

研究论文

自养脱氮工艺有机物去除段与硝化段 精确分离的实现与实时控制

唐晓雪¹, 马 斌², 徐竹兵¹, 彭永臻¹

(¹ 北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124;

² 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 黑龙江 哈尔滨 150090)

摘要: 为了实现城市污水处理过程中的节能降耗, 提出了三段式城市污水自养脱氮工艺, 阐述了除有机物 SBR 在整套工艺中的重要地位, 探讨了不同曝气量与污泥浓度条件下, 除有机物 SBR 中有机物的去除特征与规律。结果表明, 在不同的曝气量及污泥浓度条件下, COD 降解结束前 NO_2^- -N 与 NO_3^- -N 的浓度均低于 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 反应器进入 COD 难降解阶段后, NO_2^- -N 与 NO_3^- -N 的浓度快速提高, 可以认为在除有机物 SBR 内有机物的去除和硝化过程是分步进行的, 即先进行有机物的去除, 而后进行硝化过程。DO 曲线与 pH 曲线的突越点与除有机物过程的终点始终保持一致, 可将其作为实时控制参数监测有机物的去除终点, 对好氧曝气过程进行实时控制。

关键词: 城市污水; 自养脱氮; 有机物去除; 厌氧氨氧化; 实时控制

DOI: 10.3969/j.issn.0438-1157.2012.11.042

中图分类号: X 703

文献标志码: A

文章编号: 0438-1157 (2012) 11-3666-07

Precise separation of organic removal and nitrification process and real-time control method of autotrophic nitrogen removal process

TANG Xiaoxue¹, MA Bin², XU Zhubing¹, PENG Yongzhen¹

(¹ Beijing Key Laboratory of Water Quality Science and Water Environment Recovery, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; ² State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, Heilongjiang, China)

Abstract: To save energy consumption in domestic wastewater treatment, three-stage autotrophic nitrogen removal process including organics removal SBR, partial nitrification SBR and anammox UASB was proposed. At room temperature of $(26 \pm 1)^\circ\text{C}$, short-term effect of aeration rate and MLSS on organic removal process was investigated by seeding activity sludge taken from a pilot-plant reactor of partial nitrification. The results show that both concentrations of NO_2^- -N and NO_3^- -N were lower than $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ at various aeration rates and sludge concentrations before the end of COD biodegradation stage. After that, the wastewater entered a difficult-degradating stage in reactor where COD concentration remained at nearly constant level and NO_2^- -N and NO_3^- -N concentrations accumulated rapidly and nitrifying-bacteria activity increased. Obviously, nitrification did not occur during the process removing organics under different aeration conditions. Therefore, under various conditions of aeration and sludge concentration the

2012-03-20 收到初稿, 2012-05-21 收到修改稿。

联系人: 彭永臻。第一作者: 唐晓雪 (1985—), 女, 博士研究生。

基金项目: 高等学校博士学科点专项科研基金项目 (优先发展领域) (20111103130002)。

Received date: 2012-03-20.

Corresponding author: Prof. PENG Yongzhen, pyz@bjut.edu.cn

Foundation item: supported by the Specialized Research Fund for the Doctoral Program of Higher Education (20111103130002).

first organics was removed and then partial nitrification to remove NO_3^- -N. However, for three-stage autotrophic nitrogen removal process, NH_4^+ -N concentration could decrease from $11.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to $3.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (TN loss) during organics removal process under aeration values of $100 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$, $60 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ and $20 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$. The peak point of pH profile and the inflexion of DO curve stayed the same with the end of removing organics throughout, and so they could be used as real-time control signals to indicate the end of organic removal process.

Key words: domestic wastewater; autotrophic nitrogen removal process; organic removal process; anammox; real-time control

引 言

目前我国城市污水处理多采用传统生物脱氮工艺, 这些工艺均要求以有机物作为碳源, 通过反硝化作用将硝态氮转化为氮气, 从而达到脱氮的目的。厌氧氨氧化是 20 世纪 90 年代发展起来的一种新型生物脱氮技术^[1], 其厌氧氨氧化菌可利用二氧化碳作为碳源, 亚硝酸盐作为电子受体, 将氨氮转化为氮气。与传统的全程硝化工艺相比厌氧氨氧化可节约 60% 的曝气量^[2], 并无须外加碳源, 从而降低运行中的能耗和成本, 因此该工艺引起了国内外学者的广泛关注^[3-5]。现阶段采用厌氧氨氧化的污水自养脱氮工艺, 主要集中在高氨氮废水处理, 并且已在工程实践中得到了应用, 如 van der Star 等^[6]在荷兰鹿特丹建立世界上第一个厌氧氨氧化工程处理污泥消化液, 经过 3.5 年的启动, 最终 TN 去除容积负荷达到 $9.5 \text{ kg N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 。然而, 目前对低氨氮废水自养脱氮工艺的研究相对较少。Ma 等^[7]以除碳有机物后的城市污水为研究对象, 采用连续流 A/O 反应器与 UASB (up-flow anaerobic sludge bed/blanket) 反应器串联, 分两步实现了半短程硝化与厌氧氨氧化, 证明了城市污水自养脱氮的可行性。与此同时, 发现了通过连续流实现低氨氮半短程硝化存在半短程难维持的问题, 以及不易控制出水中氨氮与亚硝的浓度比例等问题。而 Yang 等^[8]、Guo 等^[9-10]的试验结果表明, 对序批式活性污泥法反应器 (SBR) 采用实时控制策略可以实现城市污水短程硝化, 并维持稳定。基于以上分析, 本文提出三段式城市污水自养脱氮工艺, 并重点考察去除有机物 SBR 在不同曝气量与不同污泥浓度双因子条件下的有机物去除特性, 针对有机物去除过程提出实时控制策略。

1 试验材料和方法

1.1 试验装置

本试验在一个有效容积为 8 L 的 SBR 进行, 反应器由有机玻璃制成, 在反应器壁垂直方向上设有一排取样口, 用以取样排水; 底部设有排泥管; 以黏砂块作为微孔曝气器, 采用鼓风曝气, 并连接转子流量计调节曝气量; 配有德国 WTW 便携式 pH 与 DO 在线监测仪。SBR 每周运行情况为进水搅拌 10 min, 曝气搅拌 80 min (其中当曝气量为 $20 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 时曝气时间延长至 110 min), 沉淀 30 min, 排水, 每组试验重复 3 次。

1.2 试验用水水质

试验采用半配水, 在北京工业大学家属区生活污水中添加乙酸钠、氯化铵, 将反应器内 COD 初始浓度控制在 $240 \sim 250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NH_4^+ -N 初始浓度维持在 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。生活污水原水水质见表 1。

表 1 生活污水水质

Table 1 Characteristics of domestic wastewater

COD /mg · L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N /mg · L ⁻¹	NO ₂ ⁻ -N /mg · L ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N /mg · L ⁻¹	P/mg · L ⁻¹
216—289	50—80	0.04—0.26	0.12—1.08	5—6.5

1.3 接种污泥

试验接种污泥为硝化效果良好的短程硝化中试污泥, 该 SBR 中试反应器稳定运行 200 d, 短程硝化积累率达到 90% 以上^[11]。

1.4 分析项目与方法

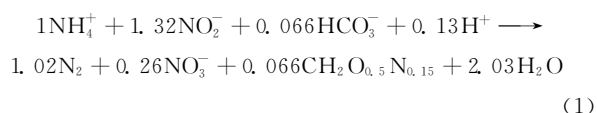
按照标准方法测试。COD 采用 5B-3 (A) 型 COD 快速测定仪测定; NH_4^+ -N 采用纳氏试剂比色法; NO_2^- -N 与 NO_3^- -N 采用 LACHAT-8500 型流动注射仪测定; pH 值、DO 浓度与温度采用德国 WTW Multi340i 仪器在线测定; MLSS 采用重

量法。

2 结果与讨论

2.1 三段式城市污水自养脱氮工艺的提出

厌氧氨氧化过程的进行,是以污水半短程硝化的实现为前提的,同时厌氧氨氧化菌对底物中氨氮与亚硝的浓度比例要求很高。Strous 等^[12]在利用 SBR 富集厌氧氨氧化细菌的过程中,根据化学计量和物料平衡计算提出了厌氧氨氧化反应可能的总反应方程式



从式(1)中可以看出,厌氧氨氧化反应需要底物中氨氮与亚硝浓度比例维持在 1:1.32。而连续流 A/O 短程硝化反应器不易控制出水中氨氮与亚硝的浓度比例。本文结合序批式活性污泥法可控性强、易实现短程硝化的特点,提出三段式城市污水自养脱氮工艺,如图 1 所示。第一段为除有机物 SBR,城市生活污水首先进入除有机物 SBR 完成有机物的去除或吸附,将污水中有机物富集到污泥中,同时回收后的污泥可用于产甲烷发酵实现能量的回收;除有机物 SBR 出水排入调节水箱 1;第二段为短程硝化 SBR,短程硝化 SBR 以调节水箱

1 中污水作为进水,通过实时控制策略,进行短程硝化,将水中氨氮转化为亚硝酸盐氮,短程硝化 SBR 出水排入调节水箱 2;通过水泵将调节水箱 1 中污水泵入调节水箱 2 中,控制 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 的浓度比例;第三段为厌氧氨氧化 UASB,短程硝化最终调节水箱 2 内污水进入 UASB 反应器实现厌氧氨氧化。

以厌氧氨氧化为主体脱氮工艺的城市污水自养脱氮系统,无须将有机物作为碳源进行反硝化作用,可利用有机物产甲烷以回收能量。一般通过产甲烷回收能量的方式有两种:一种是通过厌氧处理产甲烷^[13],另外一种方式是通过生物吸附,将污水中有机物转化为污泥,而后利用这种污泥进行消化处理产甲烷。由于城市污水有机物浓度低,通过厌氧处理产生的甲烷量少,且大部分溶解在水中,因而对能量的回收率很低;而通过生物吸附,可将污水中有机物转化为污泥,达到有机物的富集,再利用污泥发酵产甲烷^[14],从而提高能量的回收率。除有机物 SBR 作为城市污水自养脱氮工艺的重要组成部分,主要目的是将水中的有机物通过短时曝气,富集到污泥中,减少有机物被氧化为二氧化碳的量,从而将水中的有机物用于产甲烷,最大限度地实现能量的回收利用。在该反应器中应实现有机物的去除而不发生硝化作用,为厌氧氨氧化反应

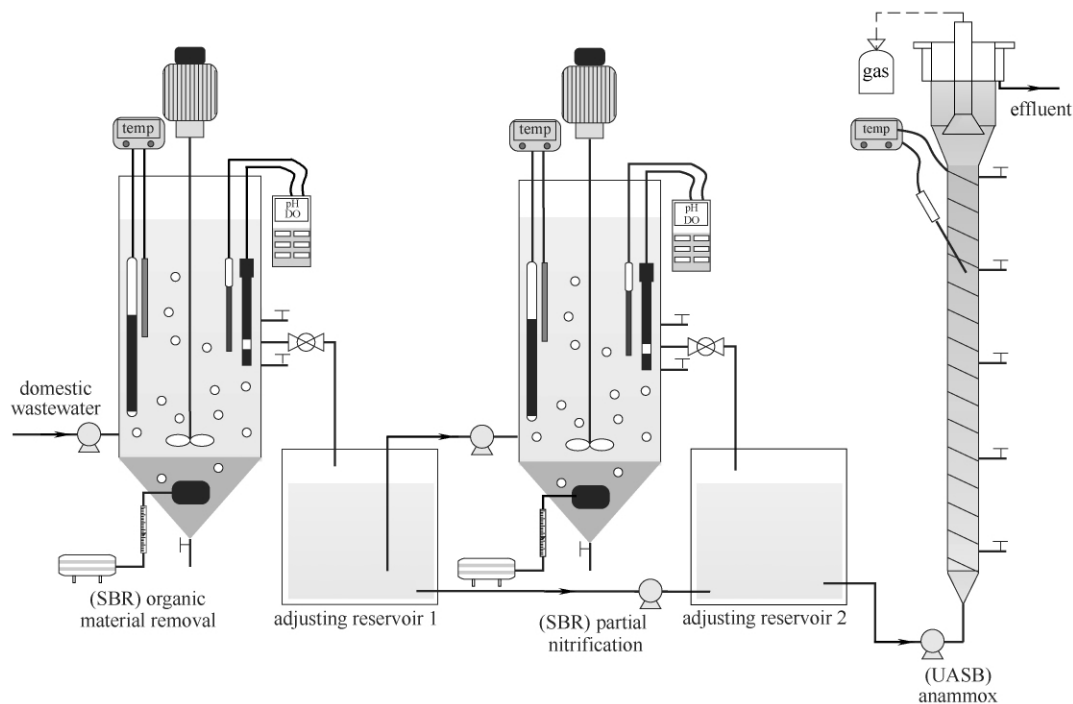


图 1 城市污水自养脱氮技术工艺流程

Fig. 1 Three-stage autotrophic nitrogen removal process

器提供稳定的进水保障。因此除有机物 SBR 对于城市污水自养脱氮系统有着重要作用, 有必要进一步考察除有机物 SBR 在曝气量和污泥浓度不同条件下有机物去除与硝化进程的关系。

2.2 不同曝气量条件下有机物去除与硝化进程的关系

曝气量的高低, 与反应器内 DO 浓度和不同种类微生物的活性直接相关, 是影响污水处理程度的重要影响因子。本节考察了在 3 个不同曝气条件下, 反应器内 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化情况。反应器内 COD 初始浓度为 $240\sim 250\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 初始浓度为 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 温度 26°C , 污泥浓度为 $3000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 初始 pH 值为 7.5, 曝气量分别为 100 、 60 、 $20\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

图 2 表示的是在曝气量分别为 100 、 60 、 $20\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 反应器内 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化情况。在有机物降解过程后期, 部分有机物无法通过延长反应时间而被去除, 这部分有机物称为难降解 COD^[15]。可以看出, 在不同曝气量条件下, 反应器进入有机物难降解阶段前, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度均低于 $0.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 这说明 3 种条件下反应器在除有机物过程中均未发生硝化作用。而当反应器进入有机物难降解阶段后, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度迅速升高, 硝化细菌活性增强, 其中当曝气量为 $100\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 时反应至 80 min 左右, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度提高至 $9.35\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由于种泥为短程硝化效果较好的中试污泥, 硝化过程中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度较低, 其中当曝气量为 $20\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 与 $60\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度低于 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。当曝气量为 $100\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 反应结束时系统内 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度为 $1.67\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

值得注意的是, 在不同曝气量条件下, 虽然在除有机物过程中未发生硝化作用, 反应器内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的降幅差异十分明显, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的降幅随曝气量的降低而减少。其中曝气量为 $100\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 随着有机物去除阶段的进行, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降幅较大, 达到 $12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。而当曝气量为 $60\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 与 $20\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降幅低于 $4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在去除有机物过程中, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低而 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度没有增加, 主要是由于异养菌的同化作用导致的。当曝气量较高时, 异养菌的活性较强, 其增殖速率较快, 相应的会消耗

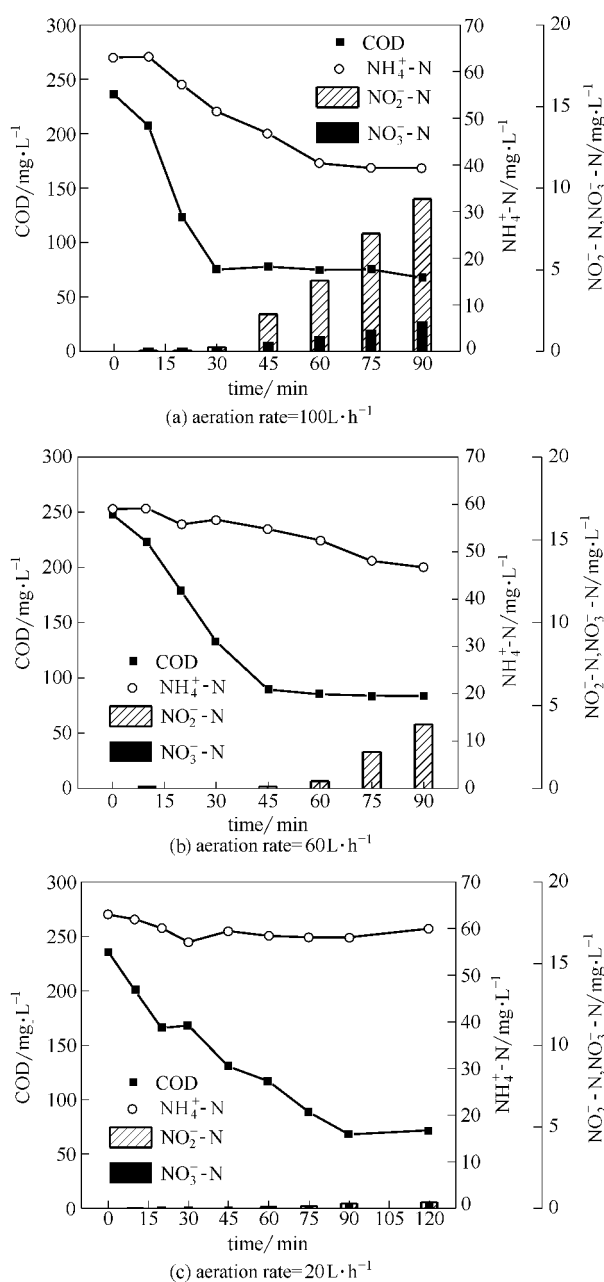


图 2 不同曝气量对有机物去除过程的影响

Fig 2 Effect of different aeration rate on organic removal process

更多的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。

随着曝气量的降低, 有机物去除速率逐步降低, COD 达到难降解程度的时间不断延长。3 种曝气条件下, 去除有机物过程中消耗的总曝气量差异不大, 其中当曝气量为 $20\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 去除有机物过程消耗的曝气量最低, 仅为 26.6 L 。但当曝气量为 $20\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, 曝气时间延长至 80 min , 除有机物反应速率仅为 $0.28\text{ mg COD}\cdot(\text{mg MLSS})^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, 同时较低的曝气量会导致反应器

内溶解氧极低,易发生丝状菌的膨胀,这对于去除有机物过程的实现是极为不利的。

2.3 不同污泥浓度条件下有机物去除与硝化进程的关系

图 3 表示的是在 MLSS (污泥浓度) 分别为 1500、3000、4500 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 曝气量恒定为 60 $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$ 时, 有机物去除 SBR 反应器内 COD、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 浓度的变化情况, 在 3 种条件下, NO_3^--N 的浓度均小于 0.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 因此未在图 3 中列出。

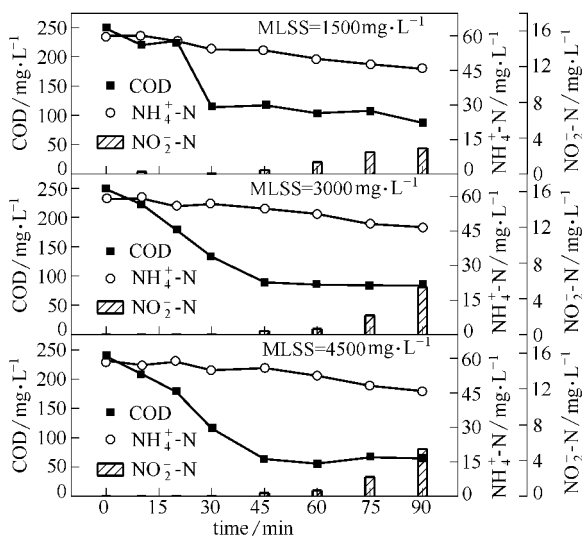


图 3 不同污泥浓度对有机物去除过程的影响

Fig. 3 Effect of different MLSS on organic removal process

由图 3 可以看出, 在不同污泥浓度条件下, 反应器内 COD 的去除率随污泥浓度的提高而升高, 当污泥浓度为 1500 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 除有机物阶段结束后的 COD 为 114 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而当污泥浓度为 4500 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 除碳有机物阶段结束后的 COD 降至 64 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在反应器进入有机物难降解阶段前, NO_2^--N 与 NO_3^--N 的浓度均低于 0.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 即除碳有机物阶段未发生硝化作用, 与不同曝气量条件下的试验结果一致。但在 3 种条件下, 污泥浓度越低, NH_4^+-N 浓度降幅越大, 初步分析是由于在恒定曝气量为 60 $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$ 的条件下, 当污泥浓度为 1500 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应器内异养菌数量较少, 其好氧速率低于曝气对系统的充氧速率, 反应器内溶解氧较高, 使异养菌活性较强, 导致同化作用增强。

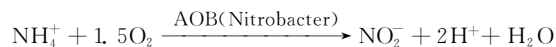
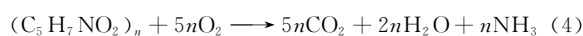
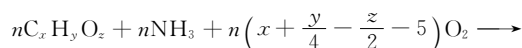
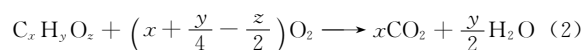
在不同的曝气量及污泥浓度条件下, COD 降解结束前 NO_2^--N 与 NO_3^--N 的浓度均低于 0.1

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 反应器进入 COD 难降解阶段后 NO_2^--N 与 NO_3^--N 的浓度快速提高, 可以认为, 在除有机物 SBR 内有机物的去除和硝化过程是分步进行的, 反应过程先进行有机物的去除, 而后进行硝化作用, 即在一个反应器中仅去除有机物而不硝化, 是可行的。

2.4 pH 和 DO 曲线与有机物降解过程的对应关系

在除有机物 SBR 内由于 SBR 内有机物的去除和硝化过程是分步进行的, 因此, 判断有机物降解的终点非常重要。图 4 反映了在曝气量分别为 100、60、20 $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$ 时, 除有机物 SBR 内 pH、DO 的变化规律及对应的有机物浓度变化曲线。

从图 4 中可以看出, 在不同曝气量条件下, pH 曲线均呈现相似的变化规律, 进水搅拌结束后, pH 值快速大幅度上升, 随后出现明显的突越点, 该点 dpH/dt 由正转负, pH 值迅速回落。这是由于在曝气阶段反应器内异养菌迅速增殖, 对有机物进行代谢, 其代谢过程分为三类, 即分解代谢、合成代谢及内源代谢反应, 由反应式(2)~式(4)可以看出 3 种代谢的末端产物均伴随着 CO_2 的产生, 由于不断的曝气作用, 将产生的代谢产物 CO_2 吹脱, 引起了除碳有机物阶段 pH 值的上升^[16]。



(5)

式中 $\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z$ 表示有机污染物, $(\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2)_n$ 表示微生物细胞化学组成的简化分子式。

而在 SBR 进入有机物难降解阶段后, 短程硝化细菌活性不断提高, 硝化反应碱度的消耗, 导致了废水 pH 值不断降低。反应式(5)是硝化过程的总反应式^[15]。

随着曝气量的降低, 吹脱作用减弱, 突越点的 pH 值不断降低, 由曝气量为 100 $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$ 时的 8.32 降至曝气量为 20 $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$ 时的 8.16, 且突越点出现的时间逐步延迟。通过图 4 中除碳有机物系统进入有机物难降解阶段的时间对比发现, 突越点的出现时间与该点完全一致。因此 pH 值变化曲线的突越

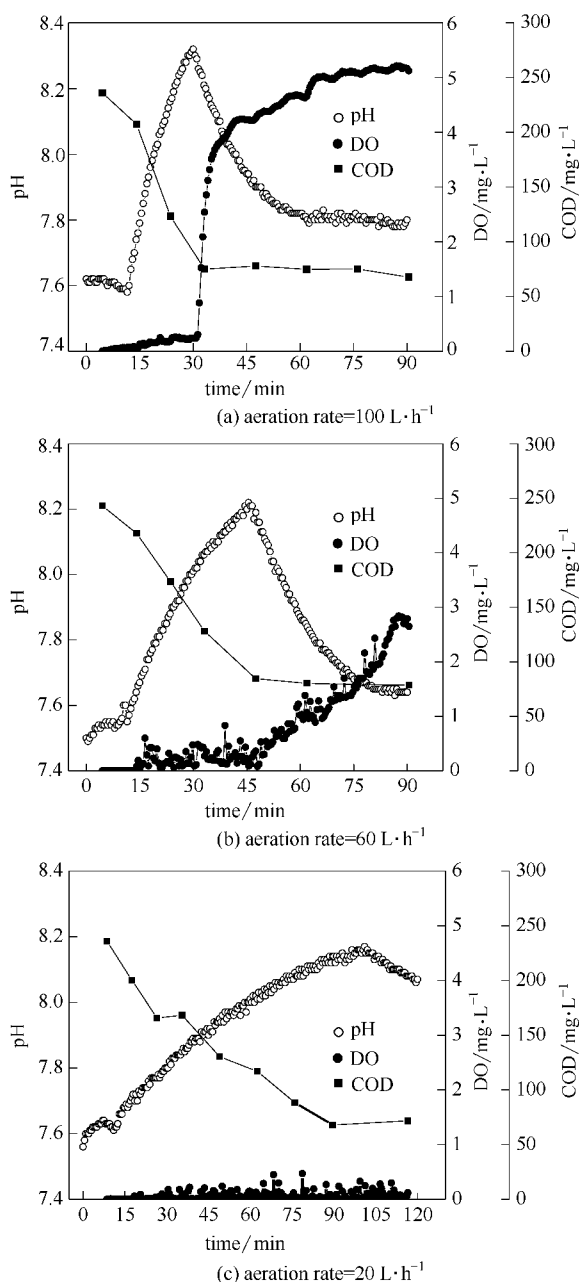


图 4 不同曝气量条件下除碳有机物系统内 pH 与 DO 变化曲线

Fig. 4 Profile of pH and DO under different aeration rate

点可作为指示反应器进入有机物难降解阶段的控制指标。

在不同曝气量条件下，DO 曲线的变化规律略有差异。在 SBR 进入曝气阶段后，异养菌活性迅速增强，对溶解氧的消耗速率大于反应器的供氧速率，导致反应器内 DO 浓度维持在较低的水平。其中当曝气量为 $100 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 与 $60 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 时，除碳有机物阶段 DO 浓度平均值分别为 $0.203 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 与 $0.17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，此时异养菌的活性较强，而当曝

气量为 $20 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 时 DO 平均值仅为 $0.056 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，极低的 DO 浓度使得异养菌的活性较低。至反应器进入有机物难降解阶段后，由于异养菌可利用的底物浓度降低，其活性迅速回落，硝化细菌活性逐步提高，反应器内硝化细菌对溶解氧的消耗速率低于曝气作用对溶液的充氧速率，当曝气量为 $100 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 与 $60 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 时，SBR 内 DO 浓度有大幅度的提升，其中，当曝气量为 $100 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 时，DO 浓度迅速提升至 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，并维持在 $5 \sim 6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间。

在不同曝气量及不同污泥浓度条件下，DO 曲线与 pH 曲线的突越点与除碳有机物过程的终点始终保持一致，因此可将 DO 曲线或 pH 值变化曲线的突越点用于监测有机物去除的终点及时停止曝气，对去除有机物好氧曝气过程进行实时控制。

3 结 论

(1) 城市污水自养脱氮工艺中，在不同曝气量条件下（曝气量分别为 100 、 60 、 $20 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ ），反应器进入有机物难降解阶段前，硝化作用不明显， $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 与 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度均低于 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，有机物的去除和硝化过程是分步进行的，反应过程中先进行有机物的去除，而后进行硝化作用。在除有机物过程中未发生硝化作用，但反应器内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的降幅差异十分明显， $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的降幅随曝气量的降低而减少。

(2) 在不同污泥浓度条件下（污泥浓度 1500 、 3000 、 $4500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ），有机物的去除和硝化过程同样是分步进行的，反应过程中先进行有机物的去除，而后进行硝化作用。证明有机物去除段与硝化段精确分离可行。同时 COD 的去除率随污泥浓度的提高而升高。

(3) 不同曝气量及不同污泥浓度条件下，DO 曲线与 pH 曲线上的突越点与除有机物过程的终点始终保持一致，可以将此突越点作为曝气的实时控制参数，实现除有机物过程的有效控制。

References

- [1] Kuenen J G. Anammox bacteria: from discovery to application [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2008, 6: (4): 320-326
- [2] Siegrist H, Salzgeber D, Eugster J, Joss A. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal

- [J]. *Water Science and Technology*, 2008, 57 (3): 383-388
- [3] van der Star W R L, Miclea A I, van Dongen U G J M, Muyzer G, Picioreanu C, van Loosdrecht M C M. The membrane bioreactor: a novel tool to grow Anammox bacteria as free cells [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2008, 101 (2): 286-294
- [4] Ni S Q, Gao B Y, Wang C C, Lin J G, Sung S W. Fast start-up, performance and microbial community in a pilot-scale Anammox reactor seeded with exotic mature granules [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102 (3): 2448-2454
- [5] Yang J C, Zhang L, Fukuzaki Y, Hira D, Furukawa K. High-rate nitrogen removal by the Anammox process with a sufficient inorganic carbon source [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101 (24): 9471-9478
- [6] van der Star W R L, Abma W R, Blommers D, Mulder J W, Tokutomi T, Strous M, Picioreanu C, van Loosdrecht M C M. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale Anammox reactor in Rotterdam [J]. *Water Research*, 2007, 41 (18): 4149-4163
- [7] Ma B, Zhang S, Zhang L, Yi P, Wang J, Wang S, Peng Y. The feasibility of using a two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102 (17): 8331-8334
- [8] Yang Q, Peng Y Z, Liu X H, Zeng W, Mino T, Satoh H. Nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41 (23): 8159-8164
- [9] Guo J, Peng Y, Huang H, Wang S, Ge S, Zhang J, Wang Z. Short- and long-term effects of temperature on partial nitrification in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 179 (1/2/3): 471-479
- [10] Guo J H, Wang S Y, Huang H J, Peng Y Z, Ge S J, Wu C Y, Sun Z R. Efficient and integrated start-up strategy for partial nitrification to nitrite treating low C/N domestic wastewater [J]. *Water Science and Technology*, 2009, 60 (12): 3243-3251
- [11] Gu S B, Wang S Y, Yang Q, Yang P, Peng Y Z. Start up partial nitrification at low temperature with a real-time control strategy based on blower frequency and pH [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 112: 34-41
- [12] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, Jetten M S M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, 50 (5): 589-596
- [13] Gonzalez-Gil G, Kleerebezem R, Lettinga G. Assessment of metabolic properties and kinetic parameters of methanogenic sludge by on-line methane production rate measurements [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2002, 58 (2): 248-254
- [14] Kartal B, Kuenen J G, van Loosdrecht M C M. Sewage treatment with Anammox [J]. *Science*, 2010, 328 (5979): 702-703
- [15] Wang Shuying (王淑莹), Peng Yongzhen (彭永臻), Zhou Li (周利), Peng Yongheng (彭永恒). The control parameter of SBR process and its reaction time using DO [J]. *China Environmental Science (中国环境科学)*, 1998, 18 (5): 415-418
- [16] Fan Jinchu (范瑾初), Jin Zhaofeng (金兆丰). *Water Quality Project (水质工程)* [M]. Beijing: China Architecture and Building Press, 2009: 374-375