

# 亚硝化偶联硝化过程动力学及验证<sup>①</sup>

隋 军<sup>②\*</sup> 李 捷<sup>③\*\*</sup> 罗 凡 \*\*\* 徐 浩 \*\*

( \* 广州市水务投资集团有限公司 广州 510655)

( \*\* 广州市市政工程设计研究总院 广州 510060)

( \*\*\* 哈尔滨工业大学市政环境工程学院 哈尔滨 150090)

**摘要** 基于活性污泥模型 ASM2D, 建立了亚硝化及硝化过程动力学模型, 给出了动力学模型涉及到的过程速率、计量学系数和动力学参数, 并构建了以 pH 和温度为可变参数的最大比生长速率表达式。用该模型对不同运行条件下的硝化过程进行了模拟, 模拟结果显示: 随着溶解氧的升高, 历经  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  氧化率和  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  累积率随之升高的短程硝化过程, 以及  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  进一步氧化为  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的完全硝化过程; 通过控制反应器的曝气时间在 0.2d 左右, 污泥停留时间(SRT) 在氨氧化细菌(AOB) 和亚硝酸盐氧化细菌(NOB) 最小停留时间之间, 可实现亚硝酸盐的高效积累。同时还利用模型考察了短程硝化启动及稳定运行的特性, 也进行了模拟值与实验实测值的比对, 结果表明模型能够准确地模拟两步硝化过程从启动阶段到稳定短程硝化的变化趋势, 模拟值与实测值的误差在合理范围之内。

**关键词** 活性污泥模型, 硝化, 亚硝化, 氨氧化, 模拟

## 0 引言

硝化过程是由氨氧化细菌 (ammonia oxidizing bacteria, AOB) 和亚硝酸盐氧化细菌 (nitrite oxidizing bacteria, NOB) 两类微生物共同完成的, 传统的硝化工艺是氨氮 ( $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ) 在 AOB 和 NOB 的作用下, 转化为亚硝态氮 ( $\text{NO}_2^- \text{-N}$ ), 进一步被氧化为硝态氮 ( $\text{NO}_3^- \text{-N}$ )。目前国内外学者提出的短程硝化是通过控制反应器的运行参数, 将  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  氧化控制在  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  阶段, 与传统全程硝化工艺相比, 可节省约 25% 的曝气量和 40% 的碳源需求<sup>[1,2]</sup>。

现有研究结果显示, 短程硝化的影响因素有溶解氧 (dissolved oxygen, DO)<sup>[3,4]</sup>、温度<sup>[5,6]</sup> 和 pH 值<sup>[7,8]</sup> 等, 将系统中的 DO 控制在 1.5 mg/L 以下、

pH 值在 7.5 ~ 8.5 之间、温度高于 28°C<sup>[9,10]</sup>, 可将硝化过程停留在  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  阶段。然而实际污水处理厂中的生物处理反应器均为开放的非纯培养系统, 如何控制反应条件来实现短程硝化过程, 保证运行管理处于最优水平, 需要通过研究氮素在微生物作用下的转化规律、微生物增长和消融的规律以及各项设计参数、运行参数和环境因素之间的关系来指导实际工程的设计、运行和控制。

当前, 对短程硝化的研究往往偏重于对短程硝化的控制因素研究, 或者仅对单个影响因素的动力学特性进行深入探讨, 而缺乏综合考虑多种控制因素的交互影响, 未能通过建立数学模型将其定量或者半定量地表达出来, 进而实现反应器的控制优化和高效稳定运行<sup>[11]</sup>。本研究以国际水协(IWA) 提出的能同步模拟有机物降解和脱氮除磷过程的活性

① 国家自然科学基金(51478134)资助项目。

② 男, 1962 年生, 博士, 研究员; 研究方向: 市政供水工艺技术, 城镇污水处理工艺技术, 污水深度处理与再生利用工艺技术等; E-mail: 2803631068@qq.com

③ 通讯作者, E-mail: 65638713@qq.com

(收稿日期: 2015-05-02)

污泥法数学模型 ASM2D 作为对硝化过程进行模拟的架构和平台基础, 探讨了  $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$  和  $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$  的过程速率和动力学矩阵, 建立了亚硝化及硝化过程动力学模型, 针对实现短程硝化的控制因素溶解氧(DO)、水力停留时间和污泥停留时间(sludge retention time, SRT)进行了分析, 并模拟了短程硝化的启动和稳定过程, 与实测值进行了对比分析。

## 1 模型的构建

### 1.1 模型过程速率

引入氨氧化细菌(AOB)、亚硝酸盐氧化细菌(NOB)和亚硝酸盐含量为新变量, 将原有模型中描述自养菌好氧生长和溶菌的 2 个过程速率扩展为 AOB 和 NOB 好氧生长和溶菌的 4 个过程速率如下:

$$\rho_{\text{AOB}, \text{growth}} = \mu_{\max, \text{AOB}} \cdot \frac{S_{\text{O}_2}}{K_{\text{O}_2, \text{AOB}} + S_{\text{O}_2}} \cdot \frac{S_{\text{NH}_4}}{K_{\text{NH}_4, \text{AOB}} + S_{\text{NH}_4}} \cdot X_{\text{AOB}} \quad (1)$$

$$\rho_{\text{AOB}, \text{bacteriolytic}} = b_{\text{AOB}} \cdot X_{\text{AOB}} \quad (2)$$

$$\rho_{\text{NOB}, \text{growth}} = \mu_{\max, \text{NOB}} \cdot \frac{S_{\text{O}_2}}{K_{\text{O}_2, \text{NOB}} + S_{\text{O}_2}} \cdot \frac{S_{\text{NO}_2}}{K_{\text{NO}_2, \text{NOB}} + S_{\text{NO}_2}} \cdot X_{\text{NOB}} \quad (3)$$

$$\rho_{\text{NOB}, \text{bacteriolytic}} = b_{\text{NOB}} \cdot X_{\text{NOB}} \quad (4)$$

其中:  $S_{\text{O}_2}$  为溶解氧含量,  $\text{g}/\text{m}^3$ ;  $S_{\text{NO}_2}$  为亚硝酸盐含量,  $\text{g}/\text{m}^3$ ;  $S_{\text{NH}_4}$  为氨氮含量,  $\text{g}/\text{m}^3$ ;  $X_{\text{AOB}}$  为 AOB 含量,  $\text{g}/\text{m}^3$ ;  $X_{\text{NOB}}$  为 NOB 含量,  $\text{g}/\text{m}^3$ ;  $\mu_{\max, \text{AOB}}$  为 AOB 最大生长速率,  $\text{d}^{-1}$ ;  $\mu_{\max, \text{NOB}}$  为 NOB 最大生长速率,  $\text{d}^{-1}$ ;  $K_{\text{NH}_4, \text{AOB}}$  为氨氮的饱和系数,  $\text{gN}/\text{m}^3$ ;  $K_{\text{O}_2, \text{AOB}}$  为 AOB 对氧的饱和系数,  $\text{gO}/\text{m}^3$ ;  $K_{\text{O}_2, \text{NOB}}$  为 NOB 对氧的饱和系数,  $\text{gO}/\text{m}^3$ ;  $K_{\text{NO}_2, \text{NOB}}$  为亚硝酸盐的饱和系数,  $\text{gO}/\text{m}^3$ 。

量,  $\text{g}/\text{m}^3$ ;  $X_{\text{NOB}}$  为 NOB 含量,  $\text{g}/\text{m}^3$ ;  $\mu_{\max, \text{AOB}}$  为 AOB 最大生长速率,  $\text{d}^{-1}$ ;  $\mu_{\max, \text{NOB}}$  为 NOB 最大生长速率,  $\text{d}^{-1}$ ;  $K_{\text{NH}_4, \text{AOB}}$  为氨氮的饱和系数,  $\text{gN}/\text{m}^3$ ;  $K_{\text{O}_2, \text{AOB}}$  为 AOB 对氧的饱和系数,  $\text{gO}/\text{m}^3$ ;  $K_{\text{O}_2, \text{NOB}}$  为 NOB 对氧的饱和系数,  $\text{gO}/\text{m}^3$ ;  $K_{\text{NO}_2, \text{NOB}}$  为亚硝酸盐的饱和系数,  $\text{gO}/\text{m}^3$ 。

由于环境条件对硝化过程的影响较大, 因此模型引入了温度和 pH 值为可变参数, 来考察其对微生物最大比生长速率的影响。根据 Li<sup>[12]</sup>、Hellinga<sup>[13]</sup> 和 Wiesmann<sup>[14]</sup> 等人的研究结果, 不同条件对最大比生长速率的影响如下式所示:

$$\mu_{\max} = \mu_{\max, T_0} \cdot \exp\left[\frac{E_a(T - T_0)}{R \cdot T \cdot T_0}\right] \cdot \frac{\mu_{\max, pH_0}}{2} \cdot \left\{ \cos\left[\frac{pi}{w} \cdot (pH - pH_0)\right] + 1 \right\} \quad (5)$$

其中:  $\mu_{\max, T_0}$  为  $T_0$  温度时的最大比生长速率,  $\text{d}^{-1}$ ;  $E_a$  为活化能,  $\text{J}/(\text{mol} \times \text{K})$ ;  $T$  为实际温度,  $\text{K}$ ;  $T_0$  为  $20^\circ\text{C}$ ;  $R$  为理想气体常数,  $8.31 \text{ J}/(\text{mol} \times \text{K})$ ;  $\mu_{\max, pH_0}$  为在最佳 pH 值时的最大比生长速率,  $\text{d}^{-1}$ ;  $pH_0$  为最佳 pH 值;  $w$  为使  $\mu_{\max, pH} > \frac{1}{2}\mu_{\max, pH_0}$  满足的 pH 值范围的宽度。

### 1.2 动力学矩阵

基于式(1)和(2)对硝化过程的描述, 引入 AOB、NOB 和亚硝酸盐含量为新变量,  $Y_{\text{AOB}}$  和  $Y_{\text{NOB}}$  为新计量学系数, 硝化模型涉及到的生长和溶菌过程的动力学矩阵如表 1 所示。

表 1 短程硝化涉及到的生长和溶菌过程的矩阵

过程	$S_{\text{O}_2}$	$S_{\text{NH}_4}$	$S_{\text{NO}_2}$	$S_{\text{NO}_3}$	$X_{\text{AOB}}$	$X_{\text{NOB}}$	过程速率 $\rho_j$
AOB 生长	$1 - 3.43/Y_{\text{AOB}}$	$-1/Y_{\text{AOB}} - i_{\text{NBM}}$	$1/Y_{\text{AOB}}$		1		$\rho_1$
		$v_{19, \text{NH}_4} *$			-1		$\rho_2$
NOB 生长	$1 - 1.14/Y_{\text{NOB}}$	$-i_{\text{NBM}}$	$-1/Y_{\text{NOB}}$	$1/Y_{\text{NOB}}$	1		$\rho_3$
		$v_{19, \text{NH}_4}$			-1		$\rho_4$

$$* v_{19, \text{NH}_4} = -i_{\text{NBM}} - i_{\text{N}_X_I} \cdot f_{\text{N}_X_I} - i_{\text{N}_X_S} \cdot (1 - f_{\text{N}_X_I})$$

## 2 结果与讨论

### 2.1 工艺模型的构建

本次两步硝化过程动力学模型基于序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)处理活性污泥工艺进行构建, 用于模型验证的小试实验装置亦采用

SBR 工艺。SBR 工艺的两步硝化建模假设条件如下:(1)沉淀、进出水阶段均无生物反应;(2)采用瞬间进出水方式,只考虑曝气过程中有机物的变化。因此简化后的 SBR 工艺物料平衡方程如下:

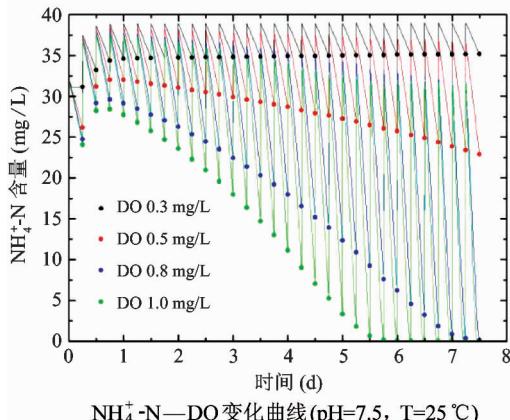
溶解性组分:

$$S_{(N+1)T} = S_0 \cdot m + S_{NT} \cdot (1 - m) + \int_{NT}^{(N+1)T} \left( \sum_{j=1}^{(N+1)T} v_{i,j} \cdot \rho_j \right) dt \quad (6)$$

其中: $m$  为进水比  $V_F/V_T$ ;  $S_{(N+1)T}$  为第  $(N+1)$  个运行周期反应器出水有机物浓度,  $\text{g}/\text{m}^3$ ;  $S_{NT}$  为第  $N$  个运行周期反应器出水有机物浓度,  $\text{g}/\text{m}^3$ ;  $S_0$  为进水组分浓度,  $\text{g}/\text{m}^3$ ;  $\rho_j$  为第  $j$  种动力学反应过程速率表达式;  $v_{i,j}$  为第  $i$  种组分对应于第  $j$  种动力学过程的化学计量学系数。

微生物组分:

$$X_{(N+1)T} = (1 - \frac{T}{SRT}) \cdot X_{NT} + \int_{NT}^{(N+1)T} \left( \sum_{j=1}^{(N+1)T} v_{i,j} \cdot \rho_j \right) dt$$



$\text{NH}_4^+ \text{-N-DO}$  变化曲线( $\text{pH}=7.5$ ,  $T=25^\circ\text{C}$ )

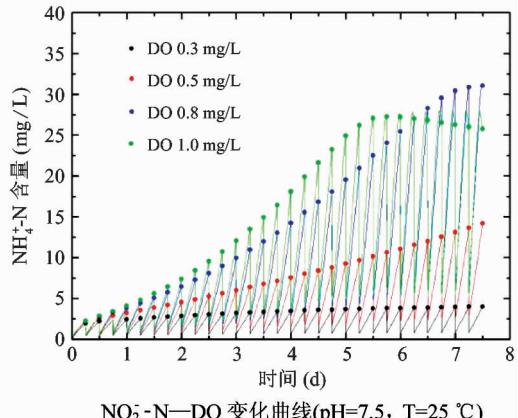
$$\text{其中: } X_{(N+1)T} \text{ 为第 } (N+1) \text{ 个运行周期完成后微生物浓度, } \text{g}/\text{m}^3; X_{NT} \text{ 为第 } N \text{ 个运行周期完成后微生物浓度, } \text{g}/\text{m}^3; SRT \text{ 为污泥停留时间, } \text{d}.$$

根据建立的模型动力学矩阵和过程速率以及式(6)和式(7)构建含有 5 个变量的质量平衡方程组。

## 2.2 工艺参数对硝化过程的影响分析

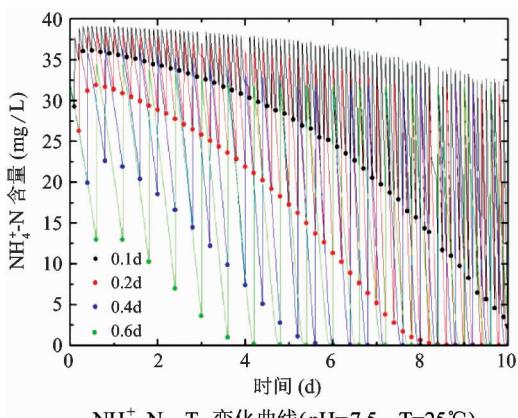
程序采用 Mathematica 软件编写, 模拟 30 个周期的运算结果, 分别从溶解氧(DO)、曝气时间( $T_R$ )和污泥停留时间(SRT)三个方面来进行分析, 模拟结果如图 1~图 3 所示。

由图 1 中 DO 变化曲线可以看出, 在缺氧( $DO = 0.3 \text{ mg/L}$ )环境下,  $\text{NH}_4^+$ -N 的氧化效率较低, 这是由于硝化菌属于好氧菌, 需要氧气作为电子受体参与氧化反应, 过低的 DO 含量导致系统中硝化菌种群密度较低, 因此  $\text{NH}_4^+$ -N 氧化率较低; 随着 DO 含



$\text{NO}_2^- \text{-N-DO}$  变化曲线( $\text{pH}=7.5$ ,  $T=25^\circ\text{C}$ )

图 1 DO 对氮素变化的影响



$\text{NH}_4^+ \text{-N-} T_R$  变化曲线( $\text{pH}=7.5$ ,  $T=25^\circ\text{C}$ )

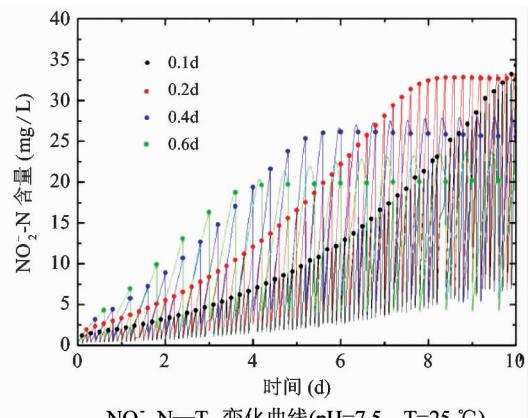


图 2  $T_R$  对氮素变化的影响

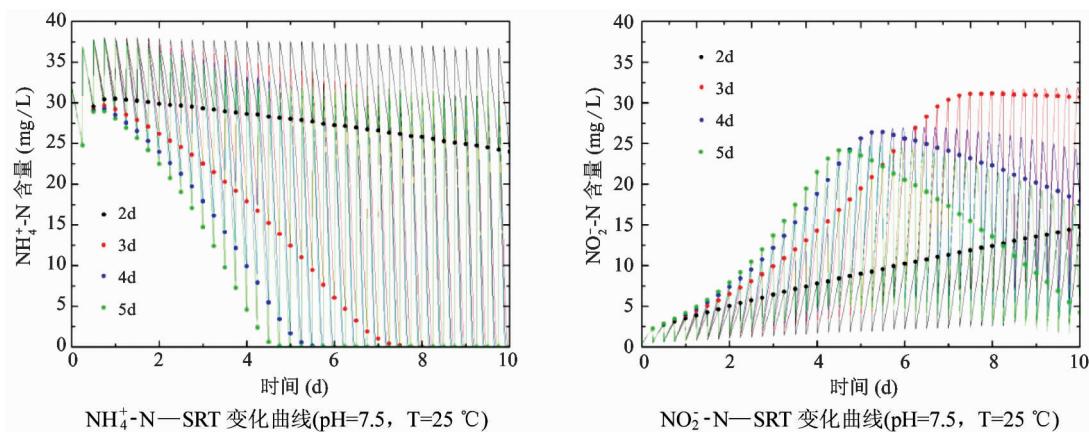


图 3 SRT 对氮素变化的影响

量的升高,氧化效率逐渐提高,且当 DO < 0.8 mg/L 时,氧化的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 大部分转化成 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N,这是由于 AOB 对氧的亲和力高于 NOB,因此在氧气含量较低的环境下自养菌的种群主要以 AOB 为主,硝化产物以 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 为主。当 DO 为 0.8 mg/L 时,达到一个 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 氧化率高、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 累积率高的短程硝化过程。在这一溶解氧条件下,氧气含量仅能满足 AOB 将 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 氧化为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的需求,NOB 由于对氧的亲和力低,对 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的氧化率较低,因此出现了 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的累积。但进一步提高 DO 含量(DO = 1.0 mg/L),多余的 DO 可以被 NOB 利用,反应系统中的 NOB 菌种不断累积,导致产生的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 进一步被氧化生成 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N,直至达到完全硝化过程。

由图 2 中曝气时间( $T_R$ )变化曲线可以看出,当  $T_R$  在 0.1 ~ 0.6 d 范围时,运行稳定后出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 均趋于零,但高  $T_R$  能够更快地达到系统的稳态值。而对于出水 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 值,随着  $T_R$  的升高,NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 累积速率逐渐提高,但稳定运行后能达到 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 最终积累量逐渐降低,这是因为单个周期内的曝气时间较长,会提供更多的氧气,因此 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 氧化率更高,但是当提供的氧气多余 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 氧化为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 所需的氧气时,NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 产生的进一步被氧化成 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N,因此出现了曝气时间过长时的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 累积量反而较低的现象。

由图 3 中 SRT 变化曲线可以看出,当 SRT 过低( $SRT = 2d$ )时,自养菌的排放速率接近于其生长速率,导致累积率较低,因而 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 氧化速率和

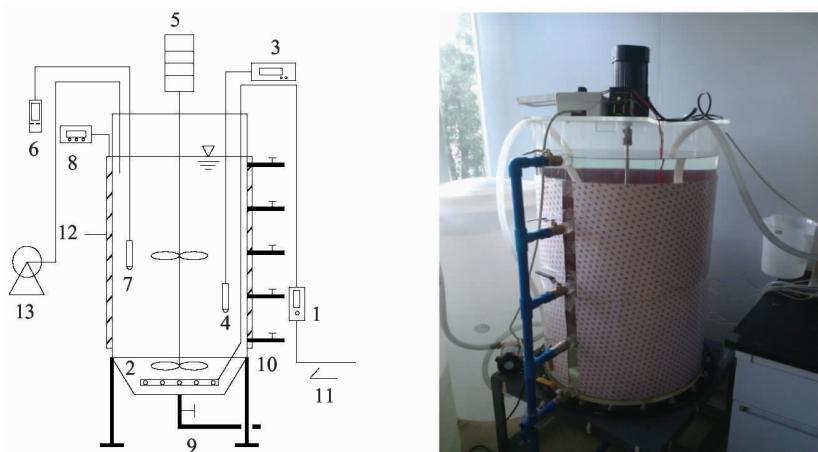
NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的累积速率均较低。当 SRT 在 3 ~ 5d 范围内,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 氧化率均较高,但 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的累积量逐渐减少,这是因为 AOB 的世代周期比 NOB 的世代周期短,当 SRT 在 AOB 和 NOB 最小停留时间之间( $SRT = 3d$ )时,AOB 成为优势菌种,NOB 逐渐被淘汰掉,达到一个 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 氧化率高、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 累积率高的短程硝化过程。当 SRT 大于 AOB 和 NOB 最小停留时间( $SRT = 5d$ )时,AOB 和 NOB 均会逐渐积累,这样反应系统中产生的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 进一步被氧化生成 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N,直至达到完全硝化过程。

综上,控制反应器适宜的工况条件(低氧、曝气时间和 SRT 可以快速、稳定地实现亚硝酸盐的高效积累。

### 2.3 模拟仿真验证

模型的验证是工艺模拟中最为关键的一步,它直观地展露出所构建模型的精准度。为进一步考核模型的可信度,课题组利用实验室小试装置的实际运行数据进行验证。实验用水为人工配水,采用 SBR 法污水处理实验装置(如图 4 所示)。上部圆柱形内径 600mm,底部圆锥体内径为 400mm,总高 1200mm,总有效容积 230L。进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 为 40 ~ 60 mg/L, 控制 pH 为 7.8 ~ 8.0, DO 为 0.5 ~ 1.0 mg/L, 温度为 30 ℃, 接种富含硝化细菌的二沉池污泥,检测出水的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度,对模型模拟结果进行验证。

图 5 是在 DO 为 0.8 mg/L、温度为 30 ℃、曝气时间为 6h 和 pH 值为 7.8 的条件下对短程硝化启动直至稳定的模拟和实测结果对比图。由图 5 可以看



1. 转子流量计；2. 喷气器；3. DO 测定仪；4. DO 传感器；5. 搅拌器；6. pH 值测定仪；  
7. pH 值传感器；8. 温度控制仪；9. 排泥管；10. 取样口；11. 压缩空气；12. 电热保温丝；13. 进水泵

图4 短程硝化实验装置图

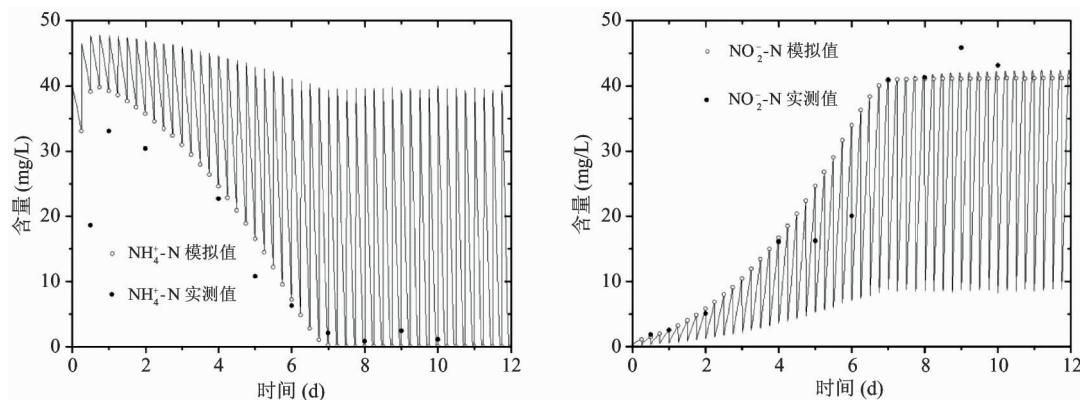


图5 模拟值与实测值的对比

出,控制反应条件后,两者均表现出明显的变化,小试实验装置在运行 8 天后即达到  $\text{NH}_4^+$ -N 氧化率 97%、 $\text{NO}_2^-$ -N 累积率为 84% 的短程硝化过程。由模拟和实测结果对比可以看出,两者氮素的转化规律相似:出水  $\text{NH}_4^+$ -N 的模拟和实测值均随着运行时间呈现先增大后减小的趋势,直至降为 0.1(模拟值)和 1.1(实测值); $\text{NO}_2^-$ -N 的模拟和实测值均随着运行时间逐渐增大,直至增加到 41.2(模拟值)和 43.1(实测值)。由于模拟仿真为理想状态,而实际反应器中存在多种菌种及多种基质等背景物质的干扰,因此图 5 中实测值与模拟值相比存在一定的滞后,但两者均达到稳定阶段后,累积量几乎相同(仅差 2.9mg/L)。因此,采用上述构建的两步硝化模型能够对硝化过程从启动直至达到稳定的短程硝化进行全过程模拟。

### 3 结 论

以 ASM2D 模型为基础,建立了亚硝化及硝化过程动力学模型,并给出了表征  $\text{NH}_4^+$ -N  $\rightarrow \text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N  $\rightarrow \text{NO}_3^-$ -N 的过程速率和动力学矩阵。采用该模型对不同运行条件下的硝化过程进行模拟,结果表明在低氧环境下有利于亚硝酸盐的积累,但溶解氧过低( $\text{DO} < 0.3\text{mg/L}$ )会影响氨氮的氧化率。在 0.1 – 0.6d 范围内增加曝气时间有利于亚硝酸盐的积累,但超过 0.4d 时会导致产生的  $\text{NO}_2^-$ -N 进一步氧化成  $\text{NO}_3^-$ -N。SRT 应控制在 AOB 和 NOB 最小停留时间之间。采用高温低氧的碱性条件来进行短程硝化的启动实验,并用新建模型进行模拟,结果表明模型能够准确的模拟硝化过程从启动到短程硝化的变化趋势,而且模拟值与实测值的误差在合理范围

之内。本文仅是对硝化过程的几个关键影响因素进行了分析和模型模拟,需要进一步开展多参数、多介质的硝化过程影响研究。

## 参考文献

- [ 1 ] Gu S B, Wang S Y, Yang Q, et al. Start up partial nitrification at low temperature with a real-time control strategy based on blower frequency and pH. *Bioresource Technology*, 2012, 112: 34-41
- [ 2 ] Ge S J, Wang S Y, Yang X, et al. Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: a review. *Chemosphere*, 2015, 140: 85-98
- [ 3 ] Blackburne R, Yuan Z G, Keller J. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor. *Biodegradation*, 2008, 19 (2): 303-312
- [ 4 ] Liu G Q, Wang J M. Quantifying the chronic effect of low DO on the nitrification process. *Chemosphere*, 2015, 141: 19-25
- [ 5 ] Guo J H, Peng Y Z, Huang H J, et al. Short- and long-term effects of temperature on partial nitrification in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 179: 471-479
- [ 6 ] 周戈,赵小晶,梁红等.不同温度对 SBBR 同步硝化反硝化处理炼油催化剂废水的影响. 环境工程学报,
- 2015,9(6):2869-2874
- [ 7 ] Wang X L, Ma Y, Peng Y Z, et al. Short-cut nitrification of domestic wastewater in a pilot-scale A/O nitrogen removal plant. *Bioprocess Biosystems Engineering*, 2007, 30: 91-97
- [ 8 ] 史舟,张轶,雷中方等. DO 和进水 pH 值对短程硝化及半亚硝化出水水质的影响. 复旦学报(自然科学版), 2012, 51(3):349-356
- [ 9 ] Antileo C, Roeckel M, Lindemann J, et al. Operating parameters for high nitrite accumulation during nitrification in a rotating biological nitrifying contactor. *Water Environment Research*, 2007, 79: 151-162
- [ 10 ] 曾广德. 城市污水短程硝化的实现途径. 供水技术, 2009, 3(1):23-26
- [ 11 ] 郑平,金仁村,卢刚. 短程硝化反应器过程动力学特性研究. 浙江大学学报, 2006, 1:14-17
- [ 12 ] Li Q, Sun S F, Guo T F, et al. Short-cut nitrification in biological aerated filters with modified zeolite and nitrifying sludge. *Bioresource Technology*, 2013, 136:148-154
- [ 13 ] Hellinga C, Schellen A A J C, Mulder J W, et al. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Water Science and Technology*, 1998, 37(9): 135-142
- [ 14 ] Wiesmann U. Biological nitrogen removal from wastewater. *Advances in Biochemical Engineering/Bio-technology*, 1994, 51: 113-154

## Kinetics of the process of ammonia oxidation coupling with nitrite oxidation and its validation

Sui Jun\*, Li Jie\*\*, Luo Fan\*\*\*, Xu Hao\*\*

(\* Guangzhou Water Investment Group CO. LTD, Guangzhou 510655)

(\*\* Guangzhou Municipal Engineering Design and Research Institute, Guangzhou 510060)

(\*\*\* School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090)

### Abstract

A kinetic model for nitrosation and nitrification was established based on the activated sludge model of ASM2D, and the process rate equations, kinetic and stoichiometric parameters relating to it, as well as the expression of the maximum growth rate affected by pH and temperature as variable parameters, were given. The nitrifications under different conditions were simulated by using the model, and the simulation results showed that with the increase of dissolved oxygen, the rate of ammonia oxidation and the nitrite accumulation rate increased and a partial nitrification process came first, then the partial nitrification process turned into a complete nitrification process by the further oxidation of the generated nitrite into nitrate. The high accumulation of nitrite was realized by controlling the reactor conditions such as the sludge retention time (SRT) and the aeration time. Meanwhile, the start-up and the stable operation of the partial nitrification process were investigated by using the proposed model. The comparison between simulation values and actual data showed that, the two step nitrification from the start-up period to the partial nitrification can be accurately simulated by the model, and there was a good agreement between simulation values and actual data.

**Key words:** activated sludge model, nitrification, nitrosation, ammonia oxidation, simulation