

## 不同价态铁对活性污泥性能的影响

郑莹, 李杰, 豆宁龙, 王亚娥

(兰州交通大学 环境与市政工程学院, 甘肃 兰州 730070)

**摘要:** 在SBR反应器中分别投加 $\text{Fe}^0$ 、 $\text{Fe(II)}$ 、 $\text{Fe(III)}$ ,对活性污泥生物量、污泥活性和沉降性能进行分析,比较了不同价态铁对活性污泥性能的影响。结果表明,铁的介入能有效提高活性污泥生物量,改善活性污泥絮凝沉降性能,其中,海绵铁( $\text{Fe}^0$ )对活性污泥性能的改善作用最为明显,相对普通活性污泥法,其MLSS提高了2 424 mg/L,MLVSS提高了738 mg/L,比耗氧呼吸速率提高了28.4%,污泥脱氢酶活性提高了84.6%,SVI改善为87 mL/g。活性污泥性能的改善直接影响出水水质,介入海绵铁的SBR反应器对COD、氨氮、TP的平均去除率较普通活性污泥法分别提高了13.3%、7.6%、52.8%,其出水浓度均可达一级A排放标准。这为采用普通活性污泥法的城镇污水处理厂提标改造提供了新思路。

**关键词:** 海绵铁; 污泥活性; 生物量; 沉降性能; 比耗氧速率

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)09-0026-07

## Effect of Different Valent Iron on Performance of Activated Sludge

ZHENG Ying, LI Jie, DOU Ning-long, WANG Ya-e

(School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China)

**Abstract:** In order to improve pollutant removal efficiency of the conventional activated sludge process, the effect of different valent irons on the performance of activated sludge was investigated.  $\text{Fe}^0$ ,  $\text{Fe(II)}$  and  $\text{Fe(III)}$  were added to SBR reactor respectively to analyze the biomass, activity and sedimentation performance of activated sludge. The results showed that with the interaction of iron, the biomass of activated sludge and flocculation settling performance were improved. The effect of sponge iron ( $\text{Fe}^0$ ) was the best. Compared with the traditional activated sludge process, the MLSS, MLVSS, specific oxygen consumption rate, dehydrogenase activity were increased by 2 424 mg/L, 738 mg/L, 28.4% and 84.6% respectively, and SVI was reduced to 87 mL/g. The improvement of activated sludge performance was conducive to improving effluent quality. The average removal rates of COD, ammonia nitrogen and TP in the sponge iron SBR reactor were 13.3%, 7.6% and 52.8% higher than the traditional activated sludge process respectively and all three indexes reached the urban sewage A discharge standards.

**Key words:** sponge iron; sludge activity; biomass; sedimentation performance; specific oxygen consumption rate

活性污泥法是城镇污水处理中使用最广泛的工艺,利用活性污泥的吸附作用及活性污泥中微生物的代谢作用,虽能有效降解有机污染物,但对氮、磷的去除率较低<sup>[1]</sup>。随着我国城镇污水处理厂出水水质标准的提高,许多采用普通活性污泥法工艺的污水厂都面临着改造。而现有的常规脱氮除磷工艺(如A<sup>2</sup>/O工艺、UCT工艺、改良A<sup>2</sup>/O工艺等)通过工艺形式与过程的变化,在一定程度上缓解了生物脱氮除磷系统存在的问题,但工艺流程复杂,运行能耗大,改造成本高。

研究发现<sup>[2]</sup>,向普通活性污泥系统中投加铁,在保持较高COD去除率的同时,能够提高系统的脱氮除磷效率。铁存在Fe<sup>0</sup>、Fe(Ⅱ)和Fe(Ⅲ)等多种价态,价态不同则对污水处理效果的改善作用也不同。Fe(Ⅲ)可与磷酸根反应生成难溶化合物,从而达到化学除磷的目的,同时其水化物在沉淀、絮凝、吸附和卷扫等作用下,还能够降低出水中的氮浓度。龙腾锐等人研究发现,Fe(Ⅲ)浓度在10 mg/L时,对活性污泥脱氢酶活性的促进作用最强,30 mg/L以下时絮凝作用最强,两种作用共同影响出水效果。Fe(Ⅱ)在O<sub>2</sub>、铁氧化菌以及其他氧化剂的氧化作用下容易转化为Fe(Ⅲ),发挥Fe(Ⅲ)的作用。此外,在Fe(Ⅱ)与微生物的混合处理系统中,会长出铁氧化菌,铁氧化菌氧化Fe(Ⅱ)产生能量,在促进自身细胞物质合成的同时释放一种特殊的酶,可以促进过氧化氢的形成,诱发·OH的产生,进一步发生类Fenton反应,从而提高生化反应处理效果。Oikonomidis等<sup>[3]</sup>研究发现,Fe(Ⅱ)能够改变污泥絮体形态,使絮体结构更加密实,亦有利于污泥沉降,有效控制污泥膨胀。Fe<sup>0</sup>通过电化学腐蚀和生物腐蚀作用持续产生Fe(Ⅱ)、Fe(Ⅲ),在发挥铁盐作用的同时,其微电解作用和物理吸附作用也有利于污水的净化<sup>[4]</sup>。近年来,对于Fe<sup>0</sup>的研究主要集中在纳米零价铁。纳米零价铁的介入,虽然能够提高活性污泥法出水水质<sup>[5,6]</sup>,但因其价格昂贵、易团聚、回收困难、对环境造成二次污染而不能广泛应用。海绵铁作为一种疏松多孔、比表面积大、比表面能高的零价铁材料,价廉易得,可为微生物的富集生长提供充足的空间,为反应器中各种好氧、兼氧及厌氧微生物的协同共生提供良好的“微环境”,应用前景更为广阔<sup>[2]</sup>。

活性污泥是活性污泥法处理系统的核心,铁的

加入对活性污泥性能产生影响,进而影响出水水质。因此,研究铁对活性污泥系统的影响具有重要意义。有关铁盐对活性污泥性能的影响研究较多,Fe<sup>0</sup>对活性污泥性能的影响主要集中在纳米零价铁上,对海绵铁的研究相对匮乏,而不同价态铁对活性污泥性能的影响鲜有报道。笔者以提高活性污泥性能为切入点,考察了不同价态铁(特别是海绵铁)对活性污泥生物量、污泥活性、沉降性能的影响,比较了不同价态生物铁法的脱氮除磷效果。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

原水取自某生活小区下水道,主要为冲厕、洗浴、办公楼生活污水及实验室废水,水质见表1。

表1 生活污水水质

Tab.1 Domestic sewage quality

项目	COD/ (mg·L <sup>-1</sup> )	TP/ (mg·L <sup>-1</sup> )	NH <sub>3</sub> -N/ (mg·L <sup>-1</sup> )	pH值
范围	246~324	4.95~6.71	26.61~45.77	6~7.5
均值	286	5.80	34.85	7.2

试验所用Fe<sup>0</sup>为粒径在3~5 mm之间的海绵铁,使用前进行预处理,即在清水中浸泡12 h,然后清洗数次至上清液不再浑浊,取出晾干。Fe(Ⅱ)以FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O(分析纯)溶液的形式加入,Fe(Ⅲ)以FeCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O(分析纯)溶液形式加入,换算后铁离子浓度均为10 mg/L。

接种污泥取自兰州市安宁区污水处理厂二沉池,经驯化后使用。接种污泥的MLSS为3 220 mg/L,MLVSS为2 496 mg/L,SVI为117.2 mL/g。

### 1.2 试验装置和方法

采用4个有机玻璃制成的SBR反应器进行平行对照试验,反应装置如图1所示。反应器主体内径为15 cm,主反应区高为25 cm,泥区漏斗高为5 cm,有效水深为22 cm,总体积为5 L,有效容积为4 L。反应器从顶部进水,侧面设有取样管和排水管,由阀门控制。曝气管设在反应器底部,内设曝气砂头,pH计探头、溶解氧仪探头和氧化还原电位仪探头固定在反应器内部带孔的圆盘上。各反应器分别加入5 g/L接种污泥,1<sup>#</sup>反应器为普通活性污泥对照组,2<sup>#</sup>反应器按照90 g/L的海绵铁装填量将其均匀装填于6个网状塑料球中,3<sup>#</sup>反应器加入10 mg/L的Fe(Ⅱ),4<sup>#</sup>反应器加入10 mg/L的Fe(Ⅲ)。加入铁盐的反应器在每次配水中投加10 mg/L的

Fe(Ⅱ)或Fe(Ⅲ)。

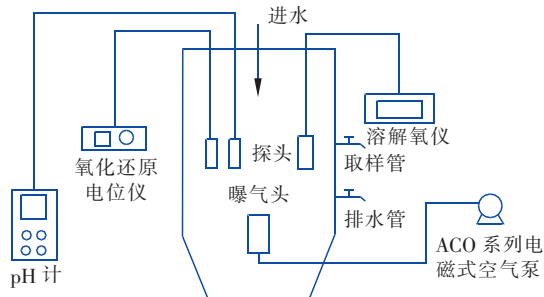


图1 SBR试验装置

Fig. 1 Schematic diagram of SBR equipment

反应器运行周期为12 h,即:瞬时进水、曝气11 h、静沉50 min、换水10 min,换水比为1/2,DO浓度控制在2~4 mg/L之间,室温(16~21℃)下运行。启动反应器,运行12 d后出水水质稳定,启动成功,开始试验。试验共运行45个周期,每2个周期测定一次各反应器出水COD、氨氮、TP浓度,每5个周期测定一次活性污泥性能,每个污泥指标重复测定3次,取平均值,比较不同价态铁对活性污泥性能的影响。

### 1.3 分析项目与方法

#### 1.3.1 比耗氧速率(SOUR)的测定

从反应器中取适量泥水混合液注满250 mL锥形瓶,将待测污泥曝气至DO浓度达8 mg/L,然后将溶解氧仪探头插入锥形瓶中,用橡胶塞密封后置于磁力搅拌机上使污泥保持完全混合状态,每隔30 s记录一次溶解氧读数至DO浓度降至2 mg/L以下,绘制溶解氧—时间曲线,得到的直线斜率即为耗氧速率(OUR),根据公式 $SOUR = OUR/MLSS$ 即可得到比耗氧速率。

#### 1.3.2 脱氢酶活性的测定

样品制备:取50 mL泥水混合液于含数粒玻璃珠的250 mL锥形瓶中,剧烈摇动锥形瓶将污泥打碎,离心后弃上清液,经生理盐水洗涤3次后,再用生理盐水将其恢复至原体积,备用。

取混合均匀的活性污泥制备液2 mL于带塞试管中,依次加入TirS-HCl缓冲液、0.1 mol/L葡萄糖液、0.5% TTC各2 mL,置入(37±1)℃恒温箱中培养4 h。取出,加2滴浓硫酸终止反应,准确加入5 mL甲苯,振摇,在4 000 r/min下离心5 min,取有机溶剂层比色。在上述条件下,将1 h产生1 μg TF的量记作一个酶活力单位。

#### 1.3.3 其他常规指标分析方法

MLSS:105℃干燥减重法;MLVSS:600℃灼烧减重法;灰分=(MLSS-MLVSS)/MLSS;SVI:沉降法;COD:重铬酸钾法;氨氮:纳氏试剂分光光度法;TP:过硫酸钾消解-钼锑抗分光光度法。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同价态铁对活性污泥生物量的影响

微生物是活性污泥污水处理系统的核心,在混合液内保持一定数量的活性污泥微生物是保证系统正常运行的必要条件。通常,以MLSS和MLVSS来表示混合液中的活性污泥生物量。

#### 2.1.1 不同价态铁对MLSS的影响

MLSS是活性污泥法处理系统重要的设计和运行参数,普通活性污泥工艺的MLSS在3 500 mg/L左右,设计时一般取3 000~4 000 mg/L。在运行过程中,普通活性污泥系统的MLSS较为稳定,均值为3 213 mg/L,而投加不同价态铁的反应器,随着运行周期的延长,MLSS均呈现不断上升的趋势(见图2)。其中,海绵铁体系的MLSS增幅最为显著,其MLSS均值为5 637 mg/L,较对照组提高了2 424 mg/L;其次是Fe(Ⅲ)体系,MLSS均值为4 932 mg/L,较对照组提高了1 719 mg/L;相对于其他价态的铁,Fe(Ⅱ)对活性污泥系统的MLSS影响最弱,但其MLSS仍较对照组提高了1 469 mg/L。

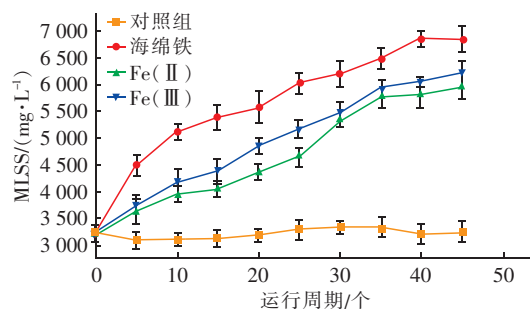


图2 不同价态铁对MLSS的影响

Fig. 2 Effect of different valent iron on MLSS

#### 2.1.2 不同价态铁对MLVSS的影响

MLVSS表示的是混合液中有机性固体的浓度,在表征活性污泥活性部分数量上比MLSS更为精确。普通活性污泥系统的MLVSS随运行周期的延长略有增加,均值为2 506 mg/L,而投加不同价态铁的反应器,则呈现不断上升的趋势,且以海绵铁体系最为显著(见图3)。Fe(Ⅱ)、Fe(Ⅲ)体系的MLVSS较普通活性污泥系统提高了400 mg/L左右,海绵铁

体系的促进作用最为明显,提高了29.4%,均值为3 244 mg/L。

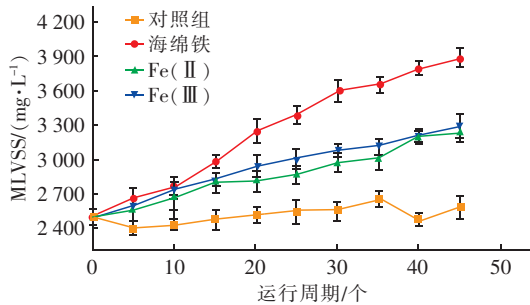


图3 不同价态铁对 MLVSS 的影响

Fig.3 Effect of different valent iron on MLVSS

一般情况下,MLVSS/MLSS 值比较稳定,在以处理生活污水为主的活性污泥法系统中,MLVSS/MLSS 值为0.75左右。将各反应器 MLVSS 及 MLSS 取均值后,比较各反应器 MLVSS/MLSS 值的差异。结果显示,普通活性污泥体系的 MLVSS/MLSS 值为0.78,加入海绵铁、Fe(II)、Fe(III)的体系 MLVSS/MLSS 值分别为0.58、0.61、0.59,分别降低了0.2、0.17、0.19。同时,灰分比例则由22%分别提高至42%、39%、41%。

分析认为,铁与污水中的磷发生反应,生成难溶盐  $\text{FePO}_4$ 、 $\text{Fe}-\text{P}-\text{OH}$  等无机化合物,这些无机化合物不断积累并附着在活性污泥上,导致活性污泥的 MLVSS/MLSS 值下降,灰分比例升高<sup>[3]</sup>。有研究表明,在各种阴离子中,磷酸根对 Fe(III) 水解行为影响最为突出,它可以取代与 Fe(III) 结合的部分羟基,形成碱式磷酸铁复合络合物,改变 Fe(III) 的水解路径。因此,Fe(III) 较 Fe(II) 体系对磷的去除效果更好,灰分含量更高。课题组前期研究发现<sup>[7,8]</sup>,海绵铁通过电化学腐蚀和生物腐蚀作用能够持续溶出 Fe(II)、Fe(III),对反应后各体系上清液及泥水混合液中铁离子含量进行测定,发现海绵铁体系中 Fe(III) 浓度相对最高(见表2),其对磷的去除效果最好,污泥的灰分比例最高。

表2 不同价态铁体系中铁离子含量

Tab.2 Concentration of ferric ion in different valent iron reactors  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

项 目	海绵铁体系	Fe(II)体系	Fe(III)体系
上清液	$\text{Fe}^{2+}$	0.54	0.63
	$\text{Fe}^{3+}$	8.63	5.54
泥水混合液	$\text{Fe}^{2+}$	17.54	21.37
	$\text{Fe}^{3+}$	80.78	33.54

## 2.2 不同价态铁对活性污泥活性的影响

### 2.2.1 对活性污泥 SOUR 的影响

活性污泥 SOUR 是衡量污泥活性的一个重要指标,它主要用于反映有机物降解速率及活性污泥是否中毒,其值一般为  $8 \sim 20 \text{ mgO}_2/(\text{gMLVSS} \cdot \text{h})$ 。本试验的生物处理为好氧过程,微生物分别以氧化和硝化作用去除有机物和氨氮,因此,用 SOUR 表征反应器中的微生物活性<sup>[9]</sup>,结果见图4。

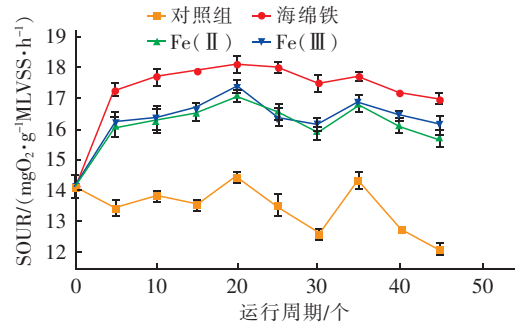


图4 不同价态铁对 SOUR 的影响

Fig.4 Effect of different valent iron on SOUR

由图4可以看出,各反应器活性污泥 SOUR 均在正常范围内,对照组 SOUR 随进水有机物及氨氮含量的变化波动较大,加入铁的活性污泥系统特别是海绵铁系统不仅能有效提高活性污泥 SOUR,还能增强其稳定性。对照组 SOUR 均值为  $13.4 \text{ mgO}_2/(\text{gMLVSS} \cdot \text{h})$ ,投加海绵铁、Fe(II)、Fe(III)的活性污泥系统的 SOUR 均值分别为17.2、16、 $16.2 \text{ mgO}_2/(\text{gMLVSS} \cdot \text{h})$ ,较对照组分别提高了28.4%、19.4%、20.9%。说明铁的投加未对活性污泥造成毒害,反而增强了其活性。其中,海绵铁对污泥 SOUR 的促进作用最强。这是因为铁是微生物生长所必需的元素,是多种酶的辅助因子或激活剂,对细菌繁殖和酶的分泌有促进作用,能加速生化反应。因此,铁的加入有效解决了传统生物脱氮除磷固有的矛盾问题<sup>[1]</sup>。

### 2.2.2 对活性污泥脱氢酶活性的影响

污水生化处理的实质是多种酶参与的生物氧化还原反应。其中,脱氢酶广泛存在于微生物细胞内,生物体中绝大多数氧化还原反应都是在脱氢酶及氧化酶的催化下进行的。在污水生物处理中,由于脱氢酶可以反映系统中活性生物量及其对有机物的氧化分解能力,因而成为一项考察污泥活性的重要指标。

铁的加入虽然导致污泥的 MLVSS/MLSS 值降

低,但并不意味着活性污泥生物量降低。当活性污泥中存在一定量的铁时,可以使脱氢酶活性(DHA)大大提高(见图5)。对照组 DHA 均值仅为  $9.92 \text{ mgTTC}/(\text{L} \cdot \text{h})$ , 海绵铁、 $\text{Fe}(\text{II})$ 、 $\text{Fe}(\text{III})$  体系的 DHA 均值分别为  $18.31$ 、 $14.27$ 、 $15 \text{ mgTTC}/(\text{L} \cdot \text{h})$ , 较对照组分别提高了  $84.6\%$ 、 $43.9\%$ 、 $51.2\%$ 。海绵铁对 DHA 促进作用最强,说明该系统中活性生物量最多,对有机物的氧化降解能力最强,这与对 COD 的去除结果相一致。海绵铁丰富的孔隙结构,能为微生物的富集生长提供充足的空间,为生化反应器中各种好氧、兼氧及厌氧微生物的协同共生提供良好的“微环境”,有效丰富了生物相,提高了活性生物量。

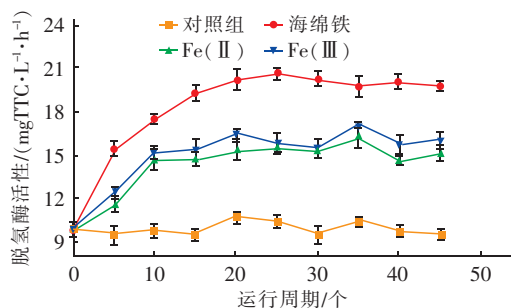


图5 不同价态铁对脱氢酶活性的影响

Fig.5 Effect of different valent iron on dehydrogenase activity

### 2.3 不同价态铁对活性污泥沉降性能的影响

SVI 能够反映活性污泥的絮凝、沉降性能。一般认为,处理城市生活污水时 SVI 在  $70 \sim 100 \text{ mL/g}$  为宜,  $\text{SVI} > 200 \text{ mL/g}$  且持续上升时预示将发生污泥膨胀。SVI 值过低,说明泥粒细小,无机质含量高,缺乏活性;SVI 值过高,说明丝状菌大量繁殖,污泥沉降性能不佳。

在运行过程中,对照组活性污泥的 SVI 值波动较大,而加入不同价态的铁后,污泥 SVI 值均有下降,后保持稳定(见图6)。对照组污泥 SVI 均值为  $127 \text{ mL/g}$ ,而海绵铁、 $\text{Fe}(\text{II})$ 、 $\text{Fe}(\text{III})$  体系的活性污泥 SVI 均值分别为  $87$ 、 $97$ 、 $91 \text{ mL/g}$ ,污泥絮凝及沉降性能显著提高。铁的加入,能有效减少丝状菌膨胀,使活性污泥絮体更加密实<sup>[10]</sup>。龙腾锐等研究发现,铁离子的絮凝作用对 SVI 的影响是主要的。硫酸亚铁投加到水中后,解离出的二价铁离子只能水解形成简单的单核配合物,而氯化铁水解能够发生各种聚合反应,生成具有较长线性结构的多核羟基络合物。因此, $\text{Fe}(\text{III})$  的絮凝效果优于  $\text{Fe}(\text{II})$ ,其

SVI 相对更小。由表2可知,海绵铁体系的  $\text{Fe}(\text{III})$  含量最高,其 SVI 值最低。

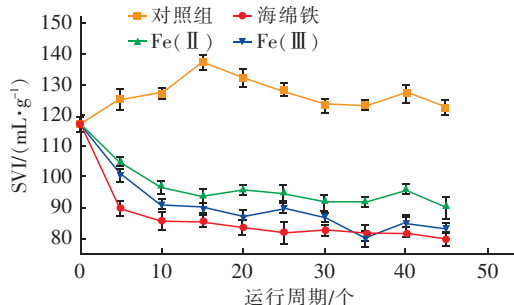


图6 不同价态铁对污泥沉降性能的影响

Fig.6 Effect of different valent iron on SVI

在活性污泥系统发生污泥膨胀时,主要临时应急方法是投药增强污泥沉降性能或是直接杀死丝状菌。投加铁盐、铝盐等混凝剂可以直接提高污泥的压密性,保证沉淀出水水质。采用该方法一般能较快降低 SVI 值,但并没有从根本上控制丝状菌的繁殖,一旦停止加药,污泥膨胀现象可能会卷土重来。若将海绵铁投加到普通活性污泥系统中,其在生物腐蚀和化学腐蚀作用下不断溶出铁离子,既能有效控制污泥膨胀,还能降低处理成本。

### 2.4 不同价态铁对出水效果的影响

#### 2.4.1 对出水 COD 的影响

投加铁的反应器每周期出水 COD 均较对照组低,说明生物铁法对有机物的去除效果优于传统活性污泥法。在稳定运行的45个周期中,海绵铁体系每周期出水 COD 浓度均在  $50 \text{ mg/L}$  以下,达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级 A 标准。对照组对 COD 的平均去除率为  $72.3\%$ ,而投加海绵铁、 $\text{Fe}(\text{II})$ 、 $\text{Fe}(\text{III})$  后反应器对 COD 的平均去除率分别提高到  $85.6\%$ 、 $81.7\%$ 、 $78.4\%$ 。可见,投加海绵铁的促进作用最强,平均去除率提高了  $13.3\%$ 。这与活性污泥性能研究中的结论一致,即铁的加入使反应器中活性微生物增多,污泥活性增强,对有机物的氧化降解能力也随之提升。其中,海绵铁对活性污泥性能的促进作用最强,并且海绵铁中的铁与碳化铁或其他杂质之间可形成一个微小的原电池,在其周围产生电场,电极反应的产物中新生态  $[\text{H}]$  和  $\text{Fe}(\text{II})$  能与废水中很多组分发生氧化还原作用而将污染物去除。同时,海绵铁丰富的孔隙结构及较强的表面活性,使其可以吸附废水中的有机物,从而有效降低出水 COD 浓度。

### 2.4.2 对出水氨氮的影响

普通活性污泥法出水氨氮平均为 8.7 mg/L,平均去除率为 80.3%;海绵铁、Fe(Ⅱ)、Fe(Ⅲ)体系出水氨氮均值分别为 4.3、5.4、6.3 mg/L,去除率分别为 87.9%、85%、82.3%。可见,铁的加入有利于氨氮的去除,其中,海绵铁体系的去除效果相对最好,氨氮平均去除率较对照组提高了 7.6%,出水水质达到了一级 A 标准。

铁元素是多种酶的辅助因子或激活剂,生物体内的许多酶需要与铁离子结合才能发挥生物活性。其作为电子传递链的组成部分,能使氨氮氧化的中间物质羟胺在脱氢酶的作用下释放 2 个电子,经电子传递链最后传给氧,磷酸化产生能量。且硝化细菌的细胞多具有复杂的膜内褶结构,铁离子能够加大细胞膜的渗透性,从而加快营养物质的传输速度。因此,铁的介入能够增强污泥活性,促进硝化反应的进行。王秀蕻等研究发现,5~20 mg/L 时促进效果最好,高浓度(80 mg/L)时促进作用下降但未见产生抑制。王亚娥等<sup>[7]</sup>对微生物种群的分析结果显示,在添加海绵铁的生化反应器中存在大量产碱杆菌属(*Alcaligenes* sp.),该菌属为一类异养型硝化菌,具有很强的硝化作用。海绵铁体系中铁离子及各类硝化菌等的存在,共同促进了氨氮的去除。

### 2.4.3 对出水 TP 的影响

对照组的 TP 平均去除率为 39%,出水 TP 在 3~4 mg/L 之间(见图 7)。铁的介入则明显促进了活性污泥对 TP 的去除,当投加 Fe(Ⅱ)、Fe(Ⅲ)时 TP 去除率大幅提高,出水 TP 达到城镇污水厂二级排放标准,平均去除率分别为 70%、74%,较对照组分别高出 31%、35%;海绵铁体系对 TP 的去除效果尤为明显,出水 TP 均在 0.5 mg/L 以下,达到了城镇污水处理厂一级 A 标准,平均去除率高达 91.8%,较对照组提高了 52.8%。这与不同价态铁对活性污泥的影响一致,即投加海绵铁的系统除磷效果最好,产生的难溶性磷酸盐在污泥中不断积累,导致 MLVSS/MLSS 值降低。

课题组前期对海绵铁除磷进行了大量的研究<sup>[4,8,11]</sup>,发现海绵铁与微生物之间存在较强的协同除磷作用,主要为微生物介导下的 Fe(Ⅱ)溶出和氧化、Fe(Ⅲ)调控下的化学絮凝沉淀作用,将生物法与化学法除磷进行了有机结合。且在微生物作用下,海绵铁体系不断溶出 Fe(Ⅱ),Fe(Ⅱ)易氧化成

Fe(Ⅲ)和多种铁氧化物,吸附磷酸根后生成  $\text{FePO}_4$ 、 $\text{Fe}_{2.5}\text{PO}_4(\text{OH})_{4.5}$  及  $\text{Fe}_{1.6}\text{H}_2\text{PO}_4(\text{OH})_{3.8}$  等难溶化合物,同时,生成的化合物表面有很强的吸附作用,可以去除更多的磷。

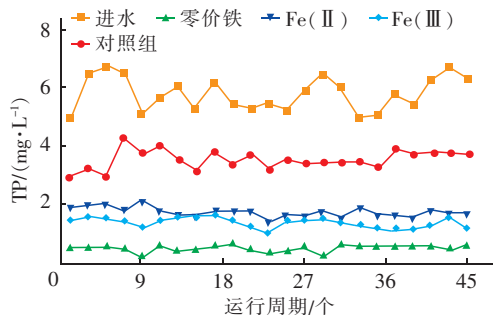


图7 不同价态生物铁法对系统出水 TP 的影响

Fig. 7 Effect of different valent iron on TP removal

## 3 结论

① 不同价态的铁均能使活性污泥 MLSS、MLVSS 大大提高,但由于铁与磷生成难溶性盐附着于污泥上,使活性污泥无机成分比例升高,MLVSS/MLSS 值降低,但这并不意味着活性污泥系统中生物量减少。对活性污泥 SOUR 和脱氢酶活性进行分析,发现铁的介入能有效提高污泥活性,增加活性生物量。同时,铁的投加亦可提高活性污泥 SVI,改善其絮凝沉降性能,有效控制污泥膨胀。

② 海绵铁对活性污泥系统的促进作用最为明显,相对普通活性污泥法,该体系污泥 MLSS 提高了 2 424 mg/L,MLVSS 提高了 738 mg/L,比耗氧呼吸速率提高了 28.4%,污泥脱氢酶活性提高了 84.6%,SVI 改善为 87 mL/g。

③ 活性污泥性能的改善直接影响出水水质。向普通活性污泥系统中投加铁,在保持较高 COD 去除率的同时,能够提高系统脱氮除磷效率,其中,海绵铁的促进作用最为明显。相对于普通活性污泥法,投加海绵铁的 SBR 反应器对 COD、氨氮、TP 的平均去除率分别提高了 13.3%、7.6%、52.8%,出水 COD、氨氮、TP 浓度均达到了一级 A 排放标准。

④ 在实际工程中,向曝气池中投加海绵铁来强化活性污泥性能比投加铁盐更为实用。海绵铁在化学腐蚀和生物腐蚀作用下,不断溶出 Fe(Ⅱ)、Fe(Ⅲ),可发挥铁盐对活性污泥系统的促进作用,且其促进作用较铁盐更强,对污水的处理效果更好。此外,海绵铁廉价、易运输,孔隙丰富,可作为生物载体,为微生物提供生长繁殖场所,有利于好氧、兼氧、

厌氧微生物的附着生长。

### 参考文献:

- [1] 任雪锋,毕学军,程丽华,等. 复合铁酶促活性污泥强化生物脱氮除磷研究[J]. 中国给水排水,2011,27(3):24-28.  
Ren Xuefeng, Bi Xuejun, Cheng Lihua, *et al.* Research on enhanced biological nitrogen and phosphorus removal by compound ferric enzymatic activated sludge[J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(3): 24-28 (in Chinese).
- [2] 李杰,李文譔,魏志勇,等. 海绵铁/微生物协同互促除磷研究[J]. 中国给水排水,2013,29(23):124-127.  
Li Jie, Li Wenxuan, Wei Zhiyong, *et al.* Mechanism of cooperative phosphorus removal by sponge iron and microorganisms[J]. China Water & Wastewater, 2013, 29(23): 124-127 (in Chinese).
- [3] Oikonomidis I, Burrows L J, Carliell-Marquet C M. Mode of action of ferric and ferrous iron salts in activated sludge[J]. J Chem Technol Biotechnol, 2010, 85(8): 1067-1076.
- [4] Kharchenko U V, Beleneva I A, Karpov V A, *et al.* Microbiological activity of fouling communities as indicator of biocorrosion aggressiveness of sea water[J]. Protection of Metals and Physical Chemistry of Surfaces, 2010, 46(7): 842-845.
- [5] Wu D L, Shen Y H, Ding A Q, *et al.* Effects of nanoscale zero-valent iron particles on biological nitrogen and phosphorus removal and microorganisms in activated sludge[J]. J Hazard Mater, 2013, 262: 649-655.
- [6] Liu H B, Chen T H, Zou X H, *et al.* Removal of phosphorus using NZVI derived from reducing natural goethite[J]. Chem Eng J, 2013, 234(12): 80-87.
- [7] 王亚娥,李杰,翟思媛,等.  $\text{Fe}^0$  对 SBBR 工艺处理腈纶废水性能影响[J]. 化工学报,2013,64(8):2996-3002.  
Wang Ya'e, Li Jie, Zhai Siyuan, *et al.* Effect of  $\text{Fe}^0$  on acrylic fiber wastewater treatment in SBBR[J]. CIESC Journal, 2013, 64(8): 2996-3002 (in Chinese).
- [8] 李杰,王亚娥,王志盈,等. 生物海绵铁在生活污水脱氮除磷中的应用[J]. 中国给水排水,2007,23(1):97-100.  
Li Jie, Wang Ya'e, Wang Zhiying, *et al.* Study on application of biological sponge iron in nitrogen and phosphorus removal from domestic wastewater[J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(1): 97-100 (in Chinese).
- [9] Urfer D, Huck P M. Measurement of biomass activity in drinking water biofilters using a respirometric method[J]. Water Res, 2001, 35(6): 1469-1477.
- [10] Agridiotis V, Forster C F, Carliell-Marquet C. Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics[J]. Bioresour Technol, 2007, 98(15): 2926-2934.
- [11] 冯娟娟,王亚娥,李杰,等. 新型富铁多孔复合填料强化生化处理效能研究[J]. 中国给水排水,2013,29(3):24-28.  
Feng Juanjuan, Wang Ya'e, Li Jie, *et al.* Enhanced effect of new iron-rich porous composite in biochemical treatment[J]. China Water & Wastewater, 2013, 29(3): 24-28 (in Chinese).



作者简介:郑莹(1993-),女,江西宜春人,硕士研究生,主要研究方向为水污染控制。

E-mail: zhengying0419@163.com

收稿日期:2017-12-20