A/O 工艺处理含海水污水的中试研究

于德爽¹ 彭永臻² 乔文涛³

(1 青岛大学环境科学与工程系, 青岛 266071; 2 北京工业大学环境与能源工程学院, 北京 100022;

3 烟台万斯特有限公司, 烟台 265200)

摘要 采用 A/O 工艺对含海水城市污水生物处理进行了中试研究。试验结果表明: 在常温条件下, 进水 COD_{Cr} 为 300~500 mg/L, 氨氮为 40~70 mg/L, 当污水中海水比例小于 30% (污水盐度为 10.5 g/L) 时, 盐度对有机物及氨氮去除率均无影响; 当污水中海水比例大于 50% (污水盐度为 17.5 g/L) 时, 有机物去除率下降而氨氮去除率无变化; 当污水中海水比例大于 70% (污水盐度为 24.5 g/L) 时, 有机物及氨氮去除率均明显下降。说明污水中盐度对氨氮去除率的影响小于对有机物去除率的影响, 污水中盐度对硝化过程自养菌的影响要小于对有机物降解过程异养菌的影响。

关键词 污水盐度 生物处理 中试 有机物 氨氮去除率

利用海水冲厕是沿海地区解决水资源短缺的重要措施之一, 而海水引入到城市污水处理系统后势必对污水的生物处理产生一定的影响, 因此含海水城市污水的生物处理研究是一项非常重要的课题。如何确定含海水城市污水生物处理可以承受的耐盐极限, 以及不同盐度时有机物及氨氮去除率的变化规律, 对含海水污水的生物处理具有重要的指导意义。

国内外一些学者采用了不同工艺对不同水质的含盐废水处理进行了研究, 如 A²/O 工艺、生物滴滤池、延时曝气活性污泥法、传统活性污泥法、SBR 法、接触氧化法等。这些研究大多是实验室小型试验研究, 而且多采用配水试验, 因此其研究结果有一定的局限性。目前关于高含盐量对生物处理系统的影响的结论主要可以归纳为以下两种观念: ①高含盐环境及盐浓度的变化对生物处理有抑制作用^[1-5]; ②盐度不会降低废水生物处理的有机物去除率, 适当的盐度可以提高污泥絮凝性, 还对生物处理系统起到稳定作用^[6-8]。

这些研究结果关于盐度对生物处理影响的分歧, 主要是由于污水水质的区别、盐度环境的差别以及嗜盐菌菌属的不同而引起。含海水城市污水的生物处理不同于高盐高有机物浓度的工业废水, 其主要特点是有机物浓度及氨氮浓度低, 可生化性强。

另外, 含海水城市污水生物处理嗜盐菌的培养与驯化也主要以海洋性嗜盐菌(生存的盐度范围 1%~3%) 为主。

1 试验材料和方法

1.1 试验装置

试验装置见图 1。曝气池有效容积为 1 000 L, 长 1 500 cm, 宽 1 050 cm, 高 800 cm, 采用普通钢板焊制。曝气池由 3 个廊道组成, 分为缺氧区与好氧区, 两区的体积比为 1:2。曝气池底部装有微孔曝气器, 采用鼓风曝气方式。经空压机压缩的空气通过砂芯石蕊曝气头向反应器内供气, 供气量用转子流量计计量。A/O 工艺的内循环及污泥回流均采用蠕动泵。在缺氧区设搅拌器, 在缺氧反应时进行搅拌以使反应器内活性污泥能充分混合。

图 1 中试装置示意

中试的原水取自青岛市麦岛污水处理厂粗细格栅后, 海水取自麦岛污水处理厂附近海边。原水及

海水分别储存在容积为 500 L 的容器中,通过蠕动泵供水。二次沉淀池采用竖流式,直径 40 cm,高 850 cm。

1.2 试验方法

试验所用原水的水质:COD_{Cr} 300~500 mg/L, NH₃-N 40~70 mg/L。试验用活性污泥菌种来自青岛市莱西污水处理厂 Orbal 氧化沟工艺的二沉池污泥,其 NO₃⁻-N 10~15 mg/L, NO₂⁻-N 小于 1 mg/L。

试验条件:水温为常温 20~25 ℃, pH 7~8, 溶解氧 3~4 mg/L, 污泥浓度 3~3.5 g/L。

检测项目:氨氮, 纳氏试剂分光光度法;硝态氮, 麝香草酚分光光度法;亚硝态氮, N-(1-萘基)-乙二胺光度法; pH, pH211 型台式酸度离子计, HANNA; DO, 温度, YSI MODEL 50B 溶解氧测定仪; COD_{Cr}, 重铬酸钾法。

试验中通过改变海水占生活污水比例, 考察不同盐度情况下有机物及氨氮去除率的变化。

2 试验结果分析

2.1 盐度对有机物去除的影响

海水是一个含有多种无机物和有机物的复杂溶液,海水的含盐量一般在 3.5% 左右,高盐度使得海水中的饱和溶解氧(DO 在 6 mg/L 左右)降低,海水中有有机物 COD_{Mn} 在 0.47~1.63 mg/L。海水中对污水中微生物可能产生影响的离子主要有:K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, Cl⁻, 这些离子中除 Cl⁻ 以外,其他元素都是生物正常生长所必需的营养成分,低浓度时对生物生长有促进作用,但高浓度时会产生强烈的抑制作用。海水中 Cl⁻ 浓度是淡水的 2 481 倍,因此海水的盐度主要是由 Cl⁻ 浓度引起。海水进入污水后其盐度的高低直接影响到水的活度,从而导致水的渗透压发生变化。

为了考察盐度对含海水城市污水生物处理系统的有机物去除率的影响,在活性污泥系统经过成功驯化达到稳定的处理效果后,逐步增加污水中盐度,分为 5 g/L, 10 g/L, 15 g/L, 20 g/L, 25 g/L 等阶段。试验自 2003 年 8 月 1 日起至 2003 年 12 月 25 日结束。在每个阶段达到稳定的处理效果后,才进入下一个阶段的试验,试验结果见图 2。系统在前 5 周为驯化阶段,污水中的盐度为 5 g/L,此时 COD_{Cr} 去除率高于 85%,出水 COD_{Cr} 在 50 mg/L 左右。说明

在低含盐量时盐度对有机物去除率没有任何影响。然后系统进水的盐度增至 10 g/L,污水中海水的比例接近 30% (污水盐度为 10.5 g/L),此时 COD_{Cr} 去除率和出水 COD_{Cr} 浓度仍很稳定,表明了在海水中冲刷用海水范围内,盐度对有机物去除率没有明显影响。之后将进水盐度增至 15 g/L 情况也一样,未见异常现象,但此时出水浊度有所下降。在第 11 周,污水中海水的比例大于 50% (污水盐度大于 17.5 g/L),出水水质恶化,在进水 COD_{Cr} 只有 348 mg/L 的情况下,出水 COD_{Cr} 已达到 111 mg/L,在稳定 4 个周期后处理效果有所恢复,有机物去除率仅达 70%。第 16 周期相应污水中海水比例超过 70% 时(盐度增至 24.5 g/L),出水水质更加恶化,有机物去除率降至 60% 以下,出水 COD_{Cr} 高达 150 mg/L,此时已不能满足城市污水处理厂二级排放标准的要求。可以认为 24.5 g/L 盐度是能够保证含海水城市污水处理正常运转的耐盐极限。

图 2 不同盐度时 COD_{Cr} 去除率变化

2.2 盐度对氨氮去除的影响

考察盐度(Cl⁻ 浓度)对 A/O 工艺氨氮去除的影响,与有机物去除的影响同步进行。主要观察污水在盐度分别为 5 g/L, 10 g/L, 15 g/L, 20 g/L, 25 g/L 等不同阶段时氨氮去除的变化情况,试验结果见图 3。试验所用活性污泥取自 Orbal 氧化沟工艺的二沉池活性污泥,Orbal 氧化沟特有的三沟溶解氧呈 0-1-2 mg/L 分布形态,为活性污泥系统提供了一个很好的脱氮条件。试验初期氧化沟活性污泥的硝态氮为 15 mg/L 左右,亚硝态氮小于 1 mg/L。试验温度为 20~25 ℃, pH 为 7~8,进水氨氮 40~70 mg/L,好氧段水力停留时间为 8.5 h,反硝化时间 1.5 h。试验自 2003 年 8 月 1 日起,系统在前 5 周为驯化阶段,污水中的盐度为 5 g/L。此时氨氮去除率在

图3 不同盐度时氨氮去除情况

85%以上,出水氨氮在 10 mg/L 左右,但 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度发生了明显相反的变化, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度迅速降低,而 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度逐渐升高。污水中海水的比例大于 50% (污水盐度大于 17.5 g/L),氨氮去除率变化不大, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度继续降低,至第 10 周 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度已低于 1 mg/L, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度继续升高,至第 11 周达到 13 mg/L。此时亚硝化率 [$\text{NO}_2^- - \text{N} / (\text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N})$] 已超过 90%,说明盐度 (Cl^- 浓度) 抑制了硝化菌的增长。继续保持增加污水中盐度为 20 g/L, 25 g/L (海水比例大于 70%), 此时氨氮去除率逐渐下降。值得注意的是当盐度超过 20 g/L 时,这时虽然亚硝化率仍然很高(90% 以上),但随着盐度的增加亚硝态氮浓度也逐渐降低,说明高盐度不仅抑制硝酸菌的生长,而且同时对亚硝酸菌的生长也有一定的抑制作用。待污水盐度增加至 25 g/L 时,这种现象更为明显,出水氨氮已超过 15 mg/L,氨氮去除率低于 70%。这一结果表明采用 A/O 工艺处理含海水的城市污水,海水比例不能超过 70% (相应盐度 24.5 g/L), 否则氨氮去除效果下降。

2.3 盐度对有机物及氨氮去除影响的分析比较

盐度对生活污水有机物 (COD_{Cr}) 降解、硝化过程的影响程度可以从活性污泥系统中微生物性质变化中得到证实。试验中活性污泥取自城市污水处理厂 Orbal 氧化沟工艺的二沉池活性污泥,镜检结果显示其中生物相十分丰富,丝状细菌、菌胶团、原生动物种类繁多,此时活性污泥颗粒很大,菌胶团呈封闭状,絮凝体紧密度不好。随着海水比例的提高,污水中的生物相发生了较大变化,活性污泥中原生动物

逐渐减少,当海水比例达到 70% 时丝状菌及原生动物基本已经不存在,而菌胶团变得更为密实,此时絮凝体变得细小,异常紧密。

污水中有机物的降解主要靠污水中大量微生物的共同作用完成,盐度的增加导致了活性污泥中微生物种属数量减少,从而使有机物降解速率下降、有机物去除效率降低。当海水比例小于 30% 时,微生物种群的种类与数量变化不大,因此有机物的去除效率变化也就不大;当海水比例增加到 70% 时,微生物种群的种类与数量迅速减少,也就导致有机物去除效率明显下降。

但活性污泥系统中硝化菌只占活性污泥微生物的 5% 左右,而且硝化菌是自养微生物,因此从硝化菌的性质与数量上看,盐度对硝化菌等自养菌的影响要小于对有机物降解中异养菌。活性污泥中某些嗜盐细菌如亚硝酸单胞菌 (*N. europaea* Winogradsky 1892)、硝化球菌 (*N. mobilis* Watson & Waterbury 1971)、海洋亚硝化球菌 (*N. oceanus*) 等能够在海水与亚硝酸盐环境中生存,而且这些嗜盐菌能随着盐度的提高逐步变化其适用能力,因此在高盐度情况下仍能保持较高的氨氮去除率。

试验中还发现海水的盐度 (Cl^- 浓度) 对硝化菌与亚硝化菌的影响程度是不同的,在硝化反应过程中硝化菌的增长受到抑制从而造成了很高亚硝酸盐的积累(亚硝化率大于 95%),形成了短程硝化过程。这对于含海水污水的脱氮处理具有重要的理论价值与实际意义。

3 结论

(1) 当污水中海水比例小于 30% 时,盐度对有机物及氨氮去除率均无影响;当污水中海水比例大于 50% 时,有机物去除率下降而氨氮去除率无变化;当污水中海水比例大于 70% 时,有机物及氨氮去除率均明显下降。说明了含海水城市污水的生物处理应适当控制污水盐度,尽量使污水中海水比例控制在 50% 以内,这样能够同时保持较高的有机物及氨氮去除率。

(2) 污水中盐度对氨氮去除的影响小于对有机物去除的影响,也表明了污水中盐度对硝化过程自养菌的影响要小于对有机物降解过程异养菌的影响。

济南市水质净化二厂中水回用工程

王洪波¹ 陶俊杰² 李梅¹

(1 山东建筑工程学院环境工程系, 济南 250014; 2 济南市水质净化二厂, 济南 250032)

摘要 为解决济南市缺水问题, 济南市水质净化二厂建设了规模为 9 000 m³/d 的中水回用工程, 采用微絮凝—过滤—消毒的深度处理工艺, 出水水质达到了《城市污水再生利用 城市杂用水水质标准》(GB/T18920—2002)。工程投资 508 万元, 中水处理成本为 0.51 元/m³。

关键词 中水回用 微絮凝 过滤 设计参数 运行

济南市区水资源总量为 5.87×10^6 m³, 市区多年平均降水量 654 mm, 人均占有水资源量 228 m³, 是全国人均值的 1/10。济南市属于资源型缺水城市。随着城市经济建设的发展, 解决城市水短缺问题成为当务之急。济南市水质净化二厂是济南市第二座大型污水处理厂, 设计污水处理能力为 20 万 m³/d, 采用氧化沟处理工艺, 于 2002 年 6 月投产调试运行^[1]。为解决济南市缺水问题, 该厂建设了规模为 9 000 m³/d 的中水回用工程。

1 工艺的确定和特点

1.1 水质、水量和工艺的确定

济南市水质净化二厂采用的氧化沟工艺, 具备脱氮除磷功能, 二级出水水质好。2002 年 6 月调试运行以来, 对进出水水质进行了连续监测, 确定各项指标见表 1。

表 1 进出水水质监测值

项目	COD _{Cr} /mg/L	BOD ₅ /mg/L	SS /mg/L	氨氮 /mg/L	TP /mg/L	pH	浊度 /NTU
二级进水	250	150	205	37.5	4	7.9	100
二级出水	≤70	≤10	≤30	≤5	≤1	7~9	≤10

中水主要回用于水质净化二厂厂区绿化灌溉、冲厕、辅助生产用水等方面, 根据对回用水用途和用水量计算, 确定一期中水规模为 9 000 m³/d。出水水质符合《城市污水再生利用 城市杂用水水质标准》(GB/T18920—2002)。

我国城市污水回用工程大多采用混凝(澄清)→过滤→消毒的物理与化学结合的处理工艺, 也有少部分采用以生物接触氧化→过滤→消毒为主的生物与物理、化学结合的处理工艺。出于对进水水质、出水用途水质安全性等方面的考虑, 确定采用微絮凝—

参考文献

- Ingram M. The influence of sodium chloride and temperature on the endogenous respiration of bacillus cereus. *Gen Physiol*, 1940, 23: 773~778
- Ludzack F J, Noran D K. Tolerance of high salinities by conventional wastewater treatment processes. *Sewage and Industrial Wastes*, 1965, 37(10):1404~1416
- Chung-Guang Wen, Jao-Fuan Kao, et al. Effect of salinity on reaeration coefficient of receiving waters. *Wat Sci Tech*, 1984, 16(1):139~154
- Kincannon D F, Gaudy A F. Some effects of high salt concentration on activated sludge. *J WPCF*, 1996, 38(7):1148~1159
- Stewart M S, Ludwig H F, et al. Effects of varying salinity on the extended aeration process. *Sewage and Industrial Wastes*, 1962, 34

(11):1161~1177

- Woolard C R, et al. Treatment of hypersaline wastewaters. *DAI*, 1993, 2645~2833
- Kincannon D F, Gaudy A F. Response of biological waste treatment systems to change in salt conditions. *J Biotech*, 1968, 10(4):483~496
- Hamoda M F, Al-Atlar I M S. Effects of high sodium chloride concentration on activated sludge treatment. *Wat Sci Tech*, 1995, 31(9):61~72

◎通讯处: 266071 青岛市崂山区香港东路 85 号建飞花园 5 号楼 2 单元 301

电话: (0532)8017131

E-mail: hgdyds@263.net

收稿日期: 2004-10-27