

好氧颗粒污泥代谢高浓度有机废水的数学模拟*

关梦龙^{1,2} 黄 钧^{1**} 毕京芳^{1,2} 赵晶桃^{1,2} 何京钟^{1,2}

¹中国科学院成都生物研究所, 中国科学院环境与应用微生物重点实验室, 四川省环境微生物重点实验室成都 610041

²中国科学院大学 北京 100049

摘 要 为促进好氧颗粒污泥技术的实际应用, 结合COD (Chemical Oxygen Demand)、OUR (Oxygen Uptake Rate) 数据修正ASM3 (Activated sludge model No.3) 模型, 建立可描述好氧颗粒污泥代谢高浓度有机废水过程的数学模型, 并提出测定部分动力学参数的新方法. 试验中好氧颗粒污泥系统未测得自养硝化作用. 异养菌产率系数 Y_{HS} 、存储产率系数 Y_{STO} 、直接利用底物最大比增长速率 μ_{HS} 、最大存储产率 k_{STO} 、衰减系数 b_H 分别为0.7、0.95、0.11 h⁻¹、0.4 h⁻¹、0.014 h⁻¹. 模型能准确模拟反应器运行工况. 模拟结果表明, 异养微生物利用外源底物生长, 维持基础代谢, 并同时存储. 在底物富余时期, 好氧颗粒污泥利用外源底物存储多余生长. 当外源底物消耗完后利用存储物质生长并维持基础代谢. 图6 表4 参25

关键词 好氧颗粒污泥; 数学模拟; 呼吸计量法; 高浓度有机废水
CLC X172 : X703.1

Mathematical simulation of aerobic granular sludge metabolizing high-concentration organic wastewater*

GUAN Menglong^{1,2}, HUANG Jun^{1**}, BI Jingfang^{1,2}, ZHAO Jingtao^{1,2} & HE Jingzhong^{1,2}

¹Key Laboratory of Environmental and Applied Microbiology, Environmental Microbiology Key Laboratory of Sichuan Province, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China

²University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract Simulating the metabolic process of high concentration organic waste water by aerobic granular sludge (AGS) is significant for the practical application of aerobic granular sludge technology. In this study, chemical oxygen demand (COD) and oxygen uptake rate (OUR) were investigated in batch reactor; ASM3 was modified according to the test data; and part of the model parameters were measured. No autotrophic nitrification was found in this test. The measurement results showed the heterotrophic bacteria yield (Y_{HS}) as 0.7, storage yield (Y_{STO}) as 0.95, maximum growth rate on S_s (μ_{HS}) as 0.11 h⁻¹, maximum storage rate (k_{STO}) as 0.4 h⁻¹, and decay coefficient (b_H) as 0.014 h⁻¹. The model described the experimental data from this system sufficiently. The simulation results show that heterotrophic microorganisms utilize exogenous substrates for growth, maintain basal metabolism and transform the substances to store materials simultaneously. The AGS use more substances for storage than for growth in the feast period. When the substances are used up, the AGS utilize storage materials to grow and maintain the basic metabolism.

Keywords aerobic granular sludge; mathematical simulation; respirometric method; high concentration organic wastewater

好氧颗粒污泥较传统活性污泥结构紧密, 具有良好沉降性和复杂的微生物群落^[1], 可耐受高有机负荷冲击^[2]. 对好氧颗粒污泥的数学模拟研究成果^[3-5]. 有助于进一步了解好氧颗粒污泥作用机制, 实现好氧颗粒污泥生物处理系统的设计优化.

1999年国际水质协会 (International Association of Water Quality) 公开发布了活性污泥3号模型 (ASM3), 假设微生物

首先将易生物降解有机质存储在体内, 然后利用存储物质进行增殖, 却未更新相应的参数测定方法^[6]. 同年, Krishna认为这一假设在模拟底物富余与饥饿条件交替存在的SBR反应器时不合理, 并提出底物富余时期微生物利用有机物同时进行存储和生长^[7]. 在此基础上, 研究者提出利用OUR曲线计算存储产率 Y_{STO} 的方法^[8], 计算ASM3模型化学计量数与动力学参数方法^[9]. 此后, 假设底物富余时期微生物利用有机物同时进行存储和生长的模型, 在模拟好氧颗粒污泥处理较低浓度有机废水 (COD < 800 mg L⁻¹) 中取得了较好的模拟结果^[3, 10, 11]. 数学模型能否有效应用取决于合理的模型结构与准确的模型参数^[12]. 但Kranhan的方法^[8]在计算 Y_{STO} 时没有考虑底物富余时期微生物直接生长消耗掉的溶解氧与底物, 这与底物富余时期微生物利用底物同时生长与存储相矛盾.

收稿日期 Received: 2014-04-02 接受日期 Accepted: 2014-04-15

*中国科学院环境与应用微生物重点实验室开放基金 (KLCAS-2012-04) 资助 Supported by the Open Fund from Key Laboratory of Environmental and Applied Microbiology, Chinese Academy of Sciences (KLCAS-2012-04)

**通讯作者 Corresponding author (E-mail: huangjun@cib.ac.cn)

在处理高浓度有机废水时, 本研究所用好氧颗粒污泥能耐受高负荷冲击并表现出高碳氮去除性能^[13]。通过绘制批次进水好氧颗粒污泥反应器运行周期中OUR与底物浓度(以COD代表)变化曲线, 对ASM3模型进行修正, 并通过数学推导建立测定部分模型参数的新方法, 以期更好地认识好氧颗粒污泥对高浓度有机废水的代谢过程。

1 试验材料与方法

1.1 反应器工况数据采集

试验分I、II两组, 每组两个平行反应器(I-a, I-b; II-c, II-d)。采集两组试验的工况数据。采用圆柱状反应器, 运行策略见文献^[14], 控制反应器温度为25℃±1℃。污泥为本试验室保存的好氧颗粒污泥^[13]。试验用水取自四川某养猪场, 经孔径为0.9 mm左右纱布过滤后, 用自来水稀释并添加一定量葡萄糖配制而成, 水质见表1。

表1 试验用水水质

Table 1 Composition of test water

试验组 Group	COD (ρ/mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (ρ/mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (ρ/mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (ρ/mg L ⁻¹)	pH
I	8950	350	< 0.02	0	7.0
II	10400	400	< 0.02	0	7.0

当反应器运行状态达到稳定时(COD去除率大于97%, NH₄⁺-N去除率大于99%), 用清水淘洗反应器中的好氧颗粒污泥, 过夜曝气完全去除外源有机物。沉降30 min后, 控制反应器中好氧颗粒污泥为1 L, 加入清水至4 L后曝气, 测定初始OUR。然后静置反应器, 待好氧颗粒污泥完全沉降, 加入试验用水, 体积交换率为50%。曝气12 h, 定时测定DO、OUR、COD, 每个样品测3次求平均值。

1.2 自养微生物活性评价

当反应器运行至稳态时, 用清水淘洗反应器中好氧颗粒污泥, 过夜曝气完全去除外源有机物。沉降30 min后, 分别取0.2 L好氧颗粒污泥置于2个反应器(编号α, β), 加入清水至4 L后曝气, 测定初始OUR。然后静置反应器, 待好氧颗粒污泥完全沉降, 加入自养硝化配水(ρ/mg L⁻¹): (NH₄)₂SO₄ 0.5, NaHCO₃ 1, NaH₂PO₄ 0.1, MgSO₄·7H₂O 0.4, CaCl₂·2H₂O

0.06, 体积交换率为50%。曝气6 h, 定时测定OUR、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N, 每个样品测3次求平均值。

1.3 分析测试方法

COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N: 试剂为默克(Merck)公司配套试剂, 样品经6 000 r min⁻¹离心5 min离心(Eppendorf, 5415D, 德国)后取上清液, 采用多功能水质分析仪(The Spectroquant Analysis System PhotoLab 6100 VIS, WTW, 德国)分析, 消煮采用WTW CR 3200(德国)加热器。溶解氧(Dissolved Oxygen, DO)测定采用YSI52型溶氧仪(YSI, USA)。OUR使用自制好氧速率仪测定, 装置如图1所示。从反应器中取泥水混合物于测定仪中, 打开溶氧电极搅拌器, 曝气至DO大于5 mg L⁻¹, 塞紧插有溶氧电极橡皮塞, 每3 s记录一个DO值, 通过最小二乘法拟合得到OUR。

1.4 模型参数测定与模拟

异养菌基于外源基质生长产率系数和衰减系数采用Henze等的方法^[15]测定。采用AQUASIM软件^[16]进行参数校准模拟, 结合不同运行工况验证模型, 最后采用模型分析好氧颗粒污泥对高浓度有机废水代谢过程。

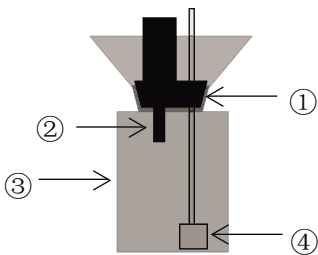


图1 OUR测定装置示意图。①橡皮塞; ②YSI 52溶氧探头; ③有机玻璃瓶; ④曝气头。
Fig. 1 Schematic diagram of OUR detector. ①: Rubber plug; ②: YSI 52 dissolved oxygen probe; ③: Organic glass bottle; ④: Aerator.

2 结果与分析

2.1 好氧颗粒污泥反应器运行工况

两组试验数据如图2, 好氧颗粒污泥可快速去除底物, 并表现出相同的变化趋势。一个周期内(12 h), 好氧颗粒污

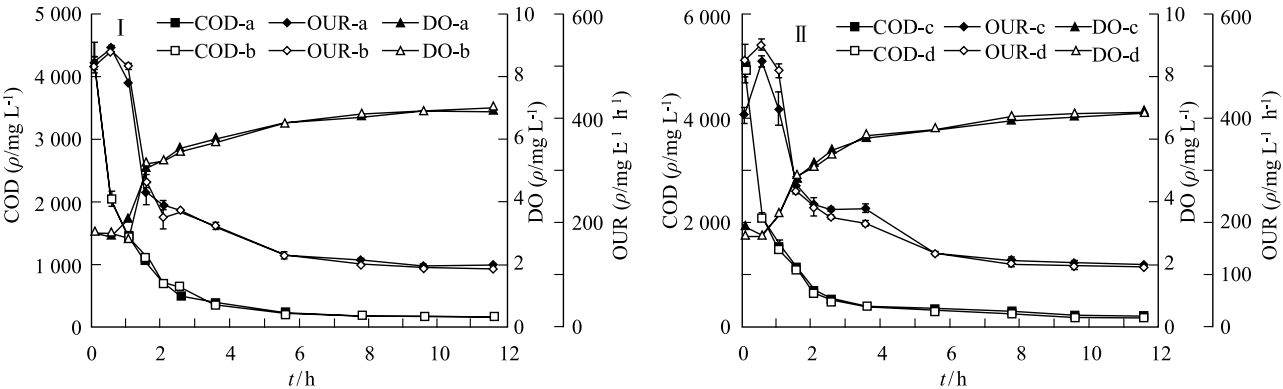


图2 两组试验的COD、OUR、DO。a、b代表试验组I的两个平行反应器, c、d代表实验组II的两个平行反应器。
Fig. 2 COD, OUR and DO results of two groups. a, b stand for parallel reactors of experimental group I; c, d stand for parallel reactors of experimental group II.

泥处于底物富余和匮乏交替状态. 在底物加入之前处于内源呼吸阶段^[6, 15], OUR较低. 加入底物后, 污泥中的异养微生物利用有机物进行同时存储和生长^[7, 17], OUR迅速升高. 底物匮乏期, 微生物降解存储物质^[3, 6, 10, 17], OUR降低. 当存储物质消耗完毕, 好氧颗粒污泥重新回到内源呼吸阶段^[6]. 整个过程中, DO与OUR成对应关系.

2.2 自养微生物的活性

OUR、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N数据如图3. 进水前没有外源有机物存在, 好氧颗粒污泥因自身衰减作用OUR为16 mg L⁻¹ h⁻¹左右. 同时菌体分解, 释放少量有机物, 但由于氮源不足, 不能被微生物利用^[6, 15]. 进水后, 氮源得到补充, OUR增至37 mg L⁻¹ h⁻¹左右. 随着衰减作用释放的有机物减少, OUR逐渐降低. NH₄⁺-N浓度虽有降低, 但没有出现NO₃⁻-N、NO₂⁻-N的积累, 未检测到自养硝化作用, 因此建立模型时可忽略自养微生物消耗的溶解氧.

2.3 模型建立

2.3.1 基本理论 微生物利用易降解有机物同时进行存储和自身生长^[7]; 易降解有机物消耗完后, 微生物开始降解存储物质^[3, 6, 10]; 除用于生长外, 微生物消耗一定外源底物或存储物质维持最低代谢; 当可利用的有机物质消耗完毕, 微生物通过内源呼吸维持生命活动, 并产生惰性颗粒物^[6, 15].

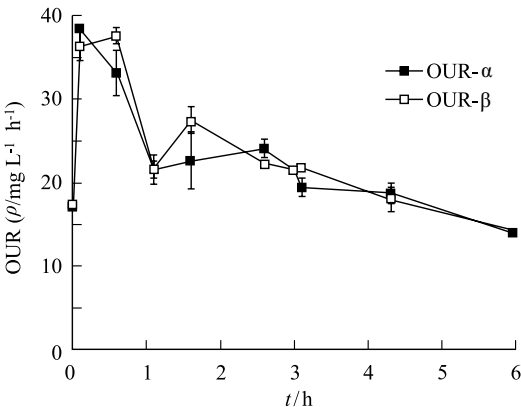


图3 OUR、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N数据. α、β为反应器编号.
Fig. 3 Results of OUR, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N and NO₂⁻-N. α and β are the reactor numbers.

2.3.2 模型组分与微生物反应过程 模型定义6个组分: 溶解氧S_{O2}, 溶解性惰性有机物S_I, 易生物降解有机物S_S, 异养微生物X_H, 颗粒性惰性X_I, 胞内存储物X_{STO}. 6个微生物过程: 基于S_S生长、存储、维持, 基于X_{STO}生长、维持, 微生物衰减. 相应的动力学和计量学矩阵见表2.

2.4 模型参数测定与模拟

受反应器运行策略影响很大的模型参数需通过试验计算得出, 剩余参数可直接采用文献推荐值. 为保证模型能够有效应用, 部分参数需校准.

2.4.1 试验测定参数 I-a试验结果曲线如图4, 用以解释参数计算过程.

底物加入前, 反应器处于内源呼吸阶段, OUR可用式(1)表示:

$$OUR = (1 - f)b_H X_{H0} \tag{1}$$

已知f与b_H后可计算初始生物量X_{H0}.

底物富余时期, 活性生物量变化为:

$$\frac{dX_H}{dt} = \mu_{HS} X_H \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_S}{K_S + S_S} = \mu_{HS} X_H$$

积分得式(2):

$$X_H = X_{H0} e^{\mu_{HS} t} \tag{2}$$

此时, 微生物利用S_S进行同时存储与生长与维持, OUR为:

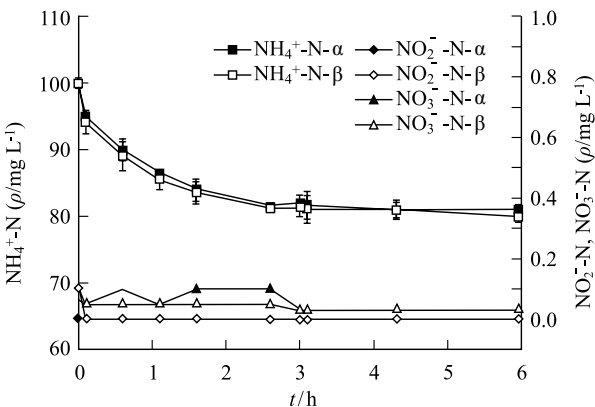


表2 模型动力学和计量学矩阵

Table 2 Stoichiometric and kinetics rate matrix of the model

组分 过程	Component Process	S _{O₂} O ₂	S _I COD	S _S COD	X _I COD	X _H COD	X _{STO} COD	动力学表达式 Kinetic rates expression
存储 Aerobic storage		$\frac{1-Y_{STO}}{Y_{STO}}$		$-\frac{1}{Y_{STO}}$			1	$k_{STO} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_H$
基于S _S 生长 Growth on S _S		$-\frac{1-Y_{HS}}{Y_{HS}}$		$-\frac{1}{Y_{HS}}$		1		$\mu_{HS} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_H$
基于S _S 维持 Maintenance on S _S		-1		-1				$m_S \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_H$
基于X _{STO} 生长 Growth on X _{STO}		$-\frac{1-Y_{HSTO}}{Y_{HSTO}}$				1	$-\frac{1}{Y_{HSTO}}$	$\mu_{HSTO} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} X_H$
基于X _{STO} 维持 Maintenance on X _{STO}		-1					-1	$m_{STO} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} X_H$
衰减 Decay		f-1			f	-1		$b_H \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \frac{K_S}{K_S + S_S} \frac{K_{STO}}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} X_H$

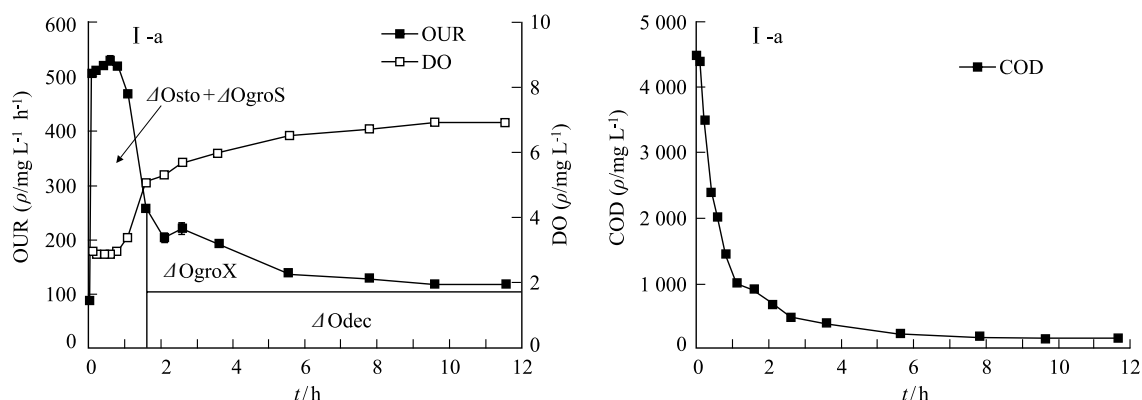


图4 I-a实验结果。 ΔO_{sto} 、 ΔO_{groS} 、 ΔO_{groX} 、 ΔO_{dec} 分别表示存储过程、直接生长、利用存储物质生长、衰减过程消耗的溶解氧。

Fig.4 The results of experiment I-a. ΔO_{sto} , ΔO_{groS} , ΔO_{groX} and ΔO_{dec} stand for the consumption of DO by storage, growth on S_s , growth on X_{STO} and decay, respectively.

$$OUR = OUR_{groS} + OUR_{sto} + OUR_{ms}$$

$$= \frac{1-Y_{HS}}{Y_{HS}} \mu_{HS} X_{H0} e^{\mu_{HS} t} + \frac{1-Y_{STO}}{Y_{STO}} k_{STO} X_{H0} e^{\mu_{HS} t} + m_S X_{H0} e^{\mu_{HS} t}$$

取对数得式(3):

$$\ln OUR = \ln \left[\frac{1-Y_{HS}}{Y_{HS}} \mu_{HS} X_{H0} + \frac{1-Y_{STO}}{Y_{STO}} k_{STO} X_{H0} + m_S X_{H0} \right] + \mu_{HS} t \quad (3)$$

$\ln OUR$ 函数斜率即为 μ_{HS} 。

与底物富余期结束对应, OUR曲线有一个拐点, 直接利用 S_s 生长底物的消耗量 ΔS_{Sgrow} 为式(4):

$$\Delta S_{Sgrow} = \frac{X_{H0} e^{(\mu_{HS} - b_H) t_1} - X_{H0}}{Y_{HS}} \quad (4)$$

t_1 为底物富余期时长, 利用 S_s 生长消耗掉的溶氧量 ΔS_{Ogrow} 可用式(5)计算:

$$\Delta S_{Ogrow} = \Delta S_{Sgrow} - Y_{HS} \Delta S_{Sgrow} \quad (5)$$

忽略维持过程消耗的氧, 式(6)计算存储过程耗氧量 ΔS_{Osto} :

$$\Delta S_{Osto} = \int_0^{t_1} OUR dt - \Delta S_{Ogrow} \quad (6)$$

采用式(7)计算产率系数 Y_{STO} 。

$$Y_{STO} = 1 - \frac{\Delta S_{Osto}}{\Delta S_S - \Delta S_{Sgrow}} \quad (7)$$

忽略维持过程, 底物刚加入后, 微生物利用 S_s 进行存储与生长的过程快速开启, 生物量未变化, OUR为式(8):

$$OUR = 1 - Y_{HS} \mu_{HS} X_{H0} + (1 - Y_{STO}) k_{STO} X_{H0} \quad (8)$$

可计算 k_{STO} 。

2.4.2 参数校准 部分模型参数需要经敏感性分析后校准。采用式(9)评估敏感性^[16]。

$$\delta_{yp}^{sr} = P \frac{\partial_y}{\partial_p} \quad (9)$$

y 为变量, P 为参数。分析结果列于表3, 根据结果利用AQUASIM校准。

初始异养微生物浓度由式(3)得到。 Y_{STO} 、 Y_{HS} 、 b_H 、 μ_{HS} 、 k_{STO} 由试验测得直接用以模拟。采用I-a所得COD、OUR曲线对 Y_{HSTO} 、 μ_{HSTO} 、 m_S 、 m_{STO} 、 K_S 进行校准。其它参数采用ASM3推荐值。结果列于表4, 模型模拟结果如图5a。

模拟OUR、DO与实测良好吻合, 在1.5-4 h处COD模拟误差较大, 可能有以下原因: 试验用水为猪场废水加葡萄糖配制而成, 成分复杂; 模型仅用溶解性易生物降解底物替代所有溶解性底物; 与模型相比, 好氧颗粒污泥具有更复杂的生物过程。

校准后评估模型可靠性。将b、c、d试验数据输入模型, 结果如图5b、c、d。总的来说, 参数测定方法准确有效, 模型预测数值能够正确定量刻画试验过程。

2.4.3 代谢过程分析 以I-a模拟结果对有机物 S_s 、胞内存储物 X_{STO} 、OUR、异养微生物浓度 X_H 进行分析, 结果如图6。进水前, 污泥处于内源呼吸阶段, OUR基本维持不变。进水后OUR迅速上升, 此后由于微生物直接利用 S_s 生长OUR缓慢增加。在底物富余时期, 利用 S_s 生长、存储、维持3个过程均消耗溶解氧, 其中维持过程OUR仅为总OUR的6.5%, 3个过程对外源底物 S_s 的消耗速率分别表示为:

$$\frac{dS_s}{dt} \text{ grow} S_s = -\frac{1}{Y_{HS}} \mu_{HS} X_H \quad (10)$$

$$\frac{dS_s}{dt} \text{ storage} = -\frac{1}{Y_{STO}} k_{STO} X_H \quad (11)$$

$$\frac{dS_s}{dt} \text{ maintain} = -m_S X_H \quad (12)$$

基于式(10)-(12)分析底物富余时期颗粒污泥对 S_s 的代谢。约COD 1 100 mg L⁻¹底物直接用于生长, 维持过程消耗COD 35 mg L⁻¹底物, 剩余底物被存储转化为 X_{STO} , 存储过程消耗掉了大部分底物。底物匮乏期, 微生物开始利用存储物质, 此时内源呼吸、基于 X_{STO} 维持、基于 X_{STO} 生长过程开启。随着 X_{STO} 浓度不断降低而内源呼吸OUR渐渐升高最终维持在106 mg L⁻¹ h⁻¹左右, 基于 X_{STO} 的生长于维持过程的OUR也逐渐减弱至0。异养微生物浓度 X_H 不断地变化, 底物富余期呈直线增长, 后速度放缓, 在6 h左右达到最大值约COD 10 150 mg L⁻¹, 6 h后由于增量小于衰减作用减少量慢慢降低, 周期结束后约为COD 9 600 mg L⁻¹, 与初始相比大约增加了COD 1 950 mg L⁻¹。与模拟结果相验证, 实际运行中周期结束后反应器中污泥增加至1.15 L。

模拟证实了异养微生物利用基质存储过程作为优化自身生长的途径, 从而减弱高浓度底物对代谢活动的抑制作用。

表3 敏感性分析结果
Table 3 Results of sensitivity analysis

p	S_{O_2} ($\rho/\text{mg L}^{-1}$)	S_s ($\rho/\text{mg L}^{-1}$)	X_H ($\rho/\text{mg L}^{-1}$)	X_I ($\rho/\text{mg L}^{-1}$)	X_{STO} ($\rho/\text{mg L}^{-1}$)
Y_{STO}	2.989	8.514	1726	13.5	582.9
Y_{HSTO}	2.103	1.04	1179	5.4	519.6
Y_{HS}	1.114	3.198	643.2	5.026	217.2
b_H	0.8854	0.173	539.6	107.2	4.395
μ_{HS}	0.4412	45.14	212	10.73	256.6
μ_{HSTO}	0.2452	0.03236	454.2	15.96	519.9
m_{STO}	0.1221	0.07352	70.18	0.3439	29.19
m_s	0.03107	6.384	7.145	0.695	11.47
K_s	0.02758	7.906	4.112	0.07481	10.18
K_O	0.04861	12.24	24.91	1.939	42.62
K_{STO}	0.2478	0.05595	389.1	5.36	497.3
k_{STO}	0.2556	138.8	11.78	10.06	145.4
f	0.2545	0.2036	0.689	149.6	0.9554

表4 校准后的动力学和计量学参数
Table 4 Kinetics and stoichiometry parameters after calibration

参数 Parameter	途径 Method	值 Value	单位 Unit
化学计量参数 Stoichiometry (COD/COD)			
Y_{STO}	试验测得 Measured	0.95	1
Y_{HS}	试验测得 Measured	0.7	1
Y_{HSTO}	校准 Calibrated	0.88	1
f	ASM3	0.2	1
动力学参数 Kinetics			
k_{STO}	试验测得 Measured	0.4	h^{-1}
b_H	试验测得 Measured	0.014	h^{-1}
μ_{HS}	试验测得 Measured	0.11	h^{-1}
μ_{HSTO}	校准 Calibrated	0.425	h^{-1}
m_{STO}	校准 Calibrated	0.032	h^{-1}
m_s	校准 Calibrated	0.005	h^{-1}
K_s	校准 Calibrated	168	g m^{-3}
K_{O_2}	ASM3	0.2	g m^{-3}
K_{STO}	ASM3	1	1

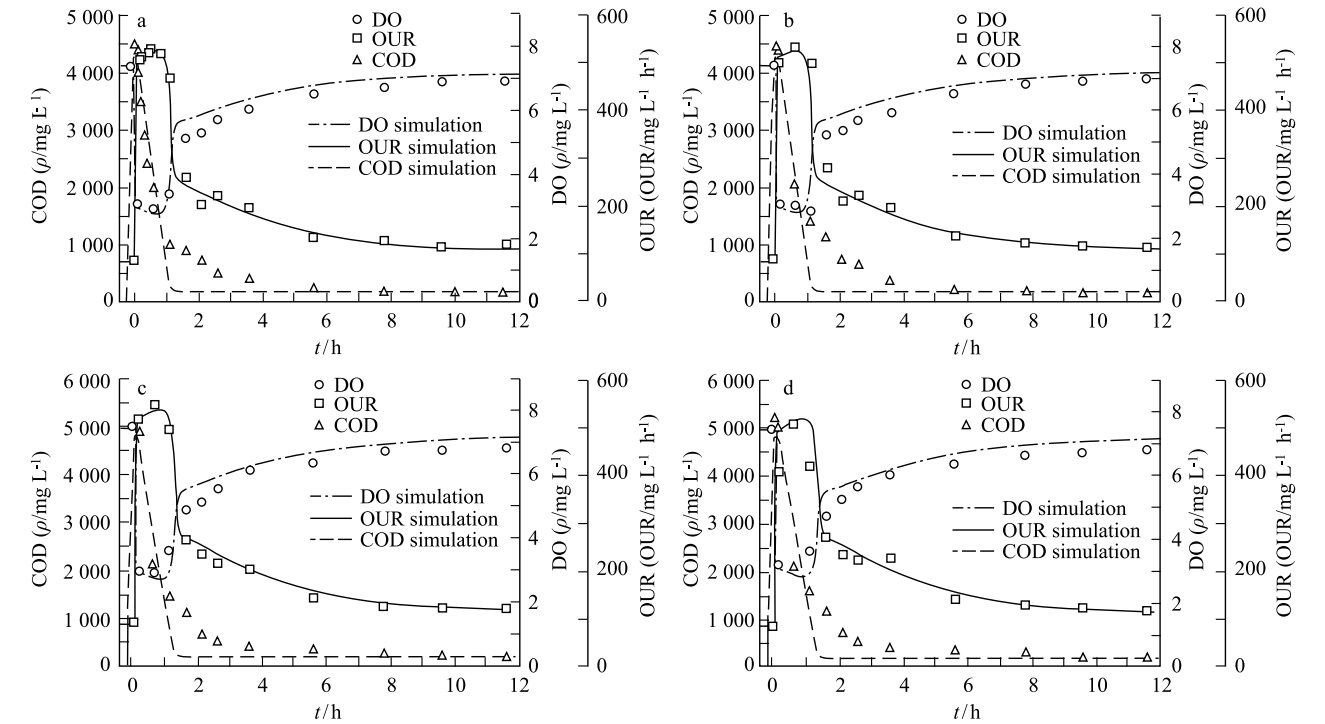


图5 实验组 I (a, b)、II (c, d) COD、OUR和DO模拟结果。
Fig. 5 COD, OUR and DO simulation results of group I (a, b) and II (c, d).

同时快速去除底物. 相对较多的外源底物被存储起来, 较少的用于直接生长. 有些情况会出现较多外源底物用于微生物生长^[3], 这主要取决于基质特性和反应器的运行条件^[10].

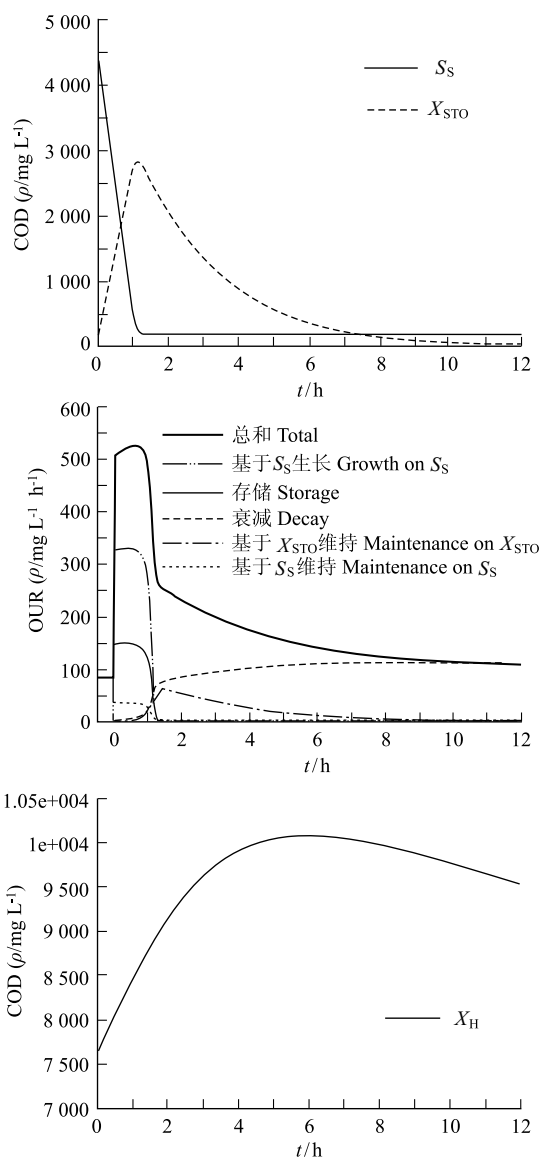


图6 模拟分析底物生物降解的OUR与 X_H .

Fig. 6 Simulation analysis of the substrate biodegradation.

3 讨论

数学模型能否有效应用取决于合理的模型结构与准确的模型参数^[12].

在利用活性污泥与好氧颗粒污泥处理废水的系统中, 污泥中的微生物往往被区分为自养微生物与异养微生物. 自养微生物利用溶解氧化铵态氮获得能量用以自身生长, 体现出硝化作用; 异养微生物利用有机底物, 同时具有反硝化作用, 自养微生物与异养微生物共同贡献了OUR, 实现系统同时脱氮除碳功能^[18-24]. 本研究自养微生物活性试验中, 进水后反应器中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度缓慢降低, 可能是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 扩散入颗粒内部. 对应 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低, 并未出现 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^+\text{-N}$ 的

积累, 由于反应器中没有额外有机碳源, 没有反硝化作用使 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^+\text{-N}$ 浓度降低. 由此可推断本试验好氧颗粒污泥系统中自养微生物不占优势.

以往研究提出了许多经典的参数测定方法^[8,9,15], 然而当模型定义的生物过程发生变化, 这些测定方法是否得当值得商榷. 不同于ASM3^[6], 本模型采用了在底物富余时期异养微生物利用底物同时存储并生长^[7]的基本机理, 并认为异养微生物会通过外源有机物或内源存储物质维持其基础代谢, 耗尽底物之后则氧化自身组织获得能量. 在这些假设下提出了部分模型参数计算方法, 实现了模拟.

与其它研究^[3]一样, 本研究利用Henze的方法^[15]测定异养菌直接利用底物进行生长的产率系数 Y_{HS} . 而此方法测得的产率是指污泥增量与整个运行过程中消耗掉的 S_S 之比, 与同时存储生长模型中直接利用底物进行生长的产率系数定义不同. 如何准确定义这一过程并测定相应参数需进一步研究.

本研究通过底物富余时期OUR的对数函数的斜率测定 μ_{HS} . 获取试验数据时, 由于初始异养微生物浓度很高, 底物富余时期较短, 难以取得足够的的数据计算 μ_{HS} , 建议在试验时应适度减少污泥量以延长底物富余时期.

另外, 与其它研究^[3, 6, 8-11, 15, 17, 25]一样, 本研究将溶解性有机物简单定义为易生物降解底物 S_S , 然而试验用水成分复杂, 且好氧颗粒污泥系统存在更为复杂的生物过程, 如果要进一步提高准确度, 需要分析污水成分, 进行多过程研究.

4 结论

(1) 试验与模拟结果表明, 本文提出的测定动力学参数与化学计量数的方法有效并可行.

(2) 试验结果深入分析表明, 异养微生物利用外源底物生长, 维持基础代谢, 并进行存储产生存储物质, 在外源底物消耗完之后利用这些存储物质进行生长并维持基础代谢.

(3) 模型能模拟一定试验条件下COD、OUR、 X_{STO} 、DO、 X_H 等参数的变化, 并发现外源有机物用于存储的多于生长.

参考文献 [References]

- Adav SS, Lee DJ, Ren NQ. Biodegradation of pyridine using aerobic granules in the presence of phenol [J]. *Water Res*, 2007, **41** (13): 2903-2910
- Adav SS, Lee DJ, Lai J-Y. Potential cause of aerobic granular sludge breakdown at high organic loading rates [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2010, **85** (5): 1601-1610
- Ni BJ, Xie WM, Liu SG, Yu HQ, Wang YZ, Wang G, Dai XL. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater [J]. *Water Res*, 2009, **43** (3): 751-761
- Cui FH, Kim M. Use of steady-state biofilm model to characterize aerobic granular Sludge [J]. *Environ Sci Technol*, 2013, **47** (21): 12291-12296

- 5 Baek SH, Kim HJ. Mathematical model for simultaneous nitrification and denitrification (SND) in membrane bioreactor (MBR) under Low Dissolved Oxygen (DO) concentrations [J]. *Biotechnol Bioprocess Eng*, 2013, **18** (1): 104-110
- 6 Gujer W, Henze M, Mino T, Loosdrecht Mv. Activated sludge model no. 3 [J]. *Water Sci Technol*, 1999, **39** (1): 183-193
- 7 Krishna C, Van Loosdrecht M. Substrate flux into storage and growth in relation to activated sludge modeling [J]. *Water Res*, 1999, **33** (14): 3149-3161
- 8 Karahan-Gül Ö, Artan N, Orhon D, Henze M, van Loosdrecht MM. Experimental assessment of bacterial storage yield [J]. *J Environ Eng*, 2002, **128** (11): 1030-1035
- 9 Avciolu E, Orhon D. Estimation of stoichiometric and kinetic coefficients of ASM3 under aerobic and anoxic conditions via respirometry [J]. *Water Sci Technol*, 2003, **48** (8): 185-194
- 10 Karahan Ö, van Loosdrecht M, Orhon D. Modeling the utilization of starch by activated sludge for simultaneous substrate storage and microbial growth [J]. *Biotechnol Bioengin*, 2006, **94** (1): 43-53
- 11 Zhou M, Gong JY, Yang CZ, Pu WH. Simulation of the performance of aerobic granular sludge SBR using modified ASM3 model [J]. *Bioresour Technol*, 2013, **127**: 473-481
- 12 Hao X, Heijnen JJ, van Loosdrecht M. Sensitivity analysis of a biofilm model describing a one - stage completely autotrophic nitrogen removal (CANON) process [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2002, **77** (3): 266-277
- 13 Zhao Y, Huang J, Zhao H, Yang H. Microbial community and N removal of aerobic granular sludge at high COD and N loading rates [J]. *Bioresour Technol*, 2013, **143**: 439-446
- 14 Chen G, Huang J, Bi J, Guan M. Quorum sensing of aerobic granular sludge tolerating high carbon and nitrogen loads [J]. *Chin J Appl Environ Biol*, 2014, **20** (1): 73-79
- 15 Henze, M, Grady CPLJ, Gujer W, Mariais, GVR, matsuo. Activated sludge model No.1. [R]. London: IAWPRC, 1987
- 16 Reichert P. AQUASIM 2.0—user manual [M]. Switzerland: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), 1998
- 17 Beun J, Heijnen J, Van Loosdrecht M. N - Removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2001, **75** (1): 82-92
- 18 Jang A, Yoon Y-H, Kim IS, Kim K-S, Bishop PL. Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor [J]. *J Biotechnol*, 2003, **105** (1): 71-82
- 19 Liu YQ, Moy B, Kong YH, Tay JH. Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment [J]. *Enzyme Microbial Technol*, 2010, **46** (6): 520-525
- 20 Yang S, Tay J, Liu Y. Respirometric activities of heterotrophic and nitrifying populations in aerobic granules developed at different substrate N/COD ratios [J]. *Current Microbiol*, 2004, **49** (1): 42-46
- 21 Yang S, Tay J, Liu Y. A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater [J]. *J Biotechnol*, 2003, **106** (1): 77-86
- 22 De Kreuk M, Heijnen J, Van Loosdrecht M. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2005, **90** (6): 761-769
- 23 Tsuneda S, Nagano T, Hoshino T, Ejiri Y, Noda N, Hirata A. Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor [J]. *Water Res*, 2003, **37** (20): 4965-4973
- 24 Wang F, Xia SQ, Liu Y, Chen XX, Zhang J. Community analysis of ammonia and nitrite oxidizers in start-up of aerobic granular sludge reactor [J]. *J Environ Sci*, 2007, **19** (8): 996-1002
- 25 Pratt S, Yuan Z, Keller J. Modeling aerobic carbon oxidation and storage by integrating respirometric, titrimetric, and off- gas CO₂ measurements [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2004, **88** (2): 135-147