

MIEX 和臭氧、活性炭、超滤、强化混凝等工艺联用在饮用水处理中的效果

严 敏^{1,2}, 李富生², 高乃云³

(1. 浙江工业大学 建筑工程学院, 浙江 杭州 310032; 2. 岐阜大学 流域圈科学研究中心, 日本 岐阜 5011193;

3. 同济大学 水污染控制国家重点实验室, 上海 200092)

摘要: MIEX 是强碱性阴离子树脂, 它的小颗粒大比表面积及内部的磁性氧化铁使它具有快速凝聚和沉降性能及高离子交换率, 它的最大优点就是能连续操作, 被用来处理水中各种有机污染物. 并从不同水源水质、不同季节、接触时间、初始质量浓度及投药量等方面阐述了 MIEX 和其他工艺, 如臭氧、活性炭、超滤和强化混凝等联用效果, 分析去除 NOM, THM 和农药过程中的影响因素, 为我国在水处理技术上开发一个经济、环保以及满足日益提高的水质标准的新工艺提供技术依据.

关键词: 磁性离子交换树脂; 臭氧; 超滤; 粉末活性炭; 强化混凝

中图分类号: TU991.2

文献标识码: A

文章编号: 1006-4303(2009)06-0674-06

The effect of MIEX integrated with O₃, activated carbon, UF or EC technology in drinking water treatment

YAN Min^{1,2}, LI Fu-sheng², GAO Nai-yun³

(1. College of Architecture & Civil Engineering, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310032, China;

2. River Basin Research Center, Gifu University, Gifu 5011193, Japan; 3. State Key Laboratory of Pollution

Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: MIEX is strong alkali anion resin and composed of small resin particles that contain a magnetic iron component within their structure. These characteristics make the MIEX resin particles hydraulically large, kinetically fast, highly iron exchange rate. MIEX resins can be used in continuous mode for various organics pollutants removal. The primary objective of this article is to generalize the effect of MIEX integrated with O₃, activated carbon, UF or EC technology in drinking water treatment, the impact of different raw water qualities, seasons, various dosages and contact time and effects affect the removal on NOM, THM and pesticides.

Key words: magnetic ion exchange resin; ozone; ultrafiltration; PAC; EC

0 前 言

磁离子交换技术(Magnetic Ion Exchange Resin, MIEX)是上世纪 80 年代中期澳大利亚开始开发

的专利技术, 它和传统的离子交换技术不同, 树脂带有磁性, 可连续操作, 动力学反应速率高, 能有效去除水中的天然有机物和消毒副产物潜质等^[1]微污染物.

MIEX 的特性吸引了全球众多学者, 纷纷开展

收稿日期: 2009-02-16

作者简介: 严 敏(1952—), 女, 浙江奉化人, 教授, 博士, 主要从事市政工程研究.

MIEX 和其他工艺联用效果的研究,以期在实际生
产应用中取得更佳效益.笔者从不同水源水质、不同
季节、接触时间、初始浓度及投药量等方面阐述了
MIEX 和其他工艺,如臭氧、活性炭、超滤和强化混
凝等联用效果,分析去除 NOM,THM 和农药过程
中的影响因素,为我国开发或应用磁性离子交换技
术提供依据.

MIEX 的树脂结构中装有磁性颗粒,直径只有
150~ 180 μm .当磁树脂在搅拌接触池中混合后可
均匀扩散到水中,树脂颗粒的大比表面积和更多的
活性位,大大提高树脂和有机污染物的动力学反应
速率^[2].当混合停止时,细小的树脂珠很快就凝成较
大的颗粒而快速沉降,沉降负荷率约为 4 mm/s.处
理后的上清液从沉淀池上方溢出至下游处理工艺,
树脂作为浓缩液下向流被回收,回收率超过
99.95%.小部分树脂侧向连续流出进行再生,同时
补充再生后的树脂,其工作流程如图 1 所示.

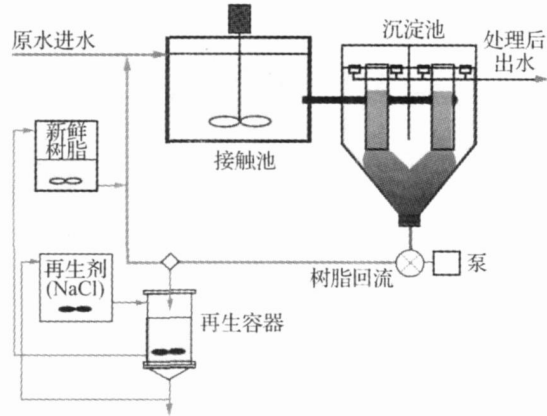


图 1 MIEX 工作流程
Fig.1 Flow diagram of the MIEX process

1 MIEX 和臭氧工艺联用

1.1 去除难降解有机碳

水中部分有机碳有时很难用常规方法去除,而
将 MIEX 和臭氧(MIEX/O₃)工艺联用,就会有很好
的去除效果,因为臭氧可增加这些有机物的极性,
MIEX 树脂可容易地去除带电荷的物质.

试验将饮用水、纺织印染水、造纸厂回用水和乳
品加工厂出水在单独用 MIEX 树脂、单独臭氧预处
理和 MIEX/O₃ 三种工艺情况下,对处理后出水中
DOC 质量浓度和 UV₂₅₄ 的去除效果进行比较^[3].

结果表明,用臭氧和 MIEX 树脂联用工艺比单

独使用臭氧对 DOC 的去除率高得多.4 种水样的试
验数据见表 1—4.

表 1 饮用水处理出水中 DOC 质量浓度

Table 1 DOC concentration from drinking water processing effluent

饮用水(350 mL)	DOC 质量浓度/(mg·L ⁻¹)
原水	18.8
臭氧(1 h)	7.88
臭氧(1 h) + MIEX 树脂	4.98

表 2 纺织印染出水 DOC 去除率

Table 2 DOC removal from textile dyeing processing effluent

纺织印染出水(250 mL)	DOC 去除率/%
MIEX 树脂	< 5
臭氧(6 h)	16.9
臭氧(6 h) + MIEX 树脂	24.5

表 3 造纸厂回用水 UV₂₅₄ 去除率

Table 3 UV₂₅₄ removal from paper recycling processing effluent

造纸回用水(150 mL)	UV ₂₅₄ 去除率/%
MIEX 树脂	46.5
臭氧(6 h) + MIEX 树脂	88.1

表 4 乳品工厂出水中 UV₂₅₄

Table 4 UV₂₅₄ from dairy processing effluent

乳品工厂出水(350 mL)	UV ₂₅₄
臭氧(1 h)	0.013 3
臭氧(1 h) 和 MIEX 树脂协同	0.001 3
臭氧(2 h)	0.016 0
臭氧(2 h) 和 MIEX 树脂协同	0.003 0

测试结果表明 MIEX 和臭氧联用工艺的协同
效应在去除有机碳时比单独臭氧化或单独 MIEX
树脂的效果更好.

1.2 对臭氧的需量和溴酸盐生成量的影响

当臭氧用于去除 DOC 时,溴离子浓度会随着
溶解臭氧浓度的增加而增加,美国北卡罗林那大学
针对 MIEX 工艺和臭氧联用对臭氧用量及臭氧化
水中溴酸盐生成量的影响,用地下水和配制的模型
水两种不同的原水进行了间歇性试验^[4].模型水的
TOC 浓度和地下水相同,但含有低碱度和低溴离子
浓度.

1.2.1 去除 DOC,UV₂₅₄,色度和溴离子浓度

在地下水进行的试验中发现随着 MIEX 树
脂剂量的增加,UV₂₅₄ 和 DOC 浓度下降,而且两者
减少幅度相当接近,当 MIEX 剂量为 8mL/L 时,
DOC 浓度下降了 93%,UV₂₅₄ 减少了 95%,色度从
243Pt-Co 降低至 22Pt-Co,溴离子浓度从初始的

900 $\mu\text{g/L}$ 降至 320 $\mu\text{g/L}$, 去除率为 64.4%. TOC 和 UV_{254} 的去除呈平行趋势. NOM 中的亲水和疏水部分均可被有效地去除.

和地下水试验的结果相似, 用 MIEX 预处理模型水后, 同样减少了水中的 DOC 和 UV_{254} . 而且在低碱度的模型水中用 MIEX 预处理, DOC 和 UV_{254} 的去除效果比在高碱度的水中要好, 因为碱度高的水中有较高的碳酸氢离子和碳酸离子浓度, 对交换位竞争更激烈, 因此堵塞了本来属于溴离子的交换位.

1.2.2 臭氧需量和溴酸盐生成量

和单独臭氧处理效果相比, MIEX 预处理和臭氧结合的工艺可大大减少色度和 UV_{254} , 其中 MIEX 预处理对减少色度和 UV_{254} 起了主要作用. 原水中的色度未经 MIEX 处理的情况下, 投加 7.5 mg/L 的臭氧转换剂量, 水中的色度也不会低于 90Pt-Co, 投加了 8 mL/L 剂量的 MIEX 预处理后, 只需投加 2.5 mg/L 的臭氧转换剂量, 水中的色度减少至 15 Pt-Co 以下.

地下水中臭氧剂量为 7.5 mg/L 时, UV_{254} 减少到 0.32 cm^{-1} , 用 8 mL/L 剂量的 MIEX 预处理, 投加转换剂量为 5.0 mg/L 的臭氧, UV_{254} 减少到只有 0.03 cm^{-1} .

两种水质的 MIEX 预处理剂量和为了要达到目标溶解臭氧余量所需的转换臭氧剂量以及生成的溴酸盐量之间的关系见表 5.

表 5 MIEX 预处理剂量和达到目标溶解臭氧余量所需的转换臭氧剂量以及溴酸盐生成量

Table 5 MIEX pretreatment dose, transferred ozone dose required to achieve a target residual dissolved ozone concentration and bromate formation

水质	MIEX 剂量 ($\text{mL} \cdot \text{L}^{-1}$)	溶解臭氧 质量浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	转换臭氧剂 量/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	生成溴酸盐 质量浓度 ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)
地下水	4	0.2	6.1	12
	8	0.2	4.2	6
低碱度 模型水	8	0.41	2	—
	0	0.24	10	—
模型水	8	0.35	—	1
	0	0.35	—	20

从表 5 中可以看出高剂量的 MIEX, 生成较低的溴离子浓度, 和较低的臭氧需量, 在较低的臭氧转化剂量时可产生较高的溶解臭氧余量. 同样的现象也出现在高碱度水中. 而且由于采用 MIEX 预处理, 臭氧量减少导致溴酸盐生成量也减少.

2 MIEX 和粉末活性炭(PAC)联用

MIEX 和粉末活性炭 (MIEX/PAC) 联用试验是在法国 Poitiers 大学进行的. 试验分两个阶段, 第一阶段采用 MIEX/PAC 同步或先用 MIEX 后用 PAC, 在原水中加高初始浓度的农药 (200 $\mu\text{g/L}$); 第二个阶段在投加 PAC 之前先用 MIEX 工艺, 原水加低初始浓度的农药 (1 $\mu\text{g/L}$)^[5]. 原水取自水库和河水混合的水源, 目标污染物为阿特拉津和异丙隆.

2.1 去除 NOM

在 MIEX 剂量为 4 mL/L 出水中, 投加 20 mg/L 的 PAC, 30 min 后 DOC 的残余浓度从 1.4 减至 1.2 mg/L . 原水中单独使用 PAC, 剂量在 20~40 mg/L , 30 min 后 DOC 质量浓度从 5.5~6.0 mg/L 减少了将近 1.5 mg/L , 去除率小于 30%; 达到伪平衡时间 2 h 时, DOC 的去除率仍小于 30%. 在 MIEX 树脂剂量为 8 mL/L , 达到伪平衡时间时 (< 1 h), 所有测试的树脂对 DOC 的去除率均在 75% 以上. 因此单独用 PAC 或先后使用 MIEX/PAC 都只能去除少量 NOM, 除非加大 MIEX 剂量.

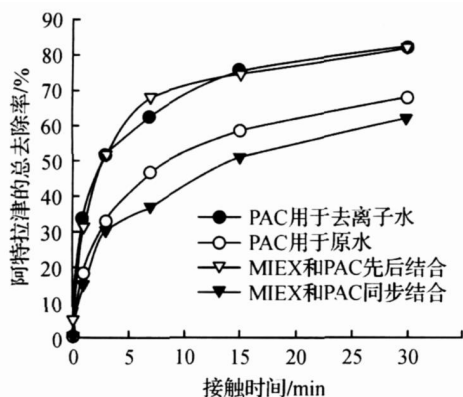
2.2 去除农药

试验采用两种不同的 PAC 剂量: 26 mg/L 或 40 mg/L . 高初始质量浓度 (200 $\mu\text{g/L}$) 时, 先后用 MIEX/PAC 工艺在 30 min 接触时间后, 能大大提高 PAC 上农药的吸附速率. 图 2 为单独用 PAC 处理去离子水和原水中的阿特拉津, 以及采用 MIEX/PAC 同步结合和先后结合对阿特拉津的处理效果. 结果表明, PAC 之前先用 MIEX 预处理, 农药的去除率提高约 20%, 当 MIEX 和 PAC 同步使用时, 效果反而比 PAC 单独在原水中要略差一点. 这也可以从表 6 中, PAC 在去离子水、MIEX 处理后水和原水中对阿特拉津和异丙隆的 Freundlich 吸附等温线参数中看出.

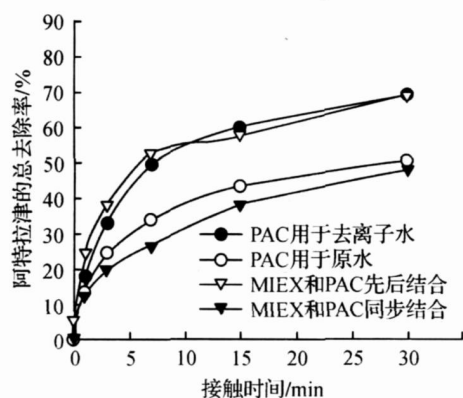
表 6 中的 n 为 Freundlich 吸附等温线指数, MIEX 处理后出水中的 n , 原水中的 n 和去离子水中的 n 值很接近, 说明了在吸附剂活性位上能量分布没有改变, 可以表明活性炭上微孔被堵塞^[6], NOM 分子不能进入 PAC 的主要微孔, 而在其表面快速扩散, 很快阻塞了 PAC 的孔隙, 导致阿特拉津和异丙隆等小分子也未能进入微孔.

在 PAC 之前使用 MIEX 可以略微提高 PAC 的吸附容量, 因为 MIEX 吸附去除了高分子量

NOM 而减少了堵塞现象, 导致短期吸附动力学的提高. 但是 MIEX 难以吸附的小分子 NOM 组分, 还是通过和农药直接竞争活性位而干扰处理效果. 因此 MIEX/PAC 工艺的吸附容量不如预期的那样像短期吸附动力学一样高. 此外, MIEX 树脂在和 PAC 同步处理时, PAC 对农药的吸附并没有任何好处, 因为 MIEX 细小的残留物影响了 PAC 的吸附.



(a) PAC 剂量为 40 mg/L



(b) PAC 剂量为 26 mg/L

图2 原水中阿特拉津的动力学去除效果

Fig.2 Kinetic removal effect of atrazine in raw water

表6 PAC 在去离子水、MIEX 处理后水和原水中对阿特拉津和异丙隆的吸附等温线参数

Table 6 Freundlich isotherm parameters for atrazine and isoproturon with PAC in MiliQ water, MIEX resin-treated water and raw water

水质	阿特拉津		异丙隆	
	<i>n</i>	$K_F / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	<i>n</i>	$K_F / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$
去离子水	0.442	2.59	0.438	3.99
MIEX 处理后出水	0.423	1.42	0.463	1.76
原水	0.487	0.80	0.471	1.49

对于低初始质量浓度农药 ($1 \mu\text{g/L}$), 在 PAC 之前用 MIEX 大大增加了农药的去除率, PAC 接触 30 min 后, 阿特拉津和异丙隆分别减少了 $0.54 \mu\text{g/L}$ 和 $0.53 \mu\text{g/L}$. 用同样接触时间, MIEX 和 PAC 同步使用, 可分别去除 $0.7 \mu\text{g/L}$ 和 $0.67 \mu\text{g/L}$ 的阿特拉津和异丙隆. 因此 MIEX/PAC 工艺的去除率比单独采用 PAC 要高约 20%.

3 MIEX 和超滤膜联用

波兰研究了 MIEX 工艺和超滤对 NOM 的处理效果以及 MIEX 预处理对超滤膜的影响, 分析了树脂剂量和膜分子截留性能对 NOM 去除率的影响^[7]. 试验采用两种水质, 分别是河水 and 配制的模型水. MIEX/超滤工艺流程图如图 3 所示.

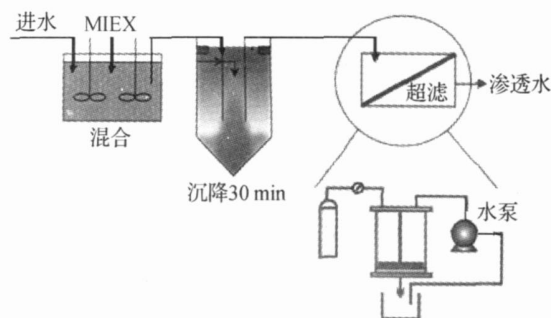


图3 MIEX 和超滤联用流程图

Fig.3 Flow diagram of the MIEX-UF process

试验结果表明随着 MIEX 树脂剂量的增加, 两种原水中有机物的去除率都有所增加. 经过 5 min 混合, MIEX 剂量从 2.5 mL/L 增加到 15 mL/L , 河水中色度的去除率从 30.5% 增加到 77.0%, 模型水色度去除率从 14.6% 增加到 75.2%; MIEX 剂量为 10 mL/L 和 15 mL/L 时, 经过 10 min 接触, 去除率最高; 如果用较小剂量的树脂要取得同样效果, 就需经过 20~30 min 的接触, 最佳接触时间是 10 min.

采用 MIEX/超滤工艺时, NOM 分离的效果大大增加. 树脂剂量为 15 mL/L 时, 模型水中 UV_{254} 去除率达到 90%, 河水中的去除率达到 80%. 对于模型水, 在 MIEX 工艺中, 当树脂剂量为 2.5 mL/L 时, R_{colour} 为 37.2%; 在超滤中用 30 kDa 的膜, R_{colour} 为 35.0%; 但是当两种工艺联用时, R_{colour} 高达 81.4%, 河水的趋势也是相同的. MIEX/超滤工艺的去除效果受树脂剂量和膜截留率的影响较小, 即使小剂量的树脂和高分子截留量的超滤膜, NOM 颗粒的截留率也很高, 可见超滤膜的截留性能对 NOM 的截

留率影响较大。

对于所有在 MIEX/超滤工艺中使用的膜, NOM 截留系数值和膜截留分子量还是有差距的。如模型水中 MIEX 剂量为 10 mL/L 时, 对于 5 kDa, 10 kDa 和 30 kDa 膜的 R_{coulour} 分别为 98.3%, 96.9% 和 95.5%。在超滤前使用 MIEX, 提高了渗透水质量, 尤其对高截留分子量膜。即使很低的 MIEX 树脂剂量, 也能大大提高最后出水的水质。此外, 在 MIEX 工艺后应用超滤可以减少由系统带走的树脂的二次污染, 同时避免树脂损失。

4 MIEX 和强化混凝联用(MIEX—C)

澳大利亚在亚珀斯的一个地下水处理厂对 MIEX 和混凝处理的各个阶段中有机碳尤其是生物有机碳种类和数量的变化, 及 MIEX 对减少有机碳和增加生物稳定性的效果进行了调查, 试验对 MIEX 和混凝联用(MIEX—C) 以及采用单独采用强化混凝(EC) 两种工艺去除有机碳的效果进行了比较^[8]。

原水来自从潜水含水层和承压含水层取水的两个井群, 浅水井含有的 DOC 质量浓度(最高 50 mg/L) 比深水井高, 水样取自冬季和夏季。原水进入水厂经曝气、氯化后分成两股, 一股进行强化混凝, 另一股用 MIEX 处理后加铝进行传统的混凝。

4.1 去除有机碳的效果

单独用 MIEX 工艺并没有比用混凝处理效果好多少, DOC 的去除率在夏季和冬季两种水中差不多。不论原水中 DOC 的浓度是多少, 夏季和冬季两种水最终滤后出水中的 DOC 浓度很一致, 夏季水中 DOC 浓度为 1.95 mg/L, 冬季水中 DOC 浓度为 1.90 mg/L。MIEX—C 工艺处理的出水中 DOC 的浓度冬季为 1.60 mg/L, 夏季为 1.65 mg/L, DOC 的去除率从冬季的 61.4% 提高到夏季的 75.9%; 由 EC 工艺处理的出水中 DOC 的浓度冬季为 2.15 mg/L, 夏季为 2.25 mg/L, DOC 的去除率冬季为 48.2%, 夏季为 67.2%。两种混凝过程都显示出一种很强的选择性, 即去除较高的表观分子量(> 5 kD)。这种现象在 Fearing (2004)^[9] 和 Allpik (2005)^[10] 的研究中也曾经观察到。

4.2 去除生物有机碳 AOC 的效果

AOC 的去除率和 DOC 的去除率有相同的趋势。夏季原水中的 AOC 浓度比冬季水高得多, 经预

氯化, 夏季原水中的 AOC 浓度略有提高, 冬季水中的 AOC 浓度增加更高。

MIEX 大大减少了夏季水中的 AOC 浓度, 甚至低于检测限, 经重复检测分析表明, 水中 DOC 有很大程度的生物稳定性。经 MIEX 处理几乎没有改变冬季水中的 AOC 浓度, 部分原因是预氯化剂量在冬天用得过高, 也说明用 MIEX 处理 DOC 的可同化部分在夏季比冬天更有效。

在夏季的水中, MIEX 工艺比用 EC 方法可去除更多的 AOC。用 MIEX 可以在很广的表观分子量范围内去除 DOC, 而混凝只能去除表观分子量高的物质。

试验还对未过滤和滤后(过滤膜 0.45 μm) 的夏季水样进行 AOC 浓度分析。AOC 浓度在 MIEX 澄清池出水经过过滤和未过滤的水样有很大差别, 但是在 EC 后就没有什么差别。对于 MIEX—C 工艺的水样, 在未过滤的水样中, AOC 浓度约为滤后水样的 2 倍。由于混凝过程中出现的矾花, 可导致 AOC 浓度增加, 而通过过滤矾花被去除, 因此 EC 澄清池运行比 MIEX—C 澄清池效果要好。

4.3 去除 THMFP 和 THM

试验在没有经过过滤的冬季水和夏季未经过滤和经过过滤的水中进行。分析表明两种季节的原水, 用 MIEX—C 工艺去除 THM 潜质均优于 EC 工艺。夏季和冬季的原水经 MIEX—C 工艺的滤后水中, THMFP 浓度分别为 33 $\mu\text{g/L}$ 和 83 $\mu\text{g/L}$; 而用 EC 工艺, THMFP 浓度分别为 160 $\mu\text{g/L}$ 和 146 $\mu\text{g/L}$, 这说明两种工艺对 THMFP 潜质的去除效果有很大的差别。

很多水厂中低表观分子量的有机物质可能是产生 THM 的主要原因。EC 出水中高 THMFP 是和 EC 中选择性去除高表观分子量有机物质是一致的, 因此在 EC 处理后残余的低表观分子量有机物比 MIEX—C 处理后要多。

夏季水中的 THMFP 比冬季水中略高, 分别为 526 $\mu\text{g/L}$ 和 431 $\mu\text{g/L}$, 但差别不如 DOC 大, 因此和冬季水相比, 夏季水中的有机物形成 THMs 的能力较低。通过处理, 在冬季和夏季两种水样中, THMFP 减少和 DOC 减少量相似, 因此 THM 潜质的去除范围也相同。

此外, 矾花的出现可能影响 THMFP 的检测, 这和 AOC 浓度可能受矾花影响的分析相同。

5 结 论

MIEX/O₃ 工艺去除有机碳比单独臭氧化或单独 MIEX 树脂的效果更好. 在臭氧化之前采用 MIEX 预处理是提高出水水质的有效手段, 增加 MIEX 剂量可降低臭氧需量, 并减少溴酸盐的生成量.

单独用 PAC 或先后使用 MIEX/PAC 都只能去除少量 NOM. 单独使用 PAC, 即使延长接触时间, DOC 的去除率也很低. 先后用 MIEX/PAC 工艺去除农药效果比 MIEX 和 PAC 同步使用时好.

在超滤前使用 MIEX, 提高了渗透水质量, 很低的 MIEX 树脂剂量, 也能提高出水水质. 随着 MIEX 树脂剂量的增加, 有机物去除率也增加, 如果用较小剂量的树脂要取得高去除率, 就需延长接触时间, 但最佳接触时间是 10 min.

用 MIEX—C 工艺, DOC 的去除率、需氯量和 UV₂₅₄ 等效果都比 EC 工艺要好, 但 EC 澄清池运行比 MIEX—C 澄清池效果要好, 因此水厂的过滤阶段对最后出厂水中 THMFP 和 AOC 浓度有较大影响.

参考文献:

- [1] SINGER P C, SCHNEIDER M, EDWARDS-BRANDT J, et al. MIEX for removal of DBP precursors: pilot-plant findings [J]. Jour AWWA, 2007, 98(4): 128-139.

- [2] KITIS M, HARMAN B I, NEVZAT O, et al. The removal of natural organic matter from selected Turkish source waters using magnetic ion exchange resin (MIEX) [J]. Reactive & Functional Polymers, 2007, 67: 1495-1504.
- [3] Orica Watercare Inc. Case study: magnetic ion exchange resin exceeds EPA disinfection byproduct (DBP) standards[J]. Filtration & Separation, 2004, 41(4): 28-30.
- [4] JOHNSON C J, SINGER P C. Impact of a magnetic ion exchange resin on ozone demand and bromate formation during drinking water treatment[J]. Water Res, 2004, 38(17): 3738-3750.
- [5] HUMBERT B H, GALLARDA H, SUTYB H, et al. Natural organic matter (NOM) and pesticides removal using a combination of ion exchange resin and powdered activated carbon (PAC)[J]. Water Res, 2008, 42(6-7): 1635-1643.
- [6] PELEKANI C, SNOEYINK V L. Competitive adsorption in natural water: role of activated carbon pore size[J]. Water Res, 1999, 33(5): 1209-1219.
- [7] KABSCH-KORBUTOWICZ M, MAJEWSKA-NOWAK K, WINNICKI T. Water treatment using MIEX DOC/ultrafiltration process[J]. Desalination, 2008, 221: 338-344.
- [8] WARTON B, HEITZ A, ZAPPALÀ L R, et al. Magnetic ion exchange drinking water treatment in a large-scale facility[J]. Jour AWWA, 2007, 99(1): 89-101.
- [9] FEARING D A, BANKS J, GUYETAND S, et al. Combination of ferric and MIEX for the treatment of humic rich water [J]. Water Res, 2004, 38(10): 2551-2558.
- [10] ALLPIKE B P, HEITZ A, JOLL C A, et al. Size exclusion chromatography to characterise DOC removal in drinking water treatment[J]. Environ Sci Technol, 2005, 39: 2334-2342.

(责任编辑: 翁爱湘)