

低 C/N 条件下 MUCT 工艺数学模型的参数校正与验证

王晓玲¹, 尹军^{1*}, 李术宽², 韦新东¹, 高尚¹

(1. 吉林建筑工程学院水污染控制与资源化利用吉林省重点实验室, 长春 130021; 2. 长春市规划局, 长春 130011)

摘要: 基于 ASM2d 模型建立了稳定运行的 MUCT 工艺营养物质去除过程的动力学反应模型, 比较各种 COD、TN、NH₄⁺-N、TP 的实测值和模拟值, 以确定系统在低 C/N 条件下运行时的动力学和化学计量学参数。模拟结果表明, 稳态模型中的动力学参数 q_{PHA} 、 K_A 、 K_{PP} 、 $Y_{\text{PO}_4^{3-}}$ 、 μ_{AUT} 和 $\eta_{\text{NO}_3^-}$ 分别取值 $2.90 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 、 $3.85 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 、 $1.35 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 、 0.35 、 1.6 和 0.8 。其他的动力学和化学计量学参数可采用 IWA 给出的默认值。

关键词: MUCT 工艺; 低 C/N; ASM2d; 动力学参数; 化学计量学系数

中图分类号: X505 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)11-3412-07

Methodological Study on Calibrating and Validating Model Parameters of MUCT Processes at Low C/N Ratio

WANG Xiao-ling¹, YIN Jun¹, LI Shu-kuan², WEI Xin-dong¹, GAO Shang¹

(1. Jilin Province Key Laboratory of Water Pollution Control and Resources Reuse, Jilin Architectural and Civil Engineering Institute, Changchun 130021, China; 2. Changchun City Planning Bureau, Changchun 130011, China)

Abstract: Basing on ASM2d, established a mathematical model to describe the transformation of COD, TN, NH₄⁺-N and TP. In terms of comparison between simulation and observed values, the kinetics and stoichiometric parameters were established in MUCT process treating a wastewater with low C/N ratio. The results showed that, the q_{PHA} , K_A , K_{PP} , $Y_{\text{PO}_4^{3-}}$, μ_{AUT} and $\eta_{\text{NO}_3^-}$ were $2.90 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, $3.85 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$, $1.35 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, 0.35 , 1.6 and 0.8 , respectively. The typical parameters given by the ASM2d were used as others kinetic and stoichiometric parameters.

Key words: MUCT process; low C/N ratio; ASM2d; kinetics parameters; stoichiometric parameters

20 世纪 80 年代以来, 数学模型在活性污泥法中的应用日趋活跃, 其模型研究经历了从简单拟合实验数据到采用经典的微生物生长动力学模型, 进而根据废水生物处理过程的特性进行过程动态分析、探索辨识建模的发展过程^[1-4]。目前, 数学模拟已广泛应用于生物处理工艺的仿真、预测, 更进一步应用于工艺的优化设计和运行控制^[5-9]。在应用过程中, 活性污泥工艺模型建立后, 首先应参考模型参数的默认值对所获得的运行以及水质数据进行模拟。国内外的大量研究报道指出, 在模拟过程中, 模拟结果往往与实际测量数据有差距, 这主要是由模型中的化学计量学参数和动力学参数的取值不合理造成的^[10-17]。所以在模型预测、优化设计过程中, 分析确定动力学和化学计量学参数是一项重要任务, 从中可以得出工艺设计、运行结果的有效性。但目前国内外的研究大部分围绕高 C/N 污水展开, 对于处理低 C/N 污水的营养物质去除工艺模型参数的分析、校正的研究报道则较少。本文基于 MUCT 工艺, 利用 ASM2d 模型建立数学模型, 研究并确定工艺在进水 C/N 比较低的条件下运行时的最适的化学计量学和动力学参数, 旨在指导工艺的设计、运行。

1 材料与方法

1.1 试验装置

MUCT (Modified University of Cape Town) 系统试验装置如图 1 所示。试验装置由有机玻璃制成, 为双廊道推流式矩形反应器, 有效容积为 90 L, 分为 4 个反应段, 分别为厌氧段、第一缺氧段、第二缺氧段、好氧段。厌氧段和 2 个缺氧段内设有搅拌机以保持泥水混合液的悬浮状态, 压缩空气通过曝气砂头通入好氧段。试验的进水、硝化液内循环比 α 、内循环混合液比 γ 以及回流污泥比 s 等流量均由蠕动泵控制。整套系统通过水的重力流运转。为便于取样, 各反应段侧壁上设多个取样口。

1.2 试验污水与运行条件

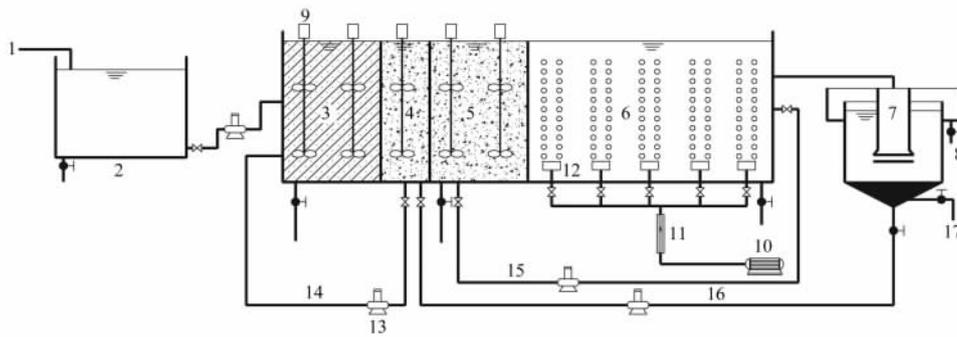
试验以模拟生活污水为考察对象, 以啤酒作为

收稿日期: 2010-11-10; 修订日期: 2011-05-30

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2008ZX07207-005); 吉林建筑工程学院青年科技发展基金项目 (J2009862069)

作者简介: 王晓玲 (1977 ~), 女, 博士, 主要研究方向为污水生物脱氮除磷技术, E-mail: smile_gyb@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: pingxin5315@163.com



1. 进水;2. 水箱;3. 厌氧段;4. 第一缺氧段;5. 第二缺氧段;6. 好氧段;7. 沉淀池;8. 出水;9. 搅拌器;10. 空气压缩机;11. 转子流量计;
12. 微孔曝气器;13. 恒流泵;14. 混合液内循环;15. 硝化液内循环;16. 污泥回流;17. 剩余污泥

图1 MUCT 工艺流程示意

Fig. 1 Schematic diagram of MUCT process

COD 的主要来源,并投加了少量的蛋白胨;投加 NH_4Cl 配制进水氨氮浓度;投加 KH_2PO_4 配制进水磷酸盐浓度;配水过程中投加 NaHCO_3 补充进水碱度,以满足硝化反应对碱度的要求;投加 MgSO_4 和 CaCl_2 满足聚磷菌吸磷过程中对 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 等离子的要求;投加微量元素液满足活性污泥微生物生长繁殖的营养需要. 试验期间进水水质保持在一个水平,COD 浓度恒定为 $(290 \pm 10) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,TN 浓度恒定为 $(55 \pm 0.5) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,TP 浓度恒定为 $(7.0 \pm 0.5) \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 根据实际测定及分析^[18, 19],模拟过程中将进水 COD 划分为模型运算所需要的组分: $S_A = 20\%$, $S_F = 58\%$, $S_I = 7.5\%$, $X_I = 1\%$, $X_S = 14.5\%$.

取自长春西郊污水处理厂二沉池的回流污泥作为接种污泥,将其投加到试验装置中,以模拟生活污水为处理对象启动系统. 当系统脱氮除磷效果达到稳定状态时,说明系统中活性污泥微生物已培养驯化成熟,开始取样跟踪测定.

试验分为 2 个阶段,第 1 阶段为模型校正试验,在此期间调节硝化液内循环比 α ($\alpha = 2, 3, 4, 5$, $\gamma = 1$) 和混合液内循环比 γ ($\gamma = 0.5, 1.5, 2, 2.5$, $\alpha = 3$),其他运行条件和参数保持不变;厌氧段:第一缺氧段:第二缺氧段:好氧段体积比为 2:1:2:5; s 为 0.5;好氧段末端 DO 浓度控制在 $2 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右;通过向系统外排放剩余污泥控制污泥龄 θ_c 为 12 d,剩余污泥排放量根据 Zhu 等^[20]推荐的公式计算;温度由温控仪控制在 $(20 \pm 1)^\circ\text{C}$;实时监测反应器的 DO、pH 值以及 ORP 值,来反馈系统运行状态. 第 2 阶段为模型验证阶段,在此期间实时调节硝化液内

循环比将第二缺氧段硝酸盐氮浓度 $S_{\text{NO}_3^-}$ 控制为 $2.5 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; γ 为 1;其他运行条件和参数与第 1 阶段相同.

1.3 检测指标

试验共进行 270 d,每天检测 COD、TP、TN、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、pH、水温、DO、ORP、MLSS 等指标,均采用国家规定的标准方法. DO、ORP、pH 测定采用 WTW-pH/OXi340 便携式在线测定仪. 因水样经离心后测定,好氧段出水水质与沉淀池基本相同,所以将好氧段出水各水质指标浓度作为工艺出水.

2 基于 ASM2d 的数学模型的建立

MUCT 工艺由 4 个反应段组成,即厌氧段、第一缺氧段、第二缺氧段、好氧段,反应动力学模型是以每一个反应段作为系统边界建立的. 各反应段由于曝气和搅拌的混合作用,混合液均处于完全混合状态,各反应段在任意时刻任何位置均具有相同的组分,且每一组分浓度和反应速率也均相同.

在 ASM2d 模型中,包括 19 种组分^[3],其中, S_i 和 X_i 不参与反应; S_{ALK} 在反应中为消耗性物质,碱度充足时对其他反应无影响;曝气池中 DO 浓度为 $2 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,基本保持稳定;试验过程中,没有投加铁盐或铝盐等化学药剂,各反应段 pH 值均小于 8,所以反应过程中不产生金属氢氧化物沉淀及磷酸盐沉淀;综上,在建立数学模型中,为简化模型, S_i 、 X_i 、 S_{ALK} 、 S_{O_2} (好氧段)、 X_{MeOH} 、 X_{MeP} 等组分可不考虑. 此外,在模型建立过程中还将 S_{N_2} 、 X_{TSS} 等也忽略.

MUCT 工艺进水为实验室配置的模拟生活污水,以啤酒作为主要的碳源(另加少量的蛋白胨),

每天配置,所以进水中 X_H 、 X_{PAO} 、 X_{PP} 、 X_{PHA} 、 X_{AUT} 浓度均为 0.

在建立模型过程中假设二沉池只有固液分离的作用,无生化反应,颗粒组分在其中得到沉淀浓缩.这一假设使模型本身避免了一些不确定性,相应增强了模型的可靠性.根据试验结果和文献报道,颗粒组分浓缩后的浓度为好氧段的 3 倍^[21].

在上述合理的简化处理基础上建立 MUCT 工艺反应动力学模型.根据物料平衡原理可列出各组分在 MUCT 工艺各段内的物料平衡方程,每段的方程通式如下.

厌氧段:

$$V_{ANA} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{ANA} = QS_0 + \gamma QS_2 - (1 + \gamma) QS_1 + \sum_r V_{ANA} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANA} \quad (1)$$

第一缺氧段可溶性组分:

$$V_{ANO1} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{ANO1} = (1 + \gamma) QS_1 + s QS_4 - (1 + \gamma + s) QS_2 + \sum_r V_{ANO1} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANO1} \quad (2)$$

第一缺氧段颗粒性组分:

$$V_{ANO1} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{ANO1} = (1 + \gamma) QS_1 + 3s QS_4 - (1 + \gamma + s) QS_2 + \sum_r V_{ANO1} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANO1} \quad (3)$$

第二缺氧段:

$$V_{ANO2} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{ANO2} = (1 + s) QS_2 + \alpha QS_4 - (1 + \alpha + s) QS_3 + \sum_r V_{ANO2} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANO2} \quad (4)$$

好氧段:

$$V_{AE} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{AE} = (1 + \alpha + s) QS_3 - (1 + \alpha + s) QS_4 + \sum_r V_{AE} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,AE} \quad (5)$$

上述公式中, S 表示各段的参与反应的物质组分及浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\left(\frac{dS}{dt} \right)_{ANA}$ 、 $\left(\frac{dS}{dt} \right)_{ANO1}$ 、 $\left(\frac{dS}{dt} \right)_{ANO2}$ 、 $\left(\frac{dS}{dt} \right)_{AE}$ 表示组分 S 在各反应段内的积累速率; V_{ANA} 、

V_{ANO1} 、 V_{ANO2} 、 V_{AE} 分别表示各段有效容积; Q 表示进水量; 下角标 0、1、2、3、4 分别表示进水、厌氧段、第一缺氧段、第二缺氧段、好氧段; $\sum_r V_{ANA} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANA}$ 、 $\sum_r V_{ANO1} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANO1}$ 、 $\sum_r V_{ANO2} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANO2}$ 、 $\sum_r V_{AE} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,AE}$ 分别表示各段内组分 S 的反应量之和; $\left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANA}$ 、 $\left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANO1}$ 、 $\left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANO2}$ 、 $\left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,AE}$ 分别表示组分 S 在各段中参与的某一反应过程的反应速率.

以可溶性组分 S_F 在厌氧段的反应为例,

$$\sum_r V_{ANA} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{r,ANA} \text{ 为:} \\ \sum_r V_{ANA} \left(\frac{dS_F}{dt} \right)_{r,ANA} = \left(K_h \cdot \eta_{fc} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_{21}}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_{31}}} \cdot \frac{X_{S_1}/X_{H_1}}{K_X + K_{S_1}/X_{H_1}} \cdot X_{H_1} - q_{fc} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_{31}}} \cdot \frac{S_{F_1}}{K_F + S_{F_1}} \cdot X_{H_1} \right) V_{ANA} \quad (6)$$

将式(6)代入到式(1)中即可列出可溶性组分 S 在厌氧段内的反应动力学常微分方程.按照同样的方法,可分别列出各组分在各段内的反应动力学方程.

在 MUCT 工艺中,共有 11 种组分参与每一反应段内的生物化学反应过程,所以反应动力学模型是由 44 个方程所组成的一阶常微分方程组.

该模型非常复杂,采用四阶龙格库塔法,利用 1stOpt 软件进行求解.1stOpt 软件是国内自主研发的拥有完全自主知识产权的一套数学分析综合工具软件,在非线性回归、曲线拟合、非线性联立方程组和常微分方程组求解等领域居世界领先地位,通过其独特的全局优化算法,可最终找出最优解.

3 反应动力学模型的校核与验证

3.1 MUCT 工艺运行效果

整个试验期间,MUCT 工艺出水 COD 浓度均低于 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,且大部分的 COD 在厌氧段、第一缺氧段被去除,有利于好氧段硝化菌的生长繁殖,所以工艺具有很好的硝化效果,出水 TN 以硝酸盐氮为主(出水硝酸盐氮约占 TN 的 90% 左右),出水氨氮浓度在 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,且总氮去除效果也较好.除工艺在 γ 为 0.5 和 2.5 的条件下运行时出水 TP 浓

度 $> 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以外(平均浓度分别为 $1.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),其他条件下出水 TP 浓度均低于 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,说明工艺具有较好的除磷性能.此外,根据 TP 的物料平衡结果可知,在 MUCT 工艺的第二缺氧段出现了明显吸磷反应,即一部分聚磷菌以硝酸盐氮为电子受体吸收污水中磷的反应,缺氧吸磷质量分数在 $0.37 \sim 0.45$ 之间变化(变化规律受硝化液内循环比 α 和混合液内循环比 γ 的影响).试验研究结果说明,MUCT 工艺具有较好的硝化、反硝化以及 BEPR 性能,其试验结果可以用来对建立的数学模型进行模拟,并可根据模拟结果和试验结果对模型中的动力学和化学计量学参数进行校正.

3.2 模型的校正

反应动力学模型应用中的一个难点是模型内参数较多,在 ASM2d 中共有 67 个,其中化学计量学系数 22 个,动力学常数 45 个.虽然 IWA 专家组给出了这些参数的默认值,但实际应用时,为了使模拟结果更接近实际结果,许多参数仍需重新校核,以使模型能够更精确地反映污染物降解过程.

为了简化分析过程和提高模拟数据的可靠性,在进行数学模型模拟校正之前进行了氮的质量平衡分析,采用氮平衡在 $85\% \sim 115\%$ 之间的试验数据作为 MUCT 工艺的运行结果来进行模拟.

氮质量平衡计算中,输入的氮为进水中的 TN(进水硝酸盐氮为 0),输出的氮包括出水硝酸盐氮、出水氨氮、随剩余污泥排放的氮以及非曝气区反硝化损耗的氮.为了确定剩余污泥中的氮的质量,需确定污泥中氮的质量分数.通过微生物的经验代表公式 $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ 可以估算氮的质量分数为 0.124,大量的试验研究也证明,在所有的污泥龄范围内,该值是

合理的.非曝气区损耗的氮利用硝酸盐氮质量平衡来计算^[22].

最后,工艺的氮平衡为:

$$\text{氮平衡 \%} = \frac{\text{日输出氮量}}{\text{日输入氮量}} \times 100\% \quad (7)$$

3.2.1 各反应段及出水 COD 浓度的模拟与校核

首次对 MUCT 工艺进行模拟时,动力学和化学计量学参数采用 IWA 推荐的 ASM2d 模型参数(水温为 20°C)为初始值^[3].模型参数的校正过程见图 2~5,其中混合液水质浓度实测值为试验期间各试验阶段的平均值(统计分析结果).

从图 2(a)中可以看出,出水 COD 浓度的模拟值和实测值较吻合,但是厌氧段出水和第一缺氧段出水 COD 浓度的模拟值比实际值高,因此需对相关模型参数进行校核,校核时以参数的灵敏度分析为基础来进行.在 ASM2d 模型中,对厌氧段出水 COD 浓度较灵敏的参数为 q_{PHA} 和 Y_{H} . Y_{H} 表示异养菌产率系数,厌氧段异养菌生长繁殖可忽略,再加上工艺出水 COD 浓度的模拟值和实测值基本一致,所以基本可排除 Y_{H} 的影响. q_{PHA} 表示 PHA 的贮存速率常数. Rieger 等^[23]进行的灵敏度试验表明, q_{PHA} 、 K_{A} 、 K_{PP} 之间有明显的相关性,因此本研究同时校正这 3 个参数.根据模型参数值的范围,将 q_{PHA} 值从 ASM2d 推荐的 $3.00 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 调整到 $2.90 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 、 K_{A} 值从 $4.00 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 调整到 $3.85 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 、将 K_{PP} 值从 $1.50 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 调整到 $1.35 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$.校正了参数 q_{PHA} 、 K_{A} 、 K_{PP} 后,厌氧段出水 COD 浓度的模拟值和实测值吻合较好,见图 2(b).

3.2.2 各反应段及出水 TP 浓度的模拟与校核

从图 3(a)中可以看出,厌氧段和第一缺氧段出

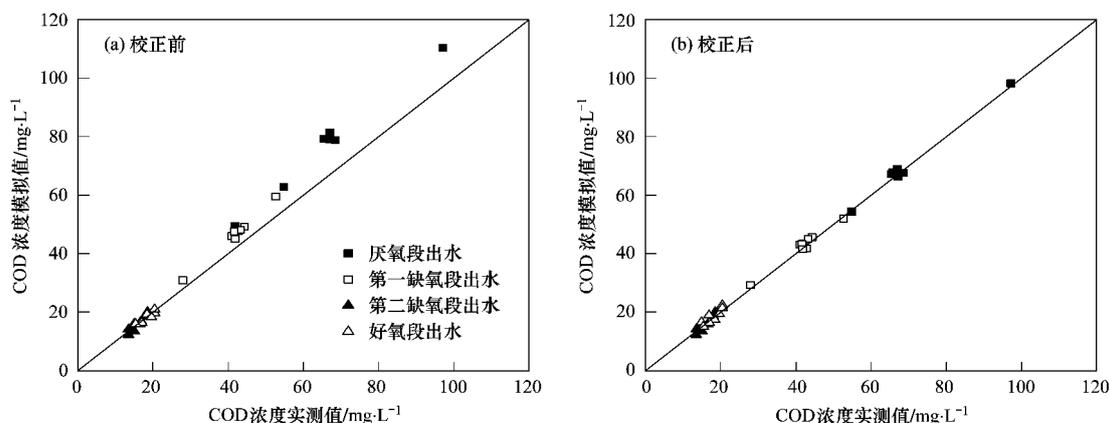


图 2 各反应段 COD 浓度的模拟校正

Fig. 2 Simulation calibration of COD concentration in each bioreactor

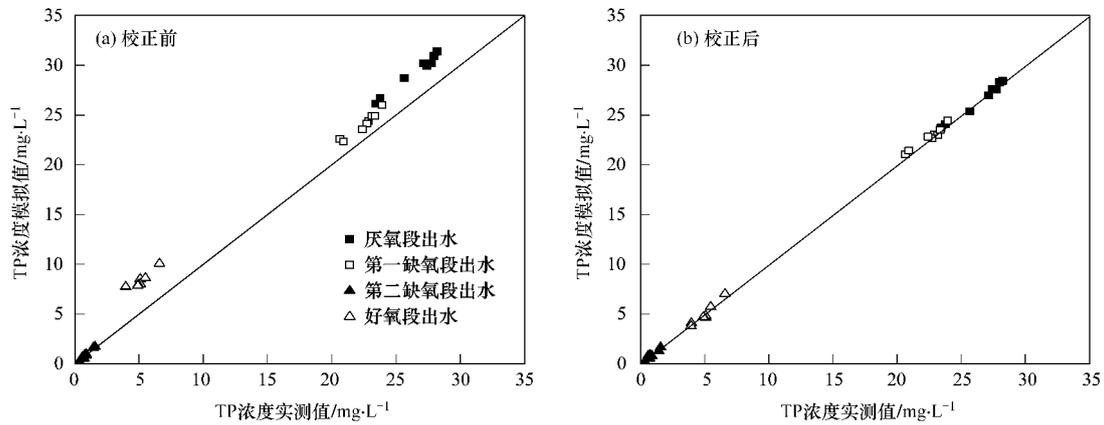


图 3 各反应段 TP 浓度的模拟校正

Fig. 3 Simulation calibration of TP concentration in each bioreactor

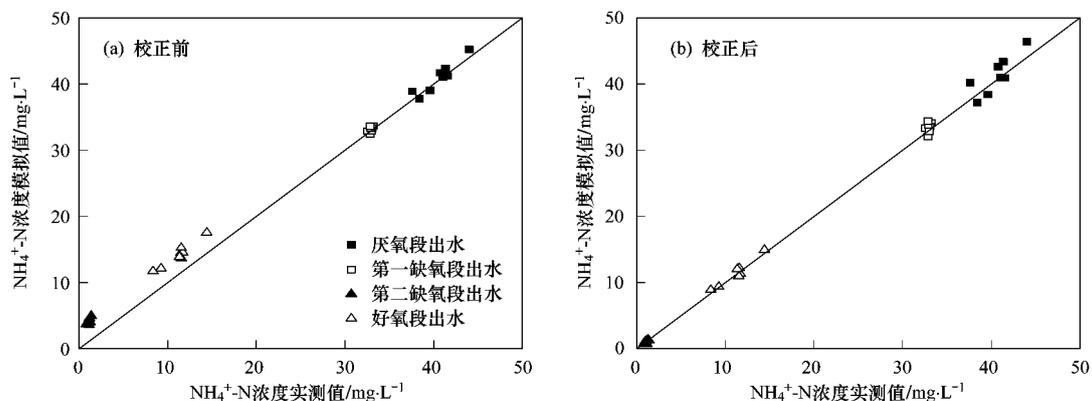
水 TP 浓度的模拟值高于实测值. 在 ASM2d 模型中, 对出水 TP 和厌氧段出水 TP 浓度较灵敏的参数为 $Y_{\text{PO}_3^-}$, 它表示释磷和营养物质吸收的比值, 依赖于进水有机污染物成分. 根据模型参数值的范围, 将 $Y_{\text{PO}_3^-}$ 的值从 ASM2d 推荐的 0.40 调整到 0.35. 该值与 Hu 等^[24] 试验获得的最佳化学计量学参数值相同. 校正了参数 $Y_{\text{PO}_3^-}$ 后, 厌氧段出水 TP 浓度的模拟值和实测值吻合较好, 见图 3(b).

从图 3(a) 中还可以看出, 第二缺氧段出水 TP 浓度的模拟值明显高于实测值. 而且在参数校核中发现, 即使调节了参数 $Y_{\text{PO}_3^-}$ 降低了厌氧段出水 TP 浓度, 相应使第二缺氧段 TP 浓度有所下降, 但其预测值仍明显高于实测值. 根据研究报道, 在 ASM2d 模型中, 对第二缺氧段出水 TP 浓度较灵敏的参数为 $\eta_{\text{NO}_3^-}$ ^[25], 它同时也是第二缺氧段及工艺出水硝酸盐氮浓度的灵敏参数. 因此, $\eta_{\text{NO}_3^-}$ 的校正需结合 MUCT 工艺的硝化效果和第二缺氧段出水硝酸盐氮浓度.

3.2.3 各反应段及出水 TN、 NH_4^+ -N 浓度的模拟与校核

从图 4(a) 和 5(a) 可以看出, 第二缺氧段出水 TN 浓度、工艺出水氨氮和 TN 浓度的模拟值高于实测值. 动力学参数自养菌最大生长速率常数 μ_{AUT} 在系统之间差别很大, 主要受进水水质特性的影响. 在本研究中, 当 μ_{AUT} 增加到 1.6 时, 出水氨氮的测定值和实测值拟合得很好, 见图 4(b). 这个值与 Rieger 等^[23] 中试系统的研究结果一致. 而与 Hu 等^[24] 的研究结果相比较, 分析其原因可能是由于 MUCT 工艺好氧段 COD 浓度很低.

在参数校核过程中发现, 增加 μ_{AUT} 虽然氨氮浓度降低, 但是出水 TN 浓度的模拟值仍高于实测值, 同时第二缺氧段出水和工艺出水硝酸盐氮浓度的模拟值明显高于实测值. 为了降低出水 TN 浓度和硝酸盐氮浓度的模拟值, 并结合第二缺氧段出水 TP 浓度, 调节参数 $\eta_{\text{NO}_3^-}$, 将其从 0.6 增加到 0.8. 校正

图 4 各反应段 NH_4^+ -N 浓度的模拟校正Fig. 4 Simulation calibration of NH_4^+ -N concentration in each bioreactor

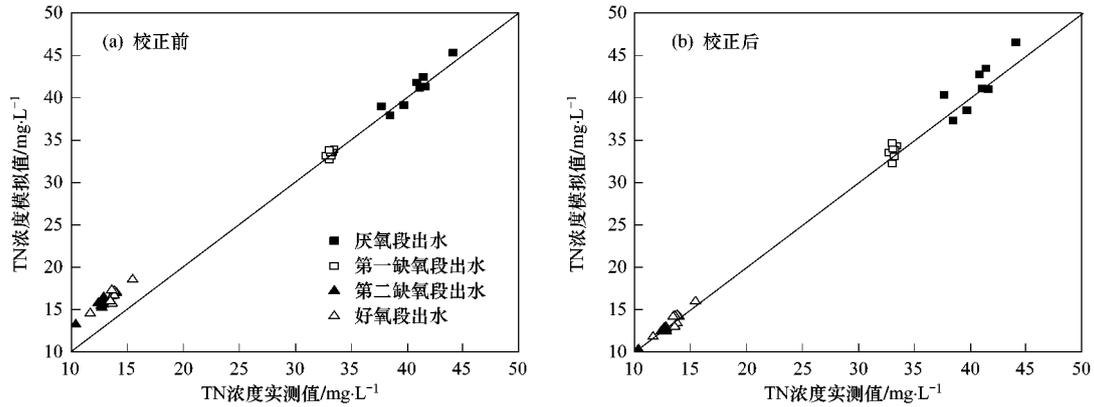


图 5 各反应段 TN 浓度的模拟校正
Fig. 5 Simulation calibration of TN concentration in each bioreactor

了参数 η_{NO_5} 后,第二缺氧段出水 TP、TN 以及出水 TN 浓度的模拟值和实测值吻合较好.

3.3 模型验证

模型校正成功后,模拟结果与试验数据基本吻合.为了进一步确定模型的有效性,采用第 2 阶段试验运行数据对其进行验证.若模型验证结果与试验数据匹配良好,则模型校正成功,可用于实际工艺的仿真模拟;否则,应重新进行模型的校正工作.

校正后的 MUCT 工艺数学模型对试验第 2 阶段试验数据的模拟结果见图 6~9,其中 ANA 表示厌氧段, ANO1 表示第一缺氧段, ANO2 表示第二缺氧段, AE 表示好氧段. COD、TP、TN 和 NH_4^+-N 等指标模型验证结果和试验结果平均值的相对误差较小,验证结果较好.由此可见,通过对敏感性动力学参数的调整, MUCT 工艺的数学模型能够很好地表达工艺内的生化反应过程.

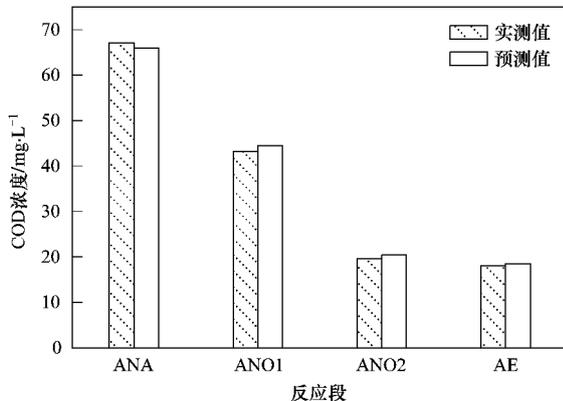


图 6 试验和模型验证的出水 COD
Fig. 6 COD concentration by experiment and validated model

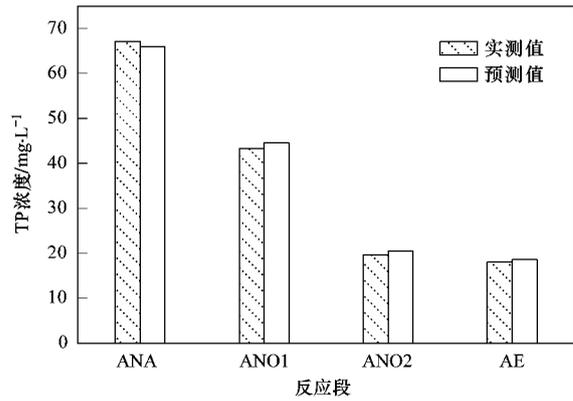


图 7 试验和模型验证的出水 TP
Fig. 7 TP concentration by experiment and validated model

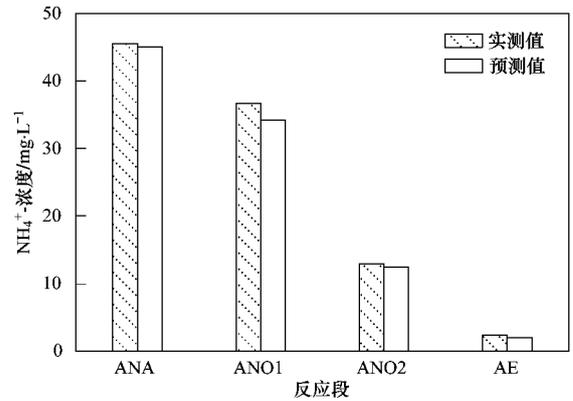


图 8 试验和模型验证的出水 NH_4^+-N
Fig. 8 NH_4^+-N concentration by experiment and validated model

4 结论

(1) 采用 ASM2d 模型推荐的参数,出水 COD 浓度拟合较好.将 q_{PHA} 、 K_A 、 K_{PP} 分别调整为 $2.90 g \cdot (g \cdot d)^{-1}$ 、 $3.85 g \cdot m^{-3}$ 、 $1.35 g \cdot (g \cdot d)^{-1}$,厌氧段出水 COD 浓度的模拟值和实测值较吻合.

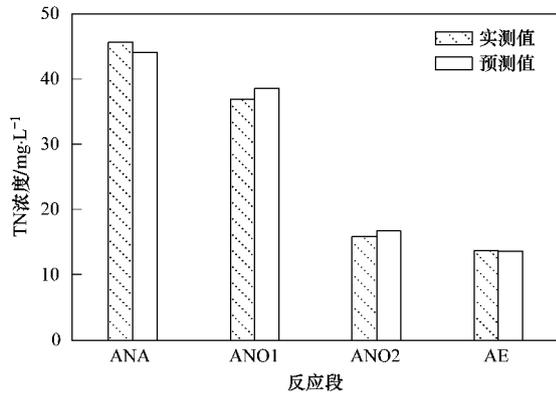


图 9 试验和模型验证的出水 TN

Fig. 9 TN concentration by experiment and validated model

(2) Y_{PO_4} 是出水 TP 和厌氧段出水 TP 浓度的较灵敏参数,适合的取值为 0.35.

(3) μ_{AUT} 是硝化过程的灵敏参数,在本试验条件下取值为 1.6.

(4) MUCT 工艺缺氧吸磷反应的灵敏参数是 $\eta_{NO_3^-}$, 在本试验中,取值为 0.8 时出水 TN、缺氧池 TP 浓度模拟值和实测值最接近.

参考文献:

[1] Henze M, Grady C P L Jr, Gujer W, *et al.* Activated sludge model No. 1 [A]. In: IAWQ Scientific and Technical Report, No. 1 [C]. IAWPRC, London: IAWPRC, 1987. 237-245.

[2] Henze M, Gujer W, Mino T, *et al.* Activated sludge model No. 2 [A]. In: IAWQ Scientific and Technical Report, No. 3 [C]. IAWPRC, London: IAWPRC, 1995. 1-11.

[3] Henze M, Gujer W, Mino T, *et al.* Activated sludge model No. 2D, ASM2D [J]. Water Science and Technology, 1999, **39** (1): 165-182.

[4] Ekama G A and, Wentzel M C. Difficulties and developments in biological nutrient removal technology and modelling [J]. Water Science and Technology, 1999, **39**(6): 1-11.

[5] Meijer S C F, Van Loosdrecht M C M and, Heijnen J J. Metabolic modelling of a full-scale biological nitrogen and phosphorus removing WWTP [J]. Water Research, 2000, **35**(11):2711-2723.

[6] 郝晓地, 戴吉, Van Loosdrecht M C M. 采用数学模拟评价生物营养物质去除工艺的除磷效果 [J]. 中国给水排水, 2006, **22**(5): 30-34.

[7] 陈晓龙, 杨海真, 顾国维. 活性污泥 2 号模型的应用与校正 [J]. 工业用水与废水, 2003, **34**(1): 1-4.

[8] 张代钧, 卢培利, 严晨敏, 等. 活性污泥 2 号模型用于城市污水处理厂脱氮除磷改造的研究 [J]. 环境科学学报, 2003, **23**(3): 332-337.

[9] 张冰, 周雪飞, 任南琪. 新型城市污水脱氮除磷工艺的试验研究与优化设计 [J]. 环境科学, 2008, **29**(6): 1518-1525.

[10] 郝晓地, 蔡正清, 朱向东, 等. 北京某大型市政污水厂超负

荷运行能力的模拟评估 [J]. 中国给水排水, 2010, **26** (9): 5-12.

[11] Van Veldhuizen H M, Van Loosdrecht M C M. and, Heijnen J J. Modelling biological phosphate and nitrogen removal in a full scale activated sludge process [J]. Water Research, 1999, **33**(16): 3459-3468.

[12] Mino T, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process [J]. Water Research, 1998, **32**(11): 3193-3207.

[13] Østgaard K, M. Christensson K, E. Lie E, *et al.* Anoxic Biological phosphorus removal in a full-scale UCT process [J]. Water Research, 1997, **31**(11): 2719-2726.

[14] Hao X D, Heijnen J J, Mark C, Van Loosdrecht M C M, *et al.* Model-based evaluation of temperature and inflow variation on a partial nitrification -Anammox biofilm process [J]. Water Research, 2002, **36**(19): 4839-4849.

[15] 郝晓地, 胡沅胜, 王克巍. 生物营养物质去除 (BNR) 工艺模型参数校正与验证方法 [J]. 环境科学学报, 2010, **30** (3): 463-469.

[16] 陈昆柏, 宋英琦, 孙培德, 等. A²/O 工艺污水处理厂运行参数优化的数值模拟 [J]. 环境科学学报, 2008, **28**(4): 804-809.

[17] Rittman B E, McCarty P L. Model of steady-state biofilm kinetics [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1980, **22** (11): 2343-2357.

[18] Roelvelde P J, Van Loosdrecht M C M. Experiences with guidelines for wastewater characterization in the Netherlands [J]. Water Science and Technology, 2002, **45**(6): 77-87.

[19] 郝晓地, 宋虹伟, 胡沅胜, 等. 数学模拟技术应用中的污水水质 (COD) 特征化方法 [J]. 中国给水排水, 2007, **23** (13): 7-10.

[20] Zhu G B, Peng Y Z, Wang Sh Y. Hydraulic method of controlling solids retention time in step feed biological nitrogen removal process [J]. Environmental Engineering Science, 2007, **24**(8): 1111-1120.

[21] Mulkerrins D, Dobson A D W, Collieran E. Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters [J]. Environment International, 2004, **30**(2): 249-259.

[22] Llabres P, Pavan P, Battistion P, *et al.* The use of organic fraction of municipal solid waste hydrolysis products for biological nutrient removal in wastewater treatment plants [J]. Water Research, 1999, **33**(1): 214-222.

[23] Rieger L, Koch G, Kühni M, *et al.* The eawag bio-P module for activated sludge model No. 3 [J]. Water Research, 2001, **35** (16): 3887-3903.

[24] Hu Zh R, Wentzel M C, Ekama G A. A general kinetic modes for biological nutrient removal activated sludge systems: model evaluation [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2007, **98** (6): 1259-1275.

[25] Souza S M, F. Araújo O Q F, Coelho M A Z. Model-based optimization of a sequencing batch reactor for biological nitrogen removal [J]. Bioresource Technology, 2008, **99**(8): 3213-3223.