

空气氧化除 Fe^{2+} 机理与生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 工艺技术研究(Ⅱ)

李 冬¹, 杨 宏¹, 陈立学², 张 杰¹

(1. 北京工业大学 建筑工程学院, 北京 100022; 2. 中国市政工程东北设计研究院, 长春 130021)

摘 要: 在生物固 Mn^{2+} 除 Mn^{2+} 理论的指导下, 通过滤柱装置试验, 探求生物滤层中 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的氧化动态. 得出 Mn^{2+} 的氧化虽然迟后于 Fe^{2+} 的氧化, 但 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的氧化带并无明显界限. Fe^{2+} 虽然在无菌滤层中就可以完全氧化, 但在生物滤层中 Fe^{2+} 参与了除 Mn^{2+} 菌的代谢, 在维系生物滤层的稳定上是不可缺少的. Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 可以在同一滤层中得以去除. 由此开发了一级过滤除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 的简缩工艺流程和一系列配套的工艺技术, 并应用于大型除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 水厂的设计与运行. 投产 2 a 来, 出水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 小于 0.05 mg/L , 总铁为痕量, 均优于国家饮用水标准, 达到了预期目的.

关键词: 地下水; 生物固 Mn^{2+} 除 Mn^{2+} ; Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 同时去除

中图分类号: X 523

文献标识码: A

文章编号: 0254-0037(2003)04-0441-06

在 pH 中性的自然条件下, Fe^{2+} 的去除机制是自催化氧化反应, 生成的含水氧化铁是 Fe^{2+} 氧化的催化剂. Mn^{2+} 的氧化是在 Mn^{2+} 氧化菌胞外酶的作用下进行的, 只有在生物滤层中的微生物数量达到一定程度之上, Mn^{2+} 才能很好地被去除. 但是地下水中的 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 几乎是同时存在的, 为探求 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 在生物滤层中的氧化动态进行了如下研究.

1 生物滤层中 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 氧化还原动态研究

1.1 材料与方法

1.1.1 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 同时去除的模拟柱试验

有机玻璃制模拟柱 2 根, 滤柱高 2.950 m, 内径为 100 mm, 分别装入石英砂和 Mn^{2+} 砂滤料. 粒径为 $0.8 \sim 1.2 \text{ mm}$, 滤层厚 800 mm. 采用卵石垫层, 粒径 $2 \sim 10 \text{ mm}$, 厚 300 mm. 试验原水为抚顺开发区地下水, 原水水质如表 1 所示. 分析项目和检测方法见文献[1].

表1 原水水质

检测项目	检测结果	检测项目	检测结果	检测项目	检测结果
$\rho(\text{Fe}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	7.00	水温 / $^{\circ}\text{C}$	9.00	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.40
$\rho(\text{Mn}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	4.20	pH	6.90	$\rho(\text{NO}_2^--\text{N}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	—
$\rho(\text{HCO}_3^-) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	69.69	色度 / 度	8.00	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	—
溶解氧 / $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.75	浑浊度 / 度	40.00	$\rho(\text{CO}_2) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	20.41
总硬度	77.70	$\rho(\text{Ca}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	40.50	$\rho(\text{SiO}_2) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	12.00
总碱度 / $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	6.41	$\rho(\text{Mg}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	7.82	耗氧量 / $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.34
总酸度 / $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.64				

收稿日期: 2003-07-07.

基金项目: 国家科技攻关基金资助项目(86-06-02); 吉林省科技攻关基金资助项目(990334).

作者简介: 李冬(1976-), 女, 辽宁丹东人, 博士生.

Mn^{2+} 砂滤柱经过生物接种和 40 d 以上的培养,逐渐达到了生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 滤层的成熟阶段,在系统进入稳定运行期,向原含 Fe^{2+} 含 Mn^{2+} 地下水加注适量的 Mn^{2+} ,以提高原水 Mn^{2+} 的浓度,曝气后以 12.6 m/h 的滤速通入滤柱中,每天分析进水和不同滤层深度的过滤水水质,观察 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的氧化动态。

1.1.2 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 同时去除的生产性试验

某经济开发区供水厂的设计规模为 3 000 m^3/d ,普通快滤池的容积为 2.4 m $\times$ 3.6 m $\times$ 3.0 m,采用跌水曝气,跌水高度为 2 m,单宽流量为 20 $\text{m}^3/(\text{m} \cdot \text{h})$,滤料为马山 Mn^{2+} 砂,粒径为 0.5~1.9 mm,滤层厚 900 mm,原水水质见文献[1]。在按生物滤池调试之前,该水厂已运行达半年之久,在最初的半个月除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 效果均好,但此后 Fe^{2+} 的去除仍保持良好,而 Mn^{2+} 几乎没有去除效果。于是按生物固 Mn^{2+} 除 Mn^{2+} 机理,对生产滤池进行生物接种与培养,进行生物滤层除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 试验,长期监测进出水水质,水质分析方法同前。

1.1.3 生物滤层与无菌滤层的除 Fe^{2+} 试验

有机玻璃柱 2 根,直径 100 mm,高 2 m。一根内装成熟 Mn^{2+} 砂滤料,厚为 1.2 m,制成生物滤层滤柱,另一根内装无菌 Mn^{2+} 砂生料,制成无菌过滤柱。在已经去除 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的地下水加入 FeSO_4 溶液,配成一定浓度的单纯含 Fe^{2+} 而不含 Mn^{2+} 的试验用原水,经跌水曝气后分别进入生物滤柱和无菌滤柱进行过滤。滤速为 17.8 m/h,单柱流量为 140 L/h。正常运行 2 周,每天取进出水水样进行各项水质项目分析,观察 2 个滤层中 Fe^{2+} 的去除状况。

1.1.4 单纯含 Mn^{2+} 水的生物滤层过滤试验

试验用滤柱同前。将滤层进行生物接种并培养成熟,使滤层中微生物量达 106 个/mL 湿砂的水平。然后向滤柱通入单纯含 Mn^{2+} 而不含 Fe^{2+} 的原水,连续运行 120 h 后向原水中注入 Fe^{2+} 并继续运行。在运行过程中定时取滤后水水样分析 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的质量浓度以观察 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的去除动态。

1.2 结果与分析

1.2.1 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 同时去除的模拟柱试验

连续 36 d 沿滤层不同深度的滤后水 $\rho(\text{Fe}^{2+})$ 、 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 和去除率的平均值分别见图 1 和图 2。从图 1 和图 2 中可见:大量 Fe^{2+} 都是在滤层深度的 0~40 cm 之内去除的,在表层 20 cm 之内去除率就达 70%,在滤层深度的 40 cm 之下, Fe^{2+} 的去除率曲线变得较平缓。而 Mn^{2+} 大部分是在滤层深度的 20~80 cm 之内去除的,这充分说明 Mn^{2+} 的氧化迟后于 Fe^{2+} 的氧化,但绝不是 Fe^{2+} 氧化完了才进行 Mn^{2+} 的氧化。在生物滤层中 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 是分别按着自己的机制同时被氧化去除的^[2]。既然 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 在生物滤层中能同时被氧化去除,那么 Fe^{2+} 的氧化与 Mn^{2+} 的氧化,或者 Fe^{2+} 的氧化与除 Mn^{2+} 菌的代谢就会有着一一定的关系。

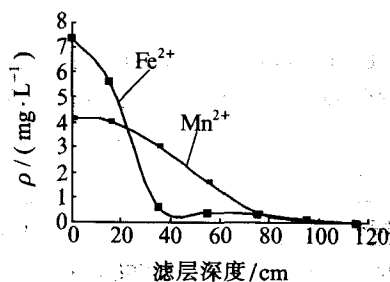


图1 滤柱不同深度滤后水 $\rho(\text{Fe}^{2+})$ 、 $\rho(\text{Mn}^{2+})$

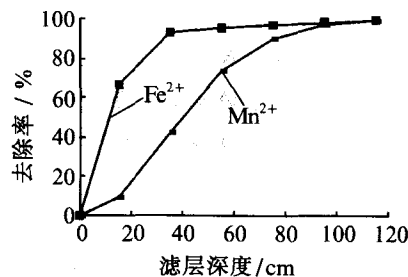


图2 滤柱不同深度 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 去除率

1.2.2 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 同时去除的生产性试验

其工艺流程见图 3,从 5 月份接种培养开始,对滤池进出水水质进行长达 9 个月的检测,其结果见图 4。从图 4 可以看出,滤池培养初期, Fe^{2+} 的去除效果就很好,去除率在 96% 以上,而 Mn^{2+} 的去除率仅在 10% 左右,但经 1 个月的精心调试,由生物培养阶段逐渐达到生物滤层的成熟阶段。细菌数量由测定初期的每毫升滤砂几十个到每毫升滤砂 $10^5 \sim 10^6$ 个, Mn^{2+} 的去除效率快速增长,整个滤池以生物为主的除 Mn^{2+} 能力已经形成。滤层成熟之后出水总 Fe^{2+} 稳定在 0.1 mg/L 之下,出水 Mn^{2+} 稳定在 0.05 mg/L。 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 在生物滤层中都得到了很好的去除。

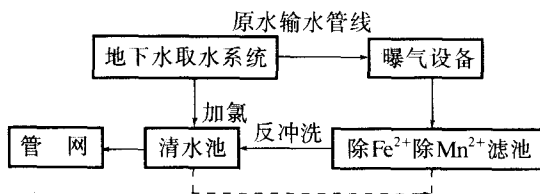
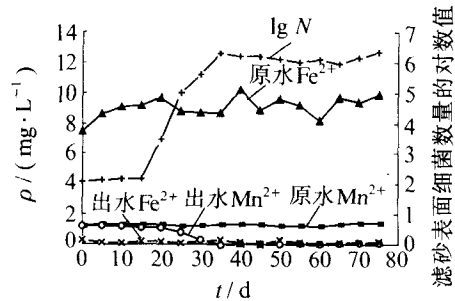
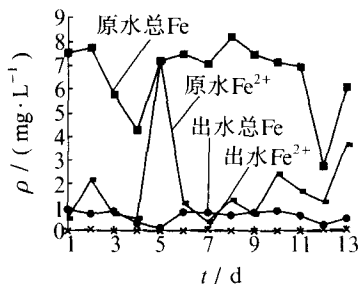
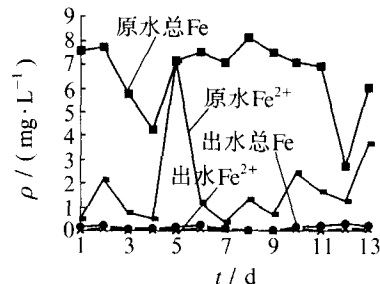
图3 某除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 水厂工艺流程图

图4 生产滤池的成熟

1.2.3 生物滤层与无菌滤层的去除试验

将每天的分析结果制成图5、6。从图5和图6中可以看出： Fe^{2+} 无论是在生物滤柱中，还是在无菌滤柱中的氧化都是很稳定的。尽管进水中 $\rho(\text{Fe})$ 波动很大，但滤后水中 $\rho(\text{Fe})$ 近于痕量。但滤前水中含有的 Fe^{3+} 去除状况却不尽相同，如图6所示生物滤柱的出水总 $\rho(\text{Fe})$ 都在 0.3 mg/L 以下，绝大多数情况下低于 0.2 mg/L ，相当部分达到 0.1 mg/L 以下，这说明原水中的 Fe^{3+} 绝大多数能被生物滤层所捕获，从而得到总 $\rho(\text{Fe})$ 低且稳定的滤后水。这一点明显区别于无菌滤柱。在无菌滤柱中（见图5），滤柱对 Fe^{2+} 有很好的去除效果，而对 Fe^{3+} 的去除能力差，总有一部分 Fe^{3+} 穿透滤层而使出水总 $\rho(\text{Fe})$ 偏高，在高滤速（ $v = 17.8 \text{ m/h}$ ）的条件下，出水总 $\rho(\text{Fe})$ 达 $0.5 \sim 0.9 \text{ mg/L}$ 。

图5 无菌新滤柱单 Fe^{2+} 过滤曲线图图6 成熟生物滤柱单 Fe^{2+} 过滤曲线图

分析上述结果，成熟生物滤层同无菌滤层在结构和组成上存在着很大的差别^[3]。生物滤层培养完成后，在滤料表面及滤料之间的缝隙空间里存在着大量的细菌，而这些细菌同 Fe 氧化物胶状物质形成了实际的菌泥，类似于污水处理当中的菌胶团。在生物滤层当中，由这些物质填充了除滤料之外的生物层空间，具有捕捉 Fe^{3+} 的能力，这些填充物具有很好的截污能力和透过性，并且结构形式较稳定。而无菌滤层就不具备这样的特点，滤料表面形成的含水氧化 Fe 的活性滤膜能很好地吸附水中的 Fe^{2+} ，并在其表面氧化形成新的含水氧化 Fe 。在进滤层前就已经氧化成 Fe^{3+} 所形成的氧化物胶体是微细的胶体颗粒。这种胶体颗粒不能与滤砂表面形成化学结合，又无从遭遇菌泥的捕捉，因而极易穿透滤层的曲折空隙随水流流出而影响出水水质，所以出现上述试验现象。 Fe^{2+} 是极易被水中的溶解氧所氧化的，然而从 Fe 氧化细菌对 Fe^{2+} 的氧化机理上可知， Fe^{2+} 氧化细菌是为了获取能量，因此生物氧化也是很容易发生的。那么 Fe^{2+} 在除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 生物滤层中是否进行了生物氧化，同时 Fe^{2+} 的存在对生物滤层的稳定是否有作用，将在下面的试验中得到说明。

1.2.4 单纯含 Mn^{2+} 水的生物滤层过滤试验

试验共进行了627 h， Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的去除情况见图7。从图7中可以看出：单纯含 Mn^{2+} 水通入成熟生物滤柱中，在初始的一段时间内对 Mn^{2+} 有良好的去除效果，此时进水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 约为 5 mg/L ，出水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 在 0.2 mg/L 以下，但成熟生物滤柱单 Mn^{2+} 过滤一段时间后，其除 Mn^{2+} 效果急剧下降，出水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 大幅度上升，到98 h时，出水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 与进水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 相同，到108 h时，出水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 竟然超过进水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ ，说明此时滤柱的除 Mn^{2+} 能力已经完全丧失。在120 h时，开始向单纯含 Mn^{2+} 水中通入

Fe^{2+} , 结果发现漏 Mn^{2+} 现象随着原水中 Fe^{2+} 的加入又渐渐得到了改善, 到 260 h 时, 出水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 又低于进水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$, 说明经培养后, 该滤柱的除 Mn^{2+} 能力得到了恢复. 继续运行下去, 在 579 h 以后, Mn^{2+} 的去除率又恢复到 63.4%, 此后滤柱对 Mn^{2+} 又恢复了稳定而高效的去除效果. 从这一现象可以推断, 在生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 滤层中, Fe^{2+} 参与了生物滤层的代谢, Fe^{2+} 虽然在无菌存在的条件下就可以完成氧化, 但在生物滤层中的 Fe^{2+} 氧化与细菌的繁殖有关, 并且在维持生物滤层的生态稳定上是不可缺少的.

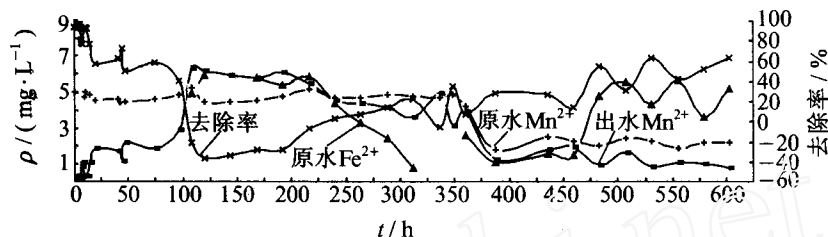


图7 成熟 Mn^{2+} 砂滤柱单 Mn^{2+} 过滤

2 生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 水厂工艺技术研究

2.1 曝气溶氧

2.1.1 生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 工艺对溶解氧的需求

无论是生物氧化还是化学氧化, 氧化剂都是溶解氧. 曝气溶氧是除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 流程不可缺少的单元技术. 不同的是在传统的接触氧化流程中, 曝气不仅仅是为了充氧, 更重要的是散失地下水中的游离碳酸, 提高水的 pH 值. 而生物氧化工艺的 pH 值范围较宽, 不需要用散失 CO_2 来提高. 相反 CO_2 是生物代谢的碳源, 因此, 不需要强曝气, 只要求溶解氧满足生物氧化 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的要求即可. 单纯就化学理论而言, Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 氧化的理论需氧量为

$$\rho(\text{O}_2) = 0.143\rho(\text{Fe}^{2+}) + 0.29\rho(\text{Mn}^{2+})$$

但为了满足化学反应速率的要求, 应有一定的过剩溶解氧, 所以实际工程的需氧量为

$$\rho(\text{O}_2) = a[0.143\rho(\text{Fe}^{2+}) + 0.29\rho(\text{Mn}^{2+})]$$

我国含 Fe^{2+} 含 Mn^{2+} 地下水中 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 质量浓度大多数都在 $\rho(\text{Fe}^{2+}) = 5 \sim 10 \text{ mg/L}$, $\rho(\text{Mn}^{2+}) = 0.5 \sim 1.0 \text{ mg/L}$ 之间. 如果过剩系数 a 取 1.5, 实际所需溶解氧的质量浓度为 $2.6 \sim 4.7 \text{ mg/L}$, 距饱和溶解氧值 (9.17 mg/L , 18°C) 差距较大, 所以弱曝气就可以达到该溶氧要求.

2.1.2 生物滤层除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 需氧量的测定

采用运转一定时间但未成熟的滤料, 滤池面积为 $2.4 \text{ m} \times 3.6 \text{ m}$, 滤层厚为 1.2 m , 采用跌水曝气, 单宽流量为 $20 \text{ m}^3 / (\text{m} \cdot \text{h})$, 原水跌水曝气后经配水廊道进入滤池, 进水 DO 取样点是跌水井的集水渠, 出水 DO 取样点是滤池放空管口, 分析结果见图 8. 从图 8 可以看出, DO 在 4.5 mg/L 的条件下, 尽管地下水总 $\rho(\text{Fe})$ 平均为 8 mg/L , $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 平均为 1.4 mg/L , 仍然实现了培养全过程的顺利进行, 并且经滤层过滤后的出水 DO 值在 3.0 左右下降不大. 不难看出, 生物滤层, 不需要较高的 DO 值. 过强的曝气溶氧, 不仅是浪费能量, 还能引起更多的 Fe^{2+} 在进入滤层前就氧化成 Fe^{3+} 微粒, 影响生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 的效果.

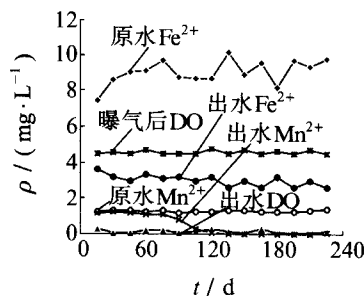


图8 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 去除效果与溶解氧的关系

2.1.3 曝气装置

在工程实践中, 工程技术人员发明和创造了许多向地下水曝气充氧的方法和设备, 如压缩空气曝气、射流泵曝气、跌水曝气、叶轮表面曝气以及各种喷淋式曝气.

各种曝气形式, 按气体的传质方式可分为: 气泡式、喷淋式、薄膜式和综合式. 但这些都是针对于除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 的传统工艺(强曝气、大量散失水中 CO_2), 以提高水的 pH 值和充氧为目的所产生的曝气技术.

从能耗上讲, 能耗排序从大到小为: 射流泵曝气 > 压缩空气曝气 > 叶轮表面曝气 > 喷淋式曝气 > 跌水曝气. 就生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 滤层而言, 采用简单的曝气方式完全可以满足工艺要求. 喷淋高度与曝气后水的 DO 的关系见图 9. 跌水曝气的生产试验数据见表 2. 从实测数据看喷淋曝气或跌水曝气在曝气高度 0.5~0.8 m 条件下溶解氧 $\rho(\text{O}_2)$ 都可达到 4~5 mg/L 范围, 所以均能满足生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 滤层的需氧要求^[4].

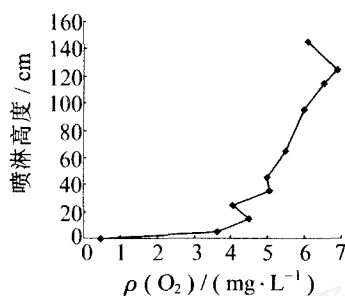


图9 溶解氧与喷淋高度关系曲线

表2 跌水曝气溶解氧实测值

单宽流量 / $\text{m}^3 \cdot (\text{m} \cdot \text{h})^{-1}$	跌水高度 / m	$\rho(\text{O}_2)/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		pH值	
		跌水前	跌水后	跌水前	跌水后
417	0.50		5.49	6.20	6.20
417	0.87		5.53	6.50	6.70
417	0.70	0	4.60		
417	1.39	0	6.60		

2.2 生物滤层的接种

生物滤层应采用粗粒、均质的深滤层结构, 经对比试验, 粗粒、均质深层滤池比级配滤层具有更高的除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 能力. 这是因为 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 和微生物群系在粗粒、均质滤层的条件下, 更易渗滤到滤层深处, 从而增大了有效生物滤层的厚度, 延长了生化反应时间之故.

2.3 生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 工艺流程

图 10 是在生物固 Mn^{2+} 除 Mn^{2+} 理论的指导下开发的除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 工艺流程. 该流程与传统的接触氧化除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 工艺相比具有如下特点: ① Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 可在同一滤层中去除, 将传统的二级过滤流程简化为一级过滤流程, 节省了一半的工作量. ②滤层采用粗粒、均质深层的生物滤层. ③曝气溶氧单元采用跌水等简单的曝气装置. 跌水高度 0.5~0.8 m, 单宽流量 40~50 $\text{m}^3/(\text{m} \cdot \text{h})$. ④曝气溶氧装置尽可能靠近生物滤池布置, 在有条件的情况下, 也可与滤池合建成一体化的曝气过滤装置. ⑤出水水质优良, 总 Fe 与 Mn^{2+} 都能得以深度去除. 运行稳定的地下水除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 系统的出水总 $\rho(\text{Fe})$ 在 0.1 mg/L 之下, $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 小于 0.05 mg/L.

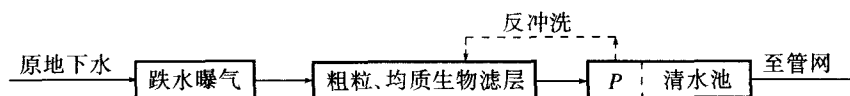


图10 生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 工艺流程

2.4 含 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 地下水供水系统的总体布局

Fe、Mn 都是典型的氧化还原金属元素, 易在溶解态和固态之间相互转换, 溶于地下水中的 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 在一定条件下会变成固体颗粒沉积于输水管道中, 造成化学垢结和电化学腐蚀, 严重地影响管路的输水能力和使用寿命, 所以在供水系统的布置上应谨慎考虑这一问题. 除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 水厂应尽量设在井群之中或尽量靠近水源地, 避免长距离输送含 Fe^{2+} 含 Mn^{2+} 地下水, 当净水厂不得不离水源地较远时, 管道流速应均衡, 输水管的竖向设计应平缓, 不宜有大落差, 以防止管道内部产生负压, 混合空气, 造成 Fe^{2+} 的氧化, 产生 Fe^{3+} 沉淀. Mn^{2+} 虽然不易氧化, 可稳定于水中, 但是如果向原水中投加强氧化剂时, 也会产生黑色的 MnO_2 沉淀, 所以应禁止向输送含 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的地下水管中投加强氧化剂.

2.5 生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 水厂的运行

位于沈阳市西南部的张士开发区采用地下水为水源, 原水中含 $\rho(\text{Fe}^{2+}) = 0.3 \text{ mg/L}$, $\rho(\text{Mn}^{2+}) = 2 \sim$

3 mg/L. 笔者以生物固 Mn^{2+} 除 Mn^{2+} 理论为基础, 主持设计了生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 水厂. 水厂设计规模 12 万 m^3/d . 一期工程 6 万 m^3/d 于 2001 年上半年竣工投产. 在生物滤层的接种培养阶段, 采集当地地下水中的固有菌群进行纯化、扩增培养, 然后将种泥接种于滤层中, 进行动态培养. 采取滤速 3 m/h, 过滤周期 5 天, 反冲洗强度 8 L/($\text{m}^2 \cdot \text{h}$) 来加速微生物菌群的增殖. 试运行初期, Mn^{2+} 的去除率很低, 随着滤层中生物量的增加与生物活性的增强, 除 Mn^{2+} 效果得到明显改善. 2 个月后出水 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 已降至 0.12 mg/L, 3 个月以后出水中 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 小于 0.05 mg/L, 这充分表明滤层已经成熟. 至今该水厂已运行 2 a, 出水水质一直稳定良好, 出水总 $\rho(\text{Fe})$ 为痕量, $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 小于 0.05 mg/L, 而且去除效果仍在继续上升, 完全满足了驻区工业、企业优良用水之需.

3 结 论

- 1) 生物滤层不但可以同时去除 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} , 而且对 Fe^{3+} 的胶体颗粒也有较强的捕捉作用.
- 2) 应用生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 技术, 可以采用一级弱曝气、一级过滤的简缩流程, 与传统的二级曝气池、二级过滤的流程相比, 主流程的工程量可节省一半.
- 3) 在生物固 Mn^{2+} 除 Mn^{2+} 理论的指导下, 应用生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 技术建设和运行的沈阳张士开发区水厂, 达到预期效果, 投产 2 a 来, 出水水质一直保持稳定, Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 都得到了深度去除, 出厂水总 $\rho(\text{Fe})$ 为痕量, $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 小于 0.05 mg/L, 均优于国家饮用水标准.

参考文献:

- [1] 李冬, 杨宏, 陈立学, 等. 空气氧化除 Fe^{2+} 理论与生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 工艺技术研究(I)[J]. 北京工业大学学报, 2003, 29(3): 328-333.
- [2] 李冬, 杨宏, 张杰. 生物滤层同时去除地下水中铁锰离子的实验研究[J]. 中国给水排水, 2001, 17(8): 1-5.
- [3] 张杰, 杨宏, 李冬. 生物滤层中 Fe^{2+} 的作用及对除锰的影响[J]. 中国给水排水, 2001, 17(9): 14-16.
- [4] 姜安玺, 韩玉花, 杨宏, 等. 生物除铁除锰滤池曝气的溶氧研究[J]. 中国给水排水, 2001, 17(10): 16-19.

Study on the Mechanism of Fe^{2+} Removal by Air and the Technology of Biological Removal of Fe^{2+} Mn^{2+} (II)

LI Dong¹, YANG Hong¹, CHEN Li-xue², ZHANG Jie¹

(1.College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China;

2.China Northeast Municipal Engineering Design and Research Institute, Changchun 130021, China)

Abstract: Under the direction of theory of biological fixation and removal of manganese, the oxidation trends of Fe^{2+} and Mn^{2+} in the filter is studied. It is concluded that the oxidation of Mn^{2+} is later than that of Fe^{2+} . There is no clear limit between the oxidation areas of Fe^{2+} and Mn^{2+} . Fe^{2+} can be completely oxidized in the sterile filter, but because Fe^{2+} take part in the metabolism of manganese removal bacteria in biological filter, which is indispensable to keep the stabilization of the filter. Fe^{2+} and Mn^{2+} can be simultaneously removed in one biological filter. On this basis the concise process(one stage filtration) and relevant technology have been invented. A large scale biological treatment plant for iron and manganese removal has been designed in Shenyang according to the theory. The removal effect is satisfactory: Total Fe is in trace and $\rho(\text{Mn}^{2+})$ is less than 0.05 mg/L in filtrate, which are superior to the national standard for drinking water.

Key words: groundwater; biological fixation and removal of Mn^{2+} ; simultaneous removal of Fe^{2+} , Mn^{2+}