

溶解氧对 A^2/O 工艺脱氮除磷效果的影响及解决方法

王佳伟 周 军 甘一萍 王洪臣

(北京城市排水集团有限责任公司, 北京 100022)

摘要 溶解氧对微生物生长的影响很大,通过溶解氧对硝化、反硝化、除磷的影响试验,详细论述了溶解氧对 A^2/O 工艺脱氮除磷的效果影响。试验结果表明,在保证足够好氧泥龄的前提下,提高曝气池的溶解氧,可以改善硝化效果。在好氧段末端设置 20~30 min 的非曝气区,可以使内回流中的 DO 降低 2~3 mg/L,当内回流比为 400% 时可节约碳源 28~41 mg/L。曝气段中过度曝气会造成生物除磷能力下降。因此,必须通过自动控制维持好氧段的溶解氧在合理水平,并通过设立非曝气区和预缺氧区,消除内外回流中溶解氧过高造成的缺氧区和厌氧区氧化还原电位的提高,从而保证进水中碳源有效用于脱氮除磷。

关键词 溶解氧 脱氮除磷 A^2/O 工艺 非曝气区 预缺氧区

1 试验装置与方法

本试验所用反应器为碳钢材料制作,如图 1 所示,反应器共分 18 个格室,其中第 1、2 格室是预缺氧段,第 3、4 格室是厌氧段,第 5~8 格室为缺氧段,第 9~17 格室为好氧段,第 18 格室为脱氧段,反应器体积为 99 m³,二沉池采用竖流式,体积为 40 m³。试验的进水、回流污泥和硝化液回流采用离心泵控制,进水流量为 144 m³/d,温度为环境温度,变化范围为 19~26℃,试验过程中预缺氧段、厌氧段、缺氧段、好氧段、脱氧段水力停留时间分别为 1 h、1 h、4 h、8 h、0.5 h,好氧段 SRT 为 8 d,MLSS 约 3 600 mg/L,采用自控连续排泥。

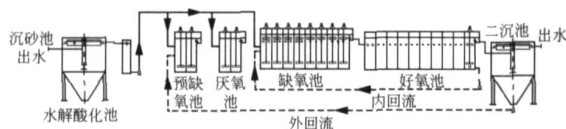


图 1 中试装置

该试验进水为北京某污水处理厂的曝气沉砂池出水,经中试的水解酸化装置处理后进入生物反应池,其水质各项指标见表 1,平均 BOD₅ 为 170 mg/L,平均 TN 为 50 mg/L,可知试验所应用的污水具有 C/N 可以满足同时脱氮除磷的需要(为 3.4)的特点,但是并不充足^[2]。各项指标测定采用国家规定

表 1 生物反应池的进水水质

项目	BOD ₅ / mg/L	COD _{Cr} / mg/L	TP / mg/L	PO ₄ ³⁻ —P / mg/L	TN / mg/L	NH ₃ —N / mg/L	SS / mg/L
范围	124 ~ 243	274 ~ 490	4.5 ~ 12.3	3.0 ~ 7.4	40.6 ~ 62.5	24.8 ~ 53.2	98 ~ 204
	(170)	(351)	(6.9)	(5.1)	(50)	(42.6)	(143)

注:括号内为平均值。

的方法。

2 结果与讨论

2.1 溶解氧对硝化的影响

溶解氧(DO)对硝化反应的影响见图 2。由图 2 可见,当水温 > 25℃,SRT > 4.5 d 满足硝化的要求时,DO 从 3 mg/L 下降到 2 mg/L,出水氨氮并没有受到影

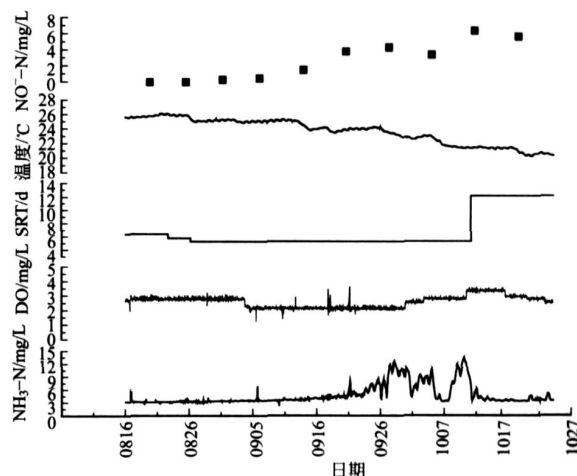


图 2 溶解氧对硝化的影响

国家高科技研究发展专项经费资助(2004AA601010)。

响。到9月13日,水温下降到22℃后,出水氨氮逐步升高,并大于8 mg/L,随后三次增大DO浓度,每次调整后,出水氨氮均有下降,但不稳定,一天后又逐步上升。然后通过增大污泥龄到13 d,这时温度继续下降,出水氨氮也快速下降,接着三次降低DO浓度,当DO浓度降到2.5 mg/L时,水温已下降到19℃左右,但出水氨氮并没有明显升高。由此可见,当SRT满足硝化要求时,DO浓度可以维持在较低的水平(2 mg/L),提高DO浓度可以暂时改善硝化效果,但是硝化效果主要受到SRT的影响。由于受到低溶解氧和低温的影响,系统产生亚硝酸盐的积累,最高达到7 mg/L。

2.2 溶解氧对反硝化的影响

由好氧区到缺氧区的DO携带是A²/O工艺中引起缺氧区反硝化效果下降的主要原因^[3]。Plótz等人^[4]的试验结果证实,在进水中易生物降解碳源相对较少的情况下,缺氧区氧的存在对反硝化速率有非常大的影响,反硝化速率会显著降低;另一方面,氧还抑制硝酸盐还原酶的合成和活性,因为有些反硝化细菌必须在厌氧和有NO₃⁻存在的条件下,才能诱导合成硝酸盐还原酶。因此必须最大程度地降低由好氧区到缺氧区的DO携带量,从而为反硝化提供良好的缺氧环境,并可减少缺氧区内的可快速降解有机碳源的消耗。本研究中通过在好氧区末端设置非曝气区来解决上述问题。

当在曝气池末端设置30 min的非曝气区时,曝气区和非曝气区内沿程的DO分布如图3所示,可见当设置了非曝气区后,DO立即从曝气区的3.3 mg/L下降到1.7 mg/L,并且20 min后基本达到平衡,为0.6 mg/L。因此当不设置末端非曝气区时,内

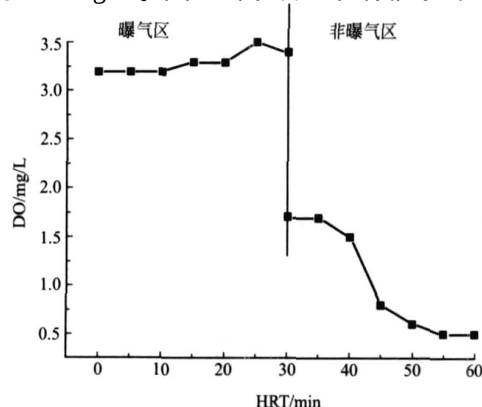


图3 曝气区和非曝气区中DO的分布

回流越大,带到缺氧区的DO就越多,对反硝化的影响也越大;而设置末端非曝气区后可以有效地降低进入反硝化段的DO。

2.3 溶解氧对除磷的影响

图4为DO对厌氧末端ORP和出水TP的影响(试验时间为2006年)。由图4可见,当好氧段曝气过量时,造成厌氧末端ORP升高,并影响出水TP,其中ORP的峰值比好氧峰值滞后约3 h,出水TP的峰值比ORP的峰值延迟约20 h,大于生物池的停留时间,可见生物系统对外界条件的突然变化有一定的缓冲作用。当DO在2~4 mg/L的正常范围内波动时,ORP没有明显变化。可见应当防止曝气段中过度曝气,主要原因是消耗了细胞内的聚羟基脂肪酸(PHA),并使出水中DO增加,造成生物除磷能力下降^[5]。

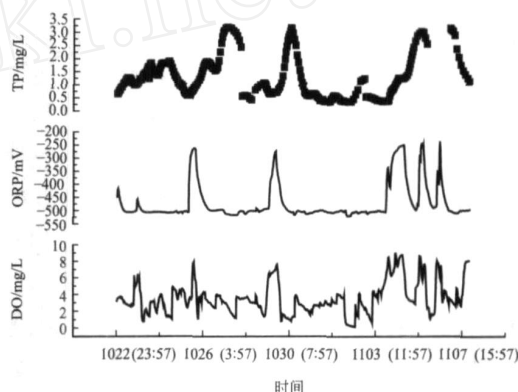


图4 DO对厌氧末端ORP和出水TP的影响

3 解决方法

3.1 实施DO自控

由于来水水质水量的变化,当供气量维持恒定时,好氧区的DO浓度会发生很大的变化。当污水处理厂只以去除有机物为目标或者使出水氨氮达标时,只需要将供气量大于污水处理厂最大有机物负荷或最大TKN负荷时,即能满足出水中有机物和氨氮的要求,但同时会造成电耗的极大浪费,因此很多研究和实践开始进行DO的自动控制。而由本文的研究可知,过高的DO不但会造成能耗的浪费,并且会对脱氮除磷造成不利影响,因此为了实现A²/O工艺的稳定运行,必须实施DO的自控。DO自控的方法可参考相关的研究^[6]。

图5显示了在实施自控前后DO在好氧段末端

的变化情况,可见即使维持进水水量恒定的情况下,由于受到进水水质的变化,在维持恒定供风量的前提下,仍然会使好氧末端的 DO 出现较大的波动,过高的 DO 对反硝化和除磷有不利影响,而过低的 DO 则会对硝化产生不利的影响。当 6 月 10 日实施 DO 自控后,好氧段末端的 DO 能够稳定在设定值 2.8 mg/L,从而保证 A²/O 工艺脱氮除磷的稳定效果。

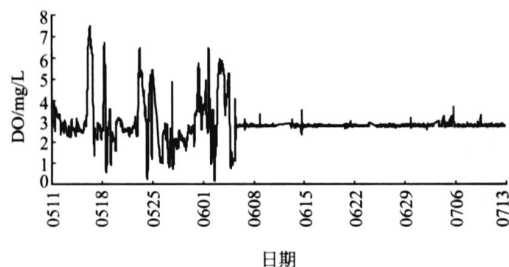


图 5 实施自控前后好氧段末端 DO 的变化情况

3.2 设置非曝气区

通过在好氧区末端设置非曝气区,连续 45 天的 DO 沿程监测的平均值、最大和最小偏差的情况如图 6 所示。可见,DO 浓度沿程增加,前半段控制在 1~1.5 mg/L,后半段控制在 2~3 mg/L,其中当 HRT 为 6.5 h 和 7 h 时,由于该段曝气头膜片损坏,DO 浓度在 1.5 mg/L 左右。HRT 为 9.5 h 和 10 h 为非曝气区,可见 DO 浓度从曝气区的 2.8 mg/L 下降到 1.9 mg/L 和 0.4 mg/L,脱氧效果明显。

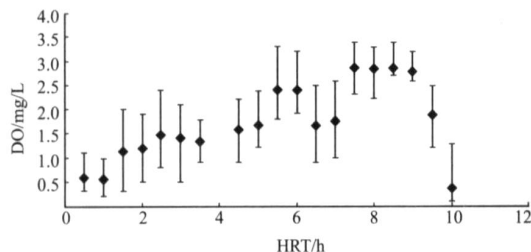


图 6 DO 在好氧段的沿程变化情况

因此,在好氧段末端设置 20~30 min 的非曝气区,可以使内回流中的 DO 降低 2~3 mg/L。按照有机物的产率系数为 0.5 kgCOD_{Cr} (微生物)/kgCOD_{Cr} (有机物) 计算^[7],回流液中单位 DO 消耗的 COD_{Cr} 计算见式(1)。

$$k(\text{gCOD}_{\text{Cr}}/\text{gO}_2) = \frac{1}{\text{去除的 COD}_{\text{Cr}} - \text{生物合成的 COD}_{\text{Cr}}} = \frac{1}{(1 \text{ gO}_2/\text{gCOD}_{\text{Cr}}) - (1.42 \text{ gO}_2/\text{gMLVSS}) \times Y_{\text{obs}}} \quad (1)$$

当内回流比为 200 % 时,可节约 COD_{Cr} 14~21 mg/L,当内回流比为 400 % 时可节约 COD_{Cr} 28~41 mg/L。

4 结论

(1) 提高曝气池的溶解氧,可以增加硝化细菌的活性,改善硝化效果,前提是保证足够的好氧泥龄。

(2) 溶解氧过低,硝化反应受到抑制,易产生亚硝酸盐积累。

(3) 曝气段中过度曝气,氧化细胞内的 PHA,易造成生物除磷能力下降。

(4) 溶解氧自动控制在工艺设定的参数范围内,可保证硝化的顺利进行,并同时防止对反硝化和除磷造成不利影响。

(5) 在好氧段末端设置 20~30 min 的非曝气区,可以使内回流中的 DO 降低 2~3 mg/L,当内回流比为 200 % 时可节约碳源 14~21 mg/L,当内回流比为 400 % 时可节约碳源 28~41 mg/L。

参考文献

- 1 中国城镇供水排水协会排水专业委员会编. 中国城镇污水处理厂汇编. 2006
- 2 Grady C P, Daigger G T, Lim H C 著. 废水生物处理. 张锡辉, 刘勇第译. 北京: 化学工业出版社, 2003
- 3 Oh J. Oxygen effects on activated sludge denitrification in sequencing batch reactors. Thesis for the doctor degree, the University of Colorado, U. S. A., 1998
- 4 Plöz B G, Jobbágy A, Grady C P L. Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface. Water Research, 2003, 37: 853~863
- 5 Takabatake H, Satoh H, Mino T, et al. PHA (polyhydroxyalkanoate) production potential of activated sludge treating wastewater. Wat Sci Tech, 2002, 45(12): 119~126
- 6 Olsson G, Nielsen M K. 著. 污水系统的仪表、控制和自动化. 马勇, 彭永臻译. 北京: 中国建筑工业出版社, 2007
- 7 Henze M, Harremoës P. 污水生物处理与化学处理技术. 国家城市给水排水工程研究中心译. 北京: 中国建筑工业出版社, 1999

& 通讯处: 100022 北京朝阳高碑店甲 1 号

电话: (010) 51352883

E-mail: wangjiawei@bdc.cn

收稿日期: 2008-03-27

修回日期: 2008-08-01