化等作用提高对水中溴氰菊酯的去除效果^[15]。当 KMnO_4 投加量为 0.6 mg/L 时,溴氰菊酯去除率达到最大值,为 78%。所以本研究选定 KMnO_4 氧化去除溴氰菊酯的最佳投加量为 0.6 mg/L。

2.3.2 pH 对 KMnO_4 氧化去除溴氰菊酯影响的研究

取在最佳混凝、助凝条件下混凝沉淀的水样 6 份, 调节 pH 分别为 2、3、4、5、6、7、8、9、10, 向 6 份水样均投加 0.6 mg KMnO_4 , 以 200 r/min 的转速进行搅拌, 持续 20 min, 静置沉淀 15 min, 取上清液测定溴氰菊酯浓度, 实验结果见图 7。

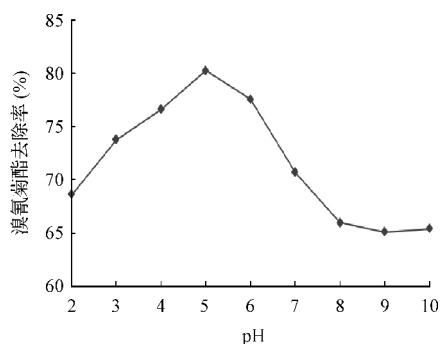


图7 pH 对 KMnO_4 氧化去除溴氰菊酯的影响

Fig. 7 Influence of pH on removal of deltamethrin after KMnO_4 oxidation

由图 7 可以看出, pH 对 KMnO_4 氧化去除溴氰菊酯存在一定的影响, 在 pH 为 2 ~ 10 范围内, 随水样 pH 值的升高, 溴氰菊酯的去除率先升高再下降, 最后趋于一定值。原因可能是: KMnO_4 突出的化学性质是强氧化性, 且在不同的酸碱条件下, 其氧化能力有很大不同。如 KMnO_4 在酸性溶液中会发生电子转移: $\text{MnO}_4^- + e(\text{水合}) + \text{H}^+ \rightarrow \text{MnO}_4^{[16]}$, KMnO_4 表现出强氧化性, 与混凝剂 PAC 和助凝剂 PAM 具有协同作用, 从而提高了溴氰菊酯去除率; 但在中性和碱性条件下, KMnO_4 会表现出较弱氧化性, 所以当水样 pH > 7 时, 溴氰菊酯去除率随 pH 升高而变小。当水样 pH = 5 时, KMnO_4 对溴氰菊酯的去除率最大, 去除率为 80.3%, 所以本研究选定 KMnO_4 氧化去除溴氰菊酯的最佳 pH 为 5。

2.3.3 氧化时间对 KMnO_4 氧化去除溴氰菊酯影响的研究

取在最佳混凝、助凝条件下混凝沉淀的水样 6 份, 调节 pH 均为 5, 向 6 份水样均投加 0.6 mg KMnO_4 , 分别设定氧化时间为 10、15、20、25、30、35 min, 以 200 r/min 的转速进行搅拌, 静置沉淀 15 min, 取上清液测定溴氰菊酯浓度, 实验结果见图 8 所示。

由图 8 可以看出, 随氧化时间的增加, 溴氰菊酯去除率不断增大。氧化时间在 10 ~ 25 min 内, 溴氰

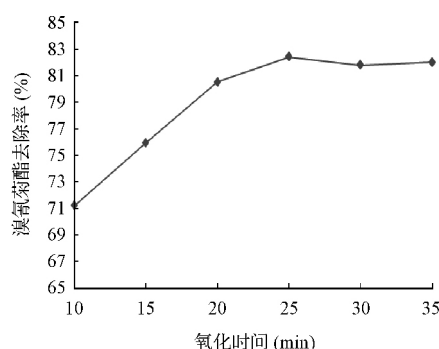


图8 氧化时间对 KMnO_4 氧化去除溴氰菊酯的影响

Fig. 8 Influence of oxidizing time on removal of deltamethrin after KMnO_4 oxidation

菊酯去除率的增大较为明显, 当氧化时间为 25 min 时, KMnO_4 对溴氰菊酯的去除率达到最大值, 为 82.4%, 氧化时间 25 min 以后, 溴氰菊酯去除率趋于稳定值。这是因为随着氧化时间的延长, KMnO_4 氧化消耗溴氰菊酯的含量增加, 使水样中溴氰菊酯的含量降低, 对于一定量的 PAC 来说, 很难建立吸附平衡, 影响总体的去除效果。另一方面则是因为溴氰菊酯随 KMnO_4 氧化时间的延长, 消耗 KMnO_4 过多, 使 KMnO_4 强化 PAC 混凝吸附的作用得不到充分发挥, 相应的总体去除效果增加不明显^[17]。综上, 本研究选定 KMnO_4 氧化去除溴氰菊酯的最佳氧化时间为 25 min。

3 结 论

本实验利用控制变量法研究了强化混凝-氧化去除水库水中溴氰菊酯农药的最佳运行参数。仅对水库水作常规混凝工艺处理时, 溴氰菊酯的去除效果有限, 4 种混凝剂硫酸铝、PAC、硫酸铁、氯化铁对溴氰菊酯的最高去除率分别为 63.94%、64.45%、53.42%、61.49%, 混凝剂 PAC 的混凝效果优于其他 3 种混凝剂, PAC 的最佳投加量为 18 mg/L, 最佳 pH 为 9。在投加混凝剂 PAC 的条件下, 使用助凝剂可在一定程度上强化混凝效果, 助凝剂 PAM 的助凝效果优于水玻璃, PAM 的最佳投加量为 0.2 mg/L。实验数据表明, 投加氧化剂 KMnO_4 可提高强化混凝对溴氰菊酯的去除效果, KMnO_4 的最佳投加量为 0.6 mg/L, 最佳 pH 为 5, 最佳氧化时间为 25 min。在最优条件下通过强化混凝协同氧化工艺可使溴氰菊酯的最高去除率达到 82.4%。该研究为实际水库水乃至其他受溴氰菊酯污染的地表水处理工艺提

供可靠的数据支持。

参考文献

- [1] 张征,李今,梁威,等.拟除虫菊酯杀虫剂对水生生态系统的毒性作用.长江流域资源与环境,2006,15(1): 125-129
Zhang Zheng, Li Jin, Liang Wei, et al. Toxic effects of pyrethroid pesticide on water ecosystem. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2006, 15(1): 125-129 (in Chinese)
- [2] Weston D. P., Lydy M. J. Urban and agricultural sources of pyrethroid insecticides to the sacramento-san Joaquin delta of California. Environmental Science & Technology, 2010, 44(5): 1833-1840
- [3] Feo M. L., Eljarrat E., Barceló D. Determination of pyrethroid insecticides in environmental samples. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 2010, 29(7): 692-705
- [4] 郑伟华,赵建庄,马德英,等.溴氰菊酯的毒性和致突变性的研究进展.北京农学院学报,2004,19(1): 77-80
Zheng Weihua, Zhao Jianzhuang, Ma Deying, et al. Development of deltamethrin toxicity and mutagenicity. Journal of Beijing Agricultural College, 2004, 19(1): 77-80 (in Chinese)
- [5] 徐捷,蔡友琼,黄冬梅,等.水产品中溴氰菊酯残留情况的调查.环境与健康杂志,2008,25(5): 384-384
- [6] 耿雪冰.溴氰菊酯残留的检测方法及对河蟹的毒性研究.南京:南京农业大学硕士学位论文,2010
Geng Xuebing. Studies on detections method and toxicity of deltamethrin in river crabs, eriocheir sinensis. Nanjing: Master's Degree Thesis of Nanjing Agricultural University, 2010 (in Chinese)
- [7] 徐慧,蒋栋磊,张银志,等.臭氧降解8种蔬菜中农药残留研究.食品工业科技,2012,33(22): 75-77
Xu Hui, Jiang Donglei, Zhang Yinzi, et al. Study on degradation of pesticide residues in eight kinds of vegetables by ozone. Science and Technology of Food Industry, 2012, 33(22): 75-77 (in Chinese)
- [8] 惠卫甲,岳田利,袁亚宏,等.苹果汁中拟除虫菊酯类和氨基甲酸酯类农药辐照降解.农业机械学报,2009,40(4): 121-124
Xi Weijia, Yue Tianli, Yuan Yahong, et al. Degradation of pyrethroids and carbamate pesticides in apple juice by irradiation. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2009, 40(4): 121-124 (in Chinese)
- [9] 李玲玉,刘艳,颜冬云,等.拟除虫菊酯类农药的降解与代谢研究进展.环境科学与技术,2010,33(4): 65-71
Li Lingyu, Liu Yan, Yan Dongyun, et al. Research progress on degradation and metabolism of pyrethroid insecticides. Environmental Science & Technology, 2010, 33(4): 65-71 (in Chinese)
- [10] 张勇,安玉静,王志良,等.混凝预处理-光催化降解氯氰菊酯农药废水的研究.工业水处理,2010,30(9): 60-62
Zhang Yong, An Yujing, Wang Zhiliang, et al. Study on cypermethrin pesticides wastewater degradation by coagulation pretreatment-photocatalysis process. Industrial Water Treatment, 2010, 30(9): 60-62 (in Chinese)
- [11] 杨广平.纳滤水处理机理及其在农药污染水处理中的应用.南京:东南大学硕士学位论文,2004
Yang Guangping. Principal of nanofiltration and its application in pesticide polluted water. Nanjing: Master's Degree Thesis of Southeast University, 2004 (in Chinese)
- [12] 龚得春.梁滩河流域拟除虫菊酯农药多介质残留和环境行为研究.重庆:重庆大学硕士学位论文,2013
Gong Dechun. Pyrethroids pesticides residues and their behavior in a multimediu environment of liangtan River Basin. Chongqing: Master's Degree Thesis of Chongqing University, 2013 (in Chinese)
- [13] 李敏,宗栋良.混凝中Zeta电位的影响因素.环境科技,2010,23(3): 9-11
Li Min, Zong Dongliang. Influence factors on Zeta potential in coagulation. Environmental Science and Technology, 2010, 23(3): 9-11 (in Chinese)
- [14] 王世和,金杭,杨新萍,等.含氯苯和对邻硝基氯苯农药废水的混凝-氧化预处理.化工环保,2002,22(1): 31-35
Wang Shihe, Jin Hang, Yang Xinping, et al. Pretreatment of pesticide wastewater containing chlorobenzene and *p*-nitrochlorobenzene and *o*-nitrochlorobenzene by coagulation-oxidation. Environmental Protection of Chemical Industry, 2002, 22(1): 31-35 (in Chinese)
- [15] Owen D. M., Amy G. L., Chowdhury Z. K., et al. NOM: Characterization and treatability: Natural organic matter. Journal-American Water Works Association, 1995, 87(1): 46-63
- [16] 訾俊峰,王经亚. KMnO_4 的液相氧化作用机理.许昌师专学报,2000,19(5): 43-46
Zi Junfeng, Wang Jingya. The oxidation reaction mechanism of KMnO_4 in liquid phase. Journal of Xuchang Teachers College, 2000, 19(5): 43-46 (in Chinese)
- [17] 傅金祥,王锋,张丹丹,等. KMnO_4 /PAC 应急处理苯胺水源水污染实试研究.净水技术,2008,27(2): 19-22
Fu Jingxiang, Wang Feng, Zhang Dandan, et al. Study on the effectiveness of potassium permanganate in combination with powdered activated carbon for emergency treatment of water polluted by aniline. Water Purification Technology, 2008, 27(2): 19-22 (in Chinese)