

受污染高浊度水净化新技术^{*}

戴 之 荷

提要 介绍的以强化常规工艺处理受污染高浊度水新技术,是在目前我国地表水源水普遍受到污染,供水水质要求越来越高,而采用深度净化又有一定条件限制的情况下,比较经济、实用和有效的新技术。为我国处理受污染高浊度水找出了一条新途径。

关键词 高浊度水 整体网状结构 联合投加 清水回流 高密度絮凝 致突变活性

0 概述

在目前水质普遍遭受污染的情况下,为确保人民身体健康,采用微污染水处理新工艺,为人们提供优质健康的水,已成为势在必行的迫切任务。

当前,世界各国对受有机污染水的处理,按其净化工艺划分,可分为强化常规工艺、预处理工艺、深度处理工艺三种;按其净化机理划分,可分为物理吸附、生物分解、化学氧化和膜分离等。这里所说的强化常规工艺,是在传统的净化(混凝、沉淀、过滤、消毒)基础上,对其中某一工艺环节进行强化而言的。

实践已经证明,上述各种净化工艺,对于水中有机污染物的性质、分子量大小种类的不同,均表现出不同的去除效果和明显的选择性。同时,在各种方法的运行比较中,其能耗的高低、管理维护的难易以及制水成本的大小等,都可能直接影响推广应用。

本文提出并通过生产性试验验证的新的浊度水处理强化工艺,其核心是充分利用了原水在混凝沉淀过程中所形成的网状整体絮体结构,在对原水起到很好的悬浮接触净化的同时,又强化了常规工艺中的絮凝沉淀工艺环节,从而在很大程度上提高了对水中各类有机物(包括目前传统观念认为常规工艺无法去除的低分子溶解性有机物)的净化去除效果,开创了一条采用投资省、能耗低、管理维护方便的常规工艺,有效去除水中有机污染的新途径。

不可否认,近二十年来,世界各国对水处理中的混凝工艺环节都非常重视,认识到给水处理常规工艺流程中,前面絮凝效果的好坏,直接影响后续工艺

的净化效果。也就是说沉淀、过滤的净化效果,都与絮凝效果紧密相关。因此,絮凝技术得到了较大的发展,先后出现了各种新型絮凝剂和各类高效絮凝装置。与此同时,传统观念的水中胶体微粒的电中和、脱稳到吸附架桥沉淀理论,已发展到对溶解性有机物的氧化、析出与共沉理论。并进一步证实,随着高分子絮凝剂分子量的增大、离子度的增高,对水中有机污染物的去除净化效果也相应提高。

必须说明的是,传统观念认为,随着高分子絮凝剂分子量的增加,过高分子量的絮凝剂,会带来生产中药剂投配设备的复杂化和实用方面的难度。实际上,随着化工合成技术的发展,这一问题已经被解决。本生产试验中采用的高分子絮凝剂,分子量高达1 200万~1 500万,其配制与投加设备也非常简便和有效。

1 受污染高浊度水净化新技术

1.1 高浊度水特点

众所周知,所谓高浊度水是指水中泥沙浓度高和颗粒细的水体。该特点直接决定了水中泥沙比表面积大和吸附能力强的特性。高浊度水所含泥沙中,蒙托石和蛭石类的细颗粒泥沙较多,这些多层结构的微粒泥沙的比表面积一般可达到约700~1 000 m²/g,而活性炭微孔比表面积约为1 000~1 500 m²/g。因此,高浊度水泥沙的吸附功能是很强的。据资料介绍,当高浊度水泥沙含量为10 kg/m³,平均粒径为0.018 4 mm时,其吸附在泥沙上的有机物的含量将高达200 mg/L,近70%~80%的水中有机物可被泥沙所吸附。

实际上,近年来国外新开发的所谓高密度澄清

^{*}国家“九五”科技攻关项目(96-909-03-01-07)。

池,其原理也就是在进水中再投加一定量的微粒砂,以增大进水的泥沙浓度,从而加大比表面积,强化吸附功能,实现提高原水有机物净化效果的目的。

对黄河高浊度水生产试验观测证明,原水有机物含量的多少与水中泥沙浓度大小呈正相关关系。当泥沙浓度高时,水中有机污染物含量也相应增加。若以原水耗氧量 COD_{Mn} 代表水中有机物含量综合指标,得出黄河高浊度水含沙量和 COD_{Mn} 的关系,见图 1。

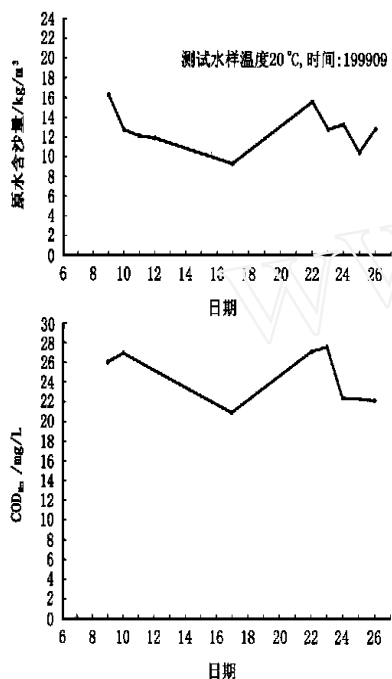


图 1 黄河原水含沙量、耗氧量对比

1.2 受污染高浊度水净化新技术

基于高浊度水本身特点,若采用一般微污染水的净化工艺流程,如生物预处理或深度净化等,均会有诸多不利因素的限制。由于大量泥沙落淤,造成生物生态的破坏或净化效率的降低。而活性炭深度净化又将带来能耗较高、维护不便和设备复杂化等不利因素。

由于原水泥沙浓度高,导致了水体流变特性的改变。在混凝沉淀中,首先是形成高浓度絮凝体网状整体结构的絮凝层。新进入池内的原水由于温度差、浓度差、速度差等原因,以异重流的流态潜入均浓网状絮凝层中。然后自该均浓网状絮凝层内开始向上分离清水和向下浓缩泥渣的两个方向相反的固

液分离过程。实际上,高浊度水固液分离是属于固体通量的概念,进入沉淀池原水中的泥沙絮体,将自上而下通过沉淀池各个水平断面。而均浓层以下的浓缩层和池底部压缩层的泥沙浓度又是逐渐增加的。这就表明在自下而上的方向,必然同时出现清水被挤出而分离的过程。因此可以认为在高浊度水混凝沉淀过程中,除水中各类杂质和有机物能被网状絮凝层所吸附截留外,还存在该网状絮凝层对自下而上的原水产生强化接触过滤的净化作用。

受污染水处理新技术的创新点,在于充分利用高浊度水泥沙吸附能力强这一特点的同时,加以强化絮凝技术这一重要工艺环节,利用复合(或两种)药剂优化组合联合投加,采用高效节能的新型絮凝设备,实现强化常规工艺,有效净化与去除水中有机污染物,改善出水水质的目的。

2 试验系统介绍

为达到用强化常规工艺净化受污染高浊度水的目的,本试验系统安装在济南市自来水公司黄河一水厂内。试验方案的制定是在已有科研成果和室内小试的基础上,经筛选优化后确定。试验系统由三部分组成:新型药剂联合投加系统;高效快速混合清水回流系统;高密度旋流絮凝系统。现场安装见图 2。

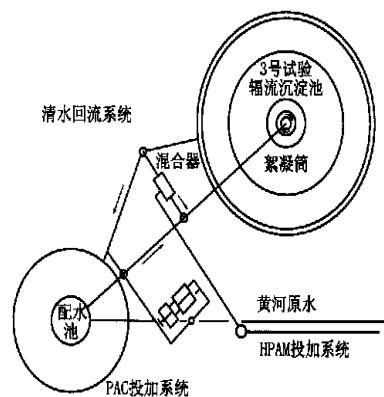


图 2 济南黄河一水厂示范工程试验系统安装示意

在此可以看出,强化常规工艺决不是指在常规处理工艺流程下,加入超量的药剂以提高原水中有有机物的去除率,更不是用增加净化构筑物或延长工艺流程的办法,来达到提高净化效果的目的。这里提出的强化常规工艺处理受污染高浊度水的技术措施,主要是在新的混凝机理指导下,采用能对水中各类有机物有效去除的新型复合药剂和高效絮凝设备

来完成的。

2.1 新型复合药剂联合投加

目前,国内外各种高分子絮凝剂的生产和应用很多,但其机理研究方面仍处于传统观念对药剂作用的认识上。对于某些新型药剂为何能有效去除水中有机污染物,尤其是去除水中溶解性低分子有机污染物方面,还缺乏认识和实践验证。

电中和和脱稳、吸附架桥是传统观念水处理药剂的絮凝机理,各种金属盐混凝剂和 高分子絮凝剂对水中悬浮微粒、胶体以及大分子憎水性有机物的去除,都是依据上述絮凝沉淀机理实现的。不可否认,金属盐混凝剂(如铝盐和铁盐混凝剂)在水中,从水解 络合 晶析 共沉反应过程中的中间产物的形态及其净化机理也一直是研究的热点问题。

新的絮凝机理观点认为,水中有机物能与金属盐混凝剂结合生成有机盐,降低了可溶性有机物的稳定性和溶解度,而可以自水中被析出后沉淀去除。同时,在水中所生成的各类中间产物(氢氧化物),也将对大部分溶解性有机物有较好的吸附共沉净化作用。

我们的实测资料也证实了以上论述的正确性。

同时还必须看到,水中各种有机物,也不是独立存在的。长链大分子有机物对小分子有机物能显示出较强的吸附络合作用,而前者的水稳定性显然低于后者。因此,随着水中大分子有机物的去除,低分子有机物也相应被去除了。

水中大分子有机物(腐殖质)与低分子有机物(农药、除草剂)在水中的结合情况见图 3。

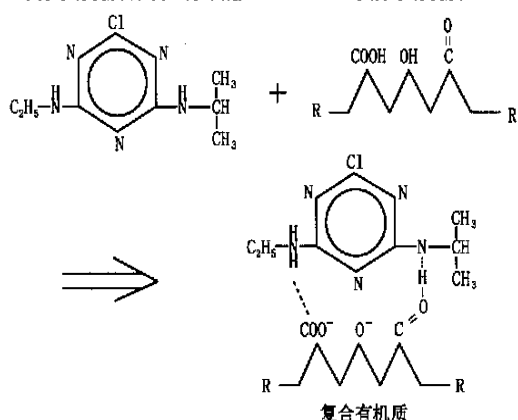


图3 水中腐殖质与小分子有机质结合示意

根据室内试验结果,从几种无机混凝剂的净化效果和经济实用条件综合分析,生产性试验采用无机高分子混凝剂聚合氯化铝(简称 PAC)和超高分子量有机高分子絮凝剂聚丙烯酰胺(简称 HPAM)。试验先投加 PAC,间隔一定时间后投加 HPAM,投加量在药液浓度稳定条件下,随进水负荷、含沙量变化而调整。

上述生产性试验系统中,药剂投加装置见图 4。

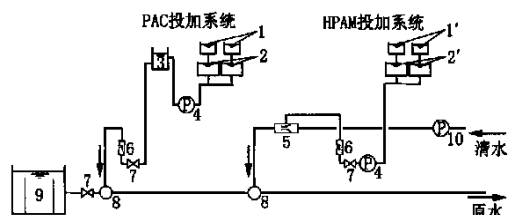


图4 PAC 与 HPAM 联合投加系统示意

- 1 PAC 溶药池 1' HPAM 溶药池 2 PAC 储药池
2' HPAM 储药池 3 PAC 平衡箱 4 提升泵
5 清水回流快速混合器 6 转子流量计 7 控制阀门
8 药液释放器 9 进水调配池 10 潜水泵

图 4 中的 PAC 投加流程为:先将晶体状 PAC 定量(视进池原水负荷情况)加入药剂溶药池 1,加清水稀释后,以定速桨板搅拌机搅拌均匀,并配制成固定浓度的药液。该药液进入储药池 2,通过提升器将药液送入高位药液平衡箱 3,经控制阀 7、转子流量计 6,将 PAC 药液经试验沉淀池进水管始端的药液释放器 8,重力投入进池原水中。

HPAM 投加流程大体与 PAC 的相似,差别在于 HPAM 药液的投加是先通过清水回流快速混合器 5,最后通过保证两次加药有效间隔时间的管内药液释放器 8,投加到进池原水中。

该投加系统中的关键控制参数是药液投加的间隔时间。过早投加或间隔时间过长,都会制约两种药剂各自功能的正常发挥,降低絮凝效果。经试验观测,对于受污染高浊度水,必须根据原水特点及有机物性质确定,应实现两种药剂的快速、均匀扩散,并能形成随着絮凝体体积增大而含水率相对下降的良好效应。

2.2 快速混合清水回流

在水处理工艺中,混凝过程(混合、凝聚、絮凝)是应用最普遍的关键环节之一。它决定着后续流程

的运行工况、出水水质和成本费用。尤其是在投加高分子絮凝剂和用于高浊度水处理情况下,该问题就更为突出。

从混凝机理分析,在一定的有机高分子药剂投加剂量下,药液的浓度越低,均匀混合效果越有利。同时,也是防止药剂和泥沙浓度局部集中而产生互相封闭的不利因素发生的有效措施。这是有机高分子絮凝剂分子量大和原水泥沙浓度高的特点所决定的。

当然,混合效果又与水流混合动能有关。清水回流技术进一步提高药液与水的混合动能,也有强化混合絮凝的作用。

但在实际生产运行中,往往由于为避免配制药液设备的增大和能耗的提高,将高分子絮凝剂药液浓度限制在较高浓度范围内投加,使药液在水中快速混合效果较差,尤其是对于泥沙浓度高的高浊度水,较高的药液浓度更会给絮凝造成一定影响。

本清水回流试验系统装置情况见图 5。

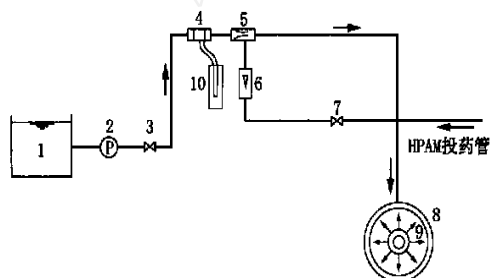


图 5 清水回流系统示意

- 1 3号沉淀池出水渠 2 提升泵 3 控制阀 4 环式流量计
5 清水回流快速混合器 6 转子流量计 7 控制阀
8 3号试验池进水管 9 管中管 HPAM 释放器 10 压差计

图 5 的流程为:回流清水取自沉淀池出水渠 1, 经泵 2 提升进入控制阀 3 和环式流量计 4, 以一定回流比的清水注入清水回流快速混合器 5 内。均匀混合后的药液再通过设置在进水干管中心处的 HPAM 药液释放器 9 加入进池原水中。

试验证明,上述清水回流应控制一定的回流比。对本高浊度水回流系统,其回流比可控制在 5 % 左右。

2.3 高密度旋流絮凝器

为提高给水处理常规工艺的絮凝效果,国内外对絮凝技术与设备的研究给予了很高的重视。新研

发的各种高效絮凝装置,就是在传统絮凝动力学的基础上,利用了以湍流微涡旋的离心惯性效应。其实质还是强化反应的流速梯度,以增加絮凝颗粒碰撞几率和形成均匀、密实、易沉的矾花。

我们具体分析了黄河高浊度水的特点。由于水中粘性细颗粒泥沙含量高,具有较强的自絮凝性,也就是说水中原始颗粒接触紧密,只要加入的药剂在水中能快速扩散,使之均匀混合,再创造一个较好的接触絮凝环境,就能实现高浊度水的高效絮凝,进而促进网状结构絮凝层的良好形成。

试验采用节能型高密度旋流絮凝装置,在试验池沉淀分离区之前,于沉淀池进水始端的进水窗口内设置切向出流的旋流布水器。同时,在布水孔以外一定径向距离范围内,设置深入池水面以下一定深度的旋流絮凝反应筒。在反应筒内,进池原水呈环向旋流自上而下地运动,而絮体颗粒则在离心力作用下,以不等的径向流速自中心向外圈扩散,从而增加了大小絮体相对碰撞几率,提高了絮凝效果。

高密度旋流絮凝装置见图 6。

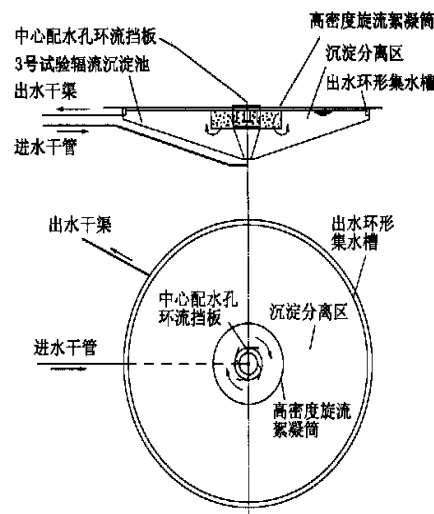


图 6 高密度旋流絮凝装置

3 试验结果分析

采用本文提出的强化常规处理新工艺,通过了 10 万 m^3/d 规模的生产性试验验证,在对受有机物污染较严重的黄河济南段高浊度水处理中,显示了明显的净化效果。从而改变了认为常规处理工艺对受污染原水净化效果不理想的传统观念,为在我国目前实际经济条件下,采用强化常规工艺净化水

中各类有机污染物,提高供水水质,找到了一条经济、实用、有效的新途径。现将生产性试验分析如下:

3.1 有效去除水中有机污染物

我们的试验研究证明,受污染高浊度水的泥沙浓度和有机物的含量之间,表现出正相关线性关系。即含沙量越高,有机物含量也越高。同时,本试验所采用的强化常规处理受污染高浊度水工艺对有机物的去除效率也相应增大。这一事实与前面对高浊度水中泥沙浓度与有机物吸附能量关系的分析是一致的。

生产性试验结果,即原水含沙量,进、出水 COD 和去除率的关系见表 1,其 COD 去除率达 90 %以上。

表 1 生产性试验结果

化验时间	进水含沙量 /kg/ m ³	COD/ mg/ L			备注
		进水	3 号池 出水	去除率 / %	
1999					
0809	16.3	67.8	14.7	78	HPAM 单独投加
0810	9.4	92.8			HPAM 单独投加
0811	8.2	109.8	34.5	68	HPAM 单独投加
0812	7.67	74.7	34.4	54	HPAM 单独投加
0824	14.9	96.2	3.85	96	PAC + HPAM 联合投加
0825	9.1	69.3	3.90	94	PAC + HPAM 联合投加
0829	10.1	99.96	9.52	90	PAC + HPAM 联合投加
0829	12.5	147.56	14.28	90	PAC + HPAM 联合投加
0903	15.72	318.92	5.24	96	PAC + HPAM 联合投加
0903	12.73	109.96	10.47	95	PAC + HPAM 联合投加
0904	10.03	89.01	10.47	88	PAC + HPAM 联合投加
0921	15.76	147.96	10.20	93	PAC + HPAM 联合投加
0922	8.2	107.14	5.10	95	PAC + HPAM 联合投加
0922	17.81	104.06	5.10	95	PAC + HPAM 联合投加
0923	7.25	84.37	4.96	94	PAC + HPAM 联合投加
0930	17.82	153.55	4.95	97	PAC + HPAM 联合投加
0930	15.51	146.03	7.43	95	PAC + HPAM 联合投加
1001	12.71	118.80	2.48	98	PAC + HPAM 联合投加
1004	23.30	151.59	4.84	97	PAC + HPAM 联合投加
1004	18.19	132.03	4.89	96	PAC + HPAM 联合投加
1005	16.18	123.03	4.89	96	PAC + HPAM 联合投加
1007	19.49	132.03	4.89	96	PAC + HPAM 联合投加
1007	20.51	139.37	4.89	96	PAC + HPAM 联合投加
1009	13.87	132.03	4.89	96	PAC + HPAM 联合投加
1010	11.19	97.8	2.44	98	PAC + HPAM 联合投加

注:8 月份平均水温 27 ,9 月份平均水温 25 ,10 月份平均水温 20 。

3.2 遗传毒理学净化效果分析

本研究的 Ames 试验在清华大学进行,其检测结果见表 2、表 3。

表 2 济南黄河水厂 Ames 试验报告之一

水样编号	剂量 /L/ 皿	TA ₉₈		TA ₁₀₀	
		cfu	MR	cfu	MR
1 [#] 原工艺	5.00	5.5	3.24	294	2.10
	2.00	52.3	3.08	291	2.06
	1.00	37	2.17	276	1.92
	0.50	25.3	1.49	215	1.84
2 [#] 原水	5.00	*	*	*	*
	2.00	55	3.24	334	2.37
	1.00	35	2.06	296	2.10
	0.50	24.3	1.43	171	1.21
	0.25	17	1.00	154	1.09
3 [#] 改进工艺	5.00	36	2.12	178	1.26
	2.00	32	1.88	126	0.89
	1.00	28.5	1.68	137	0.97
	0.50	22.3	1.31	130	0.92

注:剂量为每皿相当水样量。*为抑菌,即水样毒性抑制细菌生长。

表 3 济南黄河水厂 Ames 试验报告之二

水样编号	剂量 /L/ 皿	TA ₉₈		TA ₁₀₀	
		cfu	MR	cfu	MR
1 [#] 原水	5.00	*	*	*	*
	2.00	77	3.35	312	2.83
	1.00	53	2.33	185	1.62
	0.50	36	1.57	163	1.48
2 [#] 原工艺	5.00	67	2.89	276	2.51
	2.00	51	2.22	174	1.58
	1.00	32	1.25	203	1.84
	0.50	25	1.09	161	1.46
3 [#] 改进工艺	5.00	42	1.83	212	1.92
	2.00	38	1.63	193	1.75
	1.00	28	1.22	102	0.92
	0.50	28	1.22	76	0.69

注:剂量为每皿相当水样量。*为抑菌,即水样毒性抑制细菌生长。

由表 2、表 3 可见,黄河原水水样和水厂原工艺出水水样对 TA₉₈ 菌株致突变率当水样剂量(L/ 皿)低于 2 时,其 MR 值均大于 2,且有剂量反应关系,证明该两水样为致突变反应阳性,说明黄河原水和原工艺出水中均含有移码型直接致突变物。从表中所列数据分析,水厂原工艺对原水致突变性有一定

程度的改善,但仍为不合格水质。

本科生产性试验新工艺出水水样,在水样剂量为 5L/皿的条件下,致突变率 MR 值略大于 2 或小于 2,证明该出水水质致突变活性有了明显的改善。

表中还表明,黄河原水和水厂原工艺出水,对 TA₁₀₀菌株的致突变率在水样剂量为 1~2L/皿时,MR 值出现大于 2,且有剂量反应关系,呈致突变反应阳性。说明黄河原水和原工艺出水中还含有碱基置换型直接致突变物,使水的致突变活性增高。

总体上说,本科研所采用的强化常规工艺处理受污染高浊度水新工艺水样致突变率均小于 2,致突变性反应阴性。原水水样高剂量组产抑菌现象,说明原水有细胞毒性,经处理后基本消除。

3.3 新工艺 NH₃-N 去除效果分析

水中有机氯被降解的最终产物是氨氮。它是水溶性较强的低分子有机物。国内外均认为,要去除这部分溶解性有机物,只有采用生物降解工艺才能有效。而活性炭吸附和常规工艺均处理效果不高或基本无效。

但对于受污染高浊度水,正如前面所分析的,由于水中泥沙浓度高、比表面积大,本身就具有对各类有机物较强的吸附净化功能。再加之在强化混凝工艺中,采用了高效药剂的联合投加和优化絮凝的一系列新技术措施。因此又进一步提高了对水中有机物包括部分可溶性有机物的去除效果。本试验对氨氮的去除率可达 40%~50%左右。

科研生产性试验对黄河原水、水厂原工艺出水和新工艺试验池出水的氨氮检测结果见表 4 所示。检测结果系由国家城市供水监测网济南监测站检测提供。

表 4 NH₃-N 去除效果

水样编号	水样取水点	NH ₃ -N/ mg/L		去除率/ %	
1 [#]	进池原水	0.15 *	0.31 **	*	**
2 [#]	原工艺对比池出水	0.11	0.24	26.6	22.5
3 [#]	新工艺试验池出水	0.07	0.19	53.3	38.7

注: * 为日期 19991010,水样含沙量 10kg/m³,水温 18 ; ** 为日期 19990916,水样含沙量 14kg/m³,水温 25 。

4 结论

(1) 本科研究成果证实,采用强化常规处理工艺处

理受污染高浊度水,其实质是利用了高浊度水本身净化有机物的优势,并辅以优化药剂组合、清水回流和高效絮凝等一系列新技术,提高了对高浊度水水中有机物的去除效果,达到了净化受污染高浊度水的目的。该工艺具有符合我国国情,因地制宜和经济、实用、有效的优点。

(2) 研究试验成果证明,该强化常规工艺处理受污染高浊度水,不但能去除原水中大分子有机物,同时还能有效去除低分子可溶性有机物,大幅度降低了出水浊度和化学需氧量,明显改善了原水致突变活性,水中氨氮去除效果也有明显提高,全面提高了供水水质,具有较高的经济、社会和环境效益。

(3) 在我国目前经济实力还不够强,全面推广深度处理或生物处理还有一定困难,而人们对城市供水水质要求却越来越高的新形势下,应充分发挥已有资源、设备的潜力。因此,采用本科研究成果所提出的强化常规工艺,更有其现实意义和实用价值。

参考文献

1 傅文德,等. 高浊度给水工程. 北京:中国建筑工业出版社,1994

2 王占生,刘文君. 微污染源饮用水处理. 北京:中国建筑工业出版社,1999

3 王鹤立,等. 常规混凝沉淀给水处理工艺的强化. 给水排水, 1999,25(6):1~4

4 曹春秋. 强化混凝法去除饮用水中天然有机物评价. 给水排水, 1998,24(6):65~70

5 K S Patterson. Mutagenicity Obolrinking Water Boeewing Disinbetino. J WaterSRT - Aqua,1995,44(1):1~9

6 B A Bolto. The Use of Cationic Polymers as Primary in Wateer Treatment. 1998

7 于水利,李圭白. 高浊度水絮凝投药控制. 大连:大连理工大学出版社,1999

作者通讯处:730000 兰州市定西路 177 号
中国市政工程西北设计研究院
电话:(010)64935161
收稿日期:2000-12-7

两项治污工程获 2000 年度鲁班奖

备受施工企业和建设单位关注的 2000 年度中国建筑工程鲁班奖(国家优质工程)评选已经揭晓,全国共有 80 项工程获此殊荣,其中治污工程占有两项,它们是龙岩污水处理厂,合肥市王小郢污水处理厂一期工程。(通讯员 张汉俊)

ABSTRACTS

New Approaches to Treat Polluted Raw Water with High Turbidity Dai Zhihe (2)

Abstract : Enhanced conventional water purification processes , by which the restricts to adopt the advanced processes are overcome to treat polluted high-turbidity raw water , shall be new ways economical and practical beyond the actual challenges of widespread pollution of surface water sources and elevated public desires to drinking water quality in this country.

The Physico-Chemical Phosphorus Removing Processes Yang Shousheng (8)

Abstract : The applications of physico-chemical processes to remove phosphorus in urban wastewater are presented. Three schemes of different mixing and flocculating reactors are compared and it is confirmed that baffle reaction tank is best for flocculation to remove phosphorus in wastewater treatment plant.

GAC Based Advanced Treatment of Drinking Water Liu Yixuan *et al* (12)

Abstract : The mechanism , development and application of advanced water purification processes by means of granular activated carbon (GAC) worldwide are presented , also the necessary of GAC based advanced treatment of drinking water is described. In this paper , the parameters and requirement for GAC adsorbing tank design are given and the design criteria of GAC adsorbing unit in Chengzi Waterworks in Beijing are specified eventually.

Operation of Aeration Tank for Biological Denitrification Yang Ying *et al* (18)

Abstract : The operation of Hattingen WTP in Germany is presented focusing on five-unit operation modes of aeration tanks for biological denitrification. The operating mode adaptations corresponding to the composition and flow rate of the raw wastewater and seasonal discrepancies of this WTP are discussed.

On Startability of EGSB Reactor Zuo Jian 'e *et al* (26)

Abstract : Two bench-scale expanded granular sludge bed (EGSB) reactors inoculated of flocculants (R1) and granules (R2) of anaerobic sludge were conducted to research their startability of wastewater treatment processes. The results of the experiment show that the startup of reactor R1 spent in 78 days totally because much sludge lost as a result of effluent recycling and so it had to operate as UASB reactor first to make up sludge granules and then operated as EGSB ; the reactor R2 with suitable recycling rate was favorable to bacteria growth and operated normally , after short time without recycling for sludge assimilation , the EGSB started up successful only in 32 days.

Pilot Plant Research on Composite Potassium Permanganate Enhanced Filtration Xu Guoren *et al* (30)

Abstract : The research on color and turbidity removal by composite potassium permanganate (CP) pretreatment process compared with pre-chlorination process and filtration process has been done by full-scale experiments. The result showed that color , turbidity and organic compounds could be greatly removed by CP pretreatment process than that of pre-chlorination and poly ferric sulfate process.

Study on Establishment and Application of Mathematical Simulation Model of Drinking Water Secondary Pollution in Storage and Transportation Zhao Yuhua *et al* (33)

Abstract : A concept of potential maximum generative capacity (C_{max}) of pollutants in water was proposed in construction of a dynamic mathematical model simulating the secondary pollution of drinking water in storage and transportation and COD_{Mn} was elected as indicator to estimate the secondary pollution of drinking water and to control the water quality. The parameters of the model have been approved by experimental research. The maximum retention time (T_{lim}) in water reservoir (or tank) decided by the model might be helpful to avoid the secondary pollution in water reservoir design.

Pilot Study on BIOFOR for Domestic Wastewater Treatment Qi Bingqiang *et al* (42)

Abstract : This study used BIOFOR (Biological Filtration Oxygenated Reactor) to treat domestic wastewater in condition of high filtration velocity , high organic load and short hydraulic retention time. The quality of effluent was good and the main pollutants (COD , BOD , SS , $NH_3 - N$) met the national wastewater discharge standards or water reuse standards. Meanwhile the effect of hydraulic and organic loading on effluent was studied and the main pollutants removal orders were analyzed.