环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社

2019

Vol.40 No.3

第40卷 第3期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第3期
2019年3月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第40卷 第3期 2019年3月
Vol. 40, No. 3 Mar., 2019

温度对硝化杆菌(*Nitrobacter*)活性动力学影响

于雪[1,2], 孙洪伟[1,2*], 李维维[3], 祁国平[3], 马娟[1,2], 陈永志[1,2], 吕心涛[4]
(1. 兰州交通大学环境与市政工程学院, 兰州 730070; 2. 甘肃省污水处理行业技术中心, 兰州 730070; 3. 甘肃省轻工研究院, 兰州 730070; 4. 北京城市排水集团有限责任公司科技研发中心, 北京 100044)

摘要: 为探究温度对亚硝酸盐氧化细菌中硝化杆菌属(*Nitrobacter*)活性动力学影响, 本试验采用序批式活性污泥(SBR)反应器, 在通过改变系统进水亚硝态氮(NO_2^--N)浓度达到富集 *Nitrobacter* 基础上, 以富含 *Nitrobacter* 污泥为对象(宏基因组物种注释和丰度分析显示 *Nitrobacter* 占细菌总数 40.3%), 考察不同NO_2^--N浓度梯度下亚硝酸盐氧化过程比亚硝态氮氧化速率(SNiOR)变化规律, 基于 Monod 模型考察系统温度对 *Nitrobacter* 活性动力学影响, 并进行统计学分析. 结果表明, 30℃条件下 SNiOR 达到最大(以 N/VSS 计), 为 1.31 g·(g·d)$^{-1}$. 统计学分析结果显示, Monod 方程可较好地反映不同温度条件下基质底物浓度对 *Nitrobacter* 活性影响. 基于菲尔普斯方程计算不同温度区间内温度系数(θ)可知, 当系统温度低于 25℃或高于 30℃时, 反应速率随温度变化越敏感.

关键词: 硝化杆菌; 比亚硝态氮氧化速率; 动力学; 温度系数; 宏基因组
中图分类号: X172; X703.1 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)03-1426-05 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201808261

Effect of Temperature on the Activity Kinetics of *Nitrobacter*

YU Xue[1,2], SUN Hong-wei[1,2*], LI Wei-wei[3], QI Guo-ping[3], MA Juan[1,2], CHENG Yong-zhi[1,2], LÜ Xin-tao[4]
(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China; 2. Sewage Treatment Industry Technical Center of Gansu Province, Lanzhou 730070, China; 3. Gansu Province Light Industry Research Institute, Lanzhou 730070, China; 4. Research and Development Center of Beijing Drainage Group Co., Ltd., Beijing 100044, China)

Abstract: A sequencing batch reactor (SBR) was operated in this study to investigate the effect of temperature on the kinetics of *Nitrobacter* activity among nitrite oxidizing bacteria. At the beginning of the experiment, the NO_2^--N concentration in the influent was changed to enrich *Nitrobacter*. Then, the sludge with enriched *Nitrobacter* was employed to determine the variation of the specific nitrite oxidation rate (SNiOR) during the nitrite oxidation process in batch tests. Metagenomics species annotation and abundance analysis showed that *Nitrobacter* accounted for 40.3% of the total bacterial population. The variation of SNiOR in the nitrite oxidation process was investigated under different NO_2^--N concentrations. The effect of temperature on the kinetics of *Nitrobacter* was investigated using the Monod model. Furthermore, the kinetics model of the effect of temperature on *Nitrobacter* activity was fitted for statistical analysis. The results showed that SNiOR reached its maximum at 30℃, which was 1.31 g·(g·d)$^{-1}$. Statistical analysis showed that the Monod equation could describe the effect of substrate concentration on *Nitrobacter* activity under different temperature conditions. Calculating the temperature coefficient (θ) in different temperature intervals based on the Phelps equation, showed that when the system temperature is lower than 25℃ or higher than 30℃, the reaction rate is more sensitive to temperature changes.

Key words: *Nitrobacter*; specific nitrite oxidation rate; kinetic; temperature coefficient; metagenome

生物脱氮系统中, 氨氧化菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)和亚硝酸盐氧化菌(nitrite-oxidizing bacteria, NOB)以协同作用共存, 实现氨氮(NH_4^+-N)向硝态氮(NO_3^--N)转化, AOB 将NH_4^+-N氧化为亚硝态氮(NO_2^--N), NOB 将NO_2^--N进一步氧化为NO_3^--N. 其中 NOB 主要是由四类菌属构成: 硝化杆菌属(*Nitrobacter*)、硝化球菌属(*Nitrococuus*)、硝化刺菌属(*Nitrospina*)和硝化螺菌门(Nitrospira)[1]. 有研究表明, *Nitrobacter* 和 Nitrospira 是污水处理系统中最为常见的 NOB 菌属[2], 在高底物浓度、高溶解氧条件下 *Nitrobacter* 含量远高于 Nitrospira[3,4].

目前, 现有研究大多集中于氨氧化过程的控制因素[5,6], 较少研究集中于环境因素对亚硝酸盐氧化过程的影响. 由于 *Nitrobacter* 菌群生长缓慢、对环境因子的变化比较敏感, 所以目前大多污水处理厂面临硝化不完全这一困境, 且污水处理厂污泥中 NOB 占细菌总数比例一般低于 5%, 采用此类污泥研究 NOB 的性质容易影响试验结果的可靠性和稳定性[7]. 此外, 温度变化会导致细菌的生理学变化, 比如细胞膜流动性降低、细菌中酶的活性也存在适应性问题等[8,9]. 而目前鲜有文献报道温度变化对 *Nitrobacter* 菌群活性的影响. 此外, 微生物生化反应动力学的研究已日渐成熟, 提出了许多微生物受单一因素影响的抑制动力学模型[10~16]. 在研

收稿日期: 2018-08-31; **修订日期**: 2018-09-18
基金项目: 国家自然科学基金项目(51668031); 兰州交通大学"百名青年优秀人才培养计划"项目(152022); 甘肃省重点研发计划-工业类项目(17YF1GA009)
作者简介: 于雪(1993~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为高氨氮废水生物脱氮, E-mail: yxjb0805@163.com
* 通信作者, E-mail: 12821306@qq.com

究某种因素对微生物影响时结合动力学模型，并对其进行统计学分析已成为国内外研究热点[17~22]. 生化反应动力学能够最直接地体现基质浓度和降解速率的变化关系，进而描述微生物活性. 因此，本试验在实现 *Nitrobacter* 富集基础上，基于 Monod 模型考察系统温度对 *Nitrobacter* 活性动力学影响，进而采用菲尔普斯方程，获得温度变化对 *Nitrobacter* 活性影响程度，指导生物脱氮技术在理论研究及实际工程中的应用.

1　材料与方法

1.1　试验用水、接种污泥及水质分析项目

本试验用水采用人工模拟废水，其水质特性为：原水采用去离子水，进水 NO_2^--N 通过投加 $NaNO_2$ 溶液实现，初始 pH 通过 1 mol·L^{-1} 盐酸(HCl)溶液和 1 mol·L^{-1} 氢氧化钠(NaOH)溶液调节. 其他成分如下：0.4 g $NaHCO_3$，0.9 g KH_2PO_4，1.2 g K_2HPO_4，0.9mL 微量元素，每升微量元素中含有：1.25 g EDTA、0.55 g $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$、0.4 g $CoCl_2 \cdot 6H_2O$、1.275 g $MnCl_2 \cdot 4H_2O$、0.4 g $CuSO_4 \cdot 4H_2O$、0.05 g $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$、1.375 g $CaCl_2 \cdot 2H_2O$、1.25 g $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ 和 44.4 g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$. 此外，硝化过程中溶解氧(DO)控制在 4 ~ 4.5 mg·L^{-1}，采用加热棒控制反应器内混合液的温度.

本试验接种污泥取自兰州市西固区兰炼污水处理厂氧化沟好氧段污泥，具有良好生物脱氮性能，初始混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)为3 323 mg·L^{-1}.

NO_2^--N、NO_3^--N、混合液悬浮固体浓度(MLSS)及 MLVSS 均采用国家标准方法测定[22]；pH 值、DO 和温度通过 WTW-Multi3420 实时监测；宏基因组物种注释和丰度分析：①污泥样品的 Scaffolds/Scaftigs 序列与 NCBI-NT 数据库中的细菌、古菌、真菌和病毒序列进行 BLASTN 比对(E 值设定为 < 0.001). ②通过 MEGAN[23] 软件采取“最低共同祖先”算法[24]，将参考序列不同物种分枝前的最后一级共同分类作为目标序列的物种分类注释信息. ③结合 Saffolds/Scaftigs 序列在各样本中的丰度数据，获得各样本在各个分类等级上的相对丰度分布.

1.2　*Nitrobacter* 富集装置及运行方式

采用有效容积为 7 L 的 SBR 装置富集 *Nitrobacte*，控制装置内混合液温度为(25 ± 1)℃，pH 为 7.7 ~ 8.1，DO 控制在 4.0 mg·L^{-1}，在线监测 DO 值实时控制硝化终点. 通过梯度提高 NO_2^--N 浓度对接种污泥进行驯化，经过 419 个周期，可处理进水 NO_2^--N 浓度为 700 mg·L^{-1} 的人工模拟废水，驯化后污泥 MLVSS = (1485 ± 35) mg·L^{-1}，具体运行条件见表 1.

表 1　NOB 富集过程运行条件

Table 1　Operational parameters of the enrichment AOB

阶段	NO_2^--N浓度 /mg·L^{-1}	曝气时间 /min	运行周期	阶段	NO_2^--N浓度 /mg·L^{-1}	曝气时间 /min	运行周期	阶段	NO_2^--N浓度 /mg·L^{-1}	曝气时间 /min	运行周期
S_1	10	35	19	S_6	250	450	30	S_{11}	500	390	30
S_2	50	160	20	S_7	300	480	30	S_{12}	550	360	30
S_3	100	320	20	S_8	350	450	30	S_{13}	600	360	30
S_4	150	420	30	S_9	400	420	30	S_{14}	650	360	30
S_5	200	430	30	S_{10}	450	420	30	S_{15}	700	360	30

1.3　温度对 *Nitrobacter* 活性影响批次试验

本试验采用有效容积为 3 L 的 SBR 反应器(高 50 cm，内径 15 cm). 运行方式：瞬时进水(1 min)，硝化(通过在线监测 DO 值实时控制硝化终点)，静置沉淀(30 min)，排水(5 min).

批次试验以富含 *Nitrobacter* 的活性污泥为研究对象，控制恒定 pH(7.5 ± 0.1)、DO 浓度(4.0 ~ 4.5 mg·L^{-1})条件下，通过设定不同 NO_2^--N 浓度，基于批次试验考察不同温度对 *Nitrobacter* 活性及其 Monod 方程动力学参数的影响.

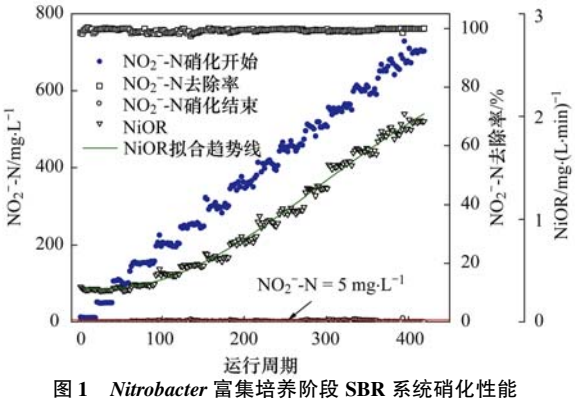


图 1　*Nitrobacter* 富集培养阶段 SBR 系统硝化性能

Fig. 1　Nitrification performance of the SBR system during *Nitrobacter* enrichment

2　结果与讨论

2.1　*Nitrobacter* 的富集培养及群落结构分析

图 1 为 *Nitrobacter* 富集阶段 SBR 系统硝化开始、结束时 NO_2^--N 浓度、亚硝态氮氧化速率(NiOR)以及 NO_2^--N 去除率的变化规律. 试验运行过程中，

进水 NO_2^--N 浓度从 10 mg·L^{-1} 梯度升高到 700 mg·L^{-1}. 可以看出，硝化结束时NO_2^--N浓度均低于 5 mg·L^{-1}，平均值为 2.07 mg·L^{-1}，整个试验周期 NO_2^--N去除率均达到98%以上，系统具有良好的脱氮性能. 此外，由于进水NO_2^--N浓度的增加，NiOR 也逐渐增加［0.32 mg·(L·min)$^{-1}$ → 1.93 mg·(L·min)$^{-1}$］，二者呈正相关. 当NO_2^--N ≥700 mg·L^{-1}时，NiOR 始终维持在 1.80 mg·(L·min)$^{-1}$ 以上，表明 SBR 系统具有良好的亚硝酸盐氧化性能.

对微生物 16S rRNA 基因的特定区域进行靶向测序(Targeted sequencing)，获得 SBR 系统内微生物群落的具体组成结构(图 2). 通过 Origin 9.0 软件，对各样本中的优势物种(取总体丰度前 30 位物种)在属水平上分析并绘制柱状图. 分析发现：各平行样在属水平上微生物类型基本相同，其中 *Nitrobacter* 平均相对丰度为 40.3%. 此外，基因测序结果显示其余菌属在污泥微生物群落中占比均低于5%，表明经过富集培养后 SBR 系统污泥微生物中 *Nitrobacter* 占绝对优势地位.

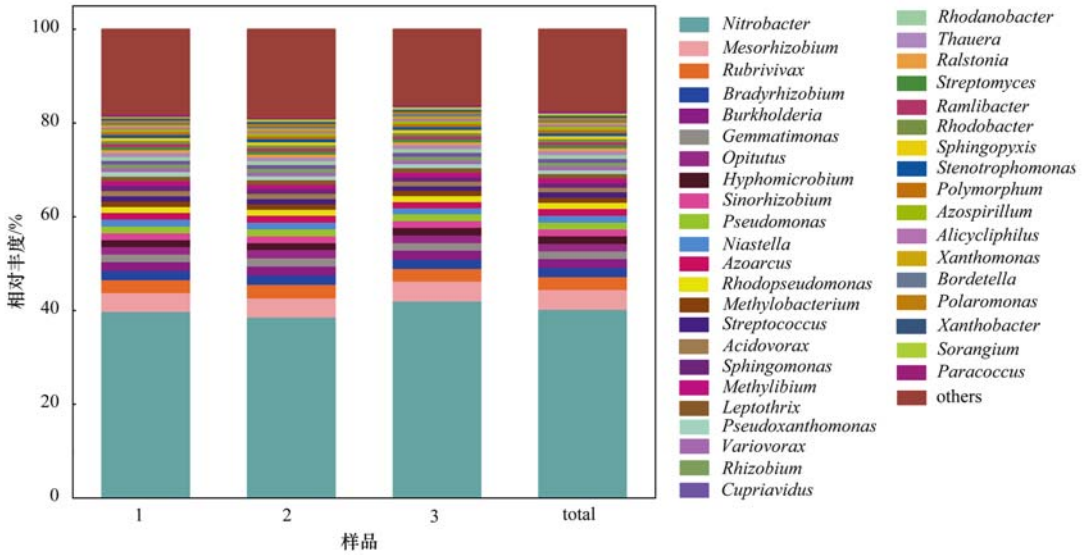


图 2 SBR 系统微生物群落组成结构

Fig. 2 Microbial community composition in the SBR system

2.2 不同温度条件对 *Nitrobacter* 的氧化性能影响

图 3 为不同温度条件下硝化反应开始、结束时 NO_2^--N浓度，比亚硝态氮氧化速率(SNiOR)变化规律. 本试验共运行 246 个周期，分为 3 个阶段. 阶段Ⅰ(第 1 ~ 56 周期)：梯度增加温度(15℃→20℃→25℃→30℃→35℃)，硝化反应开始NO_2^--N浓度与 SNiOR 呈现出相同的变化趋势. 其中，当温度分别为 15、20、25 和 30℃时，随着硝化开始NO_2^--N浓度增加，SNiOR 均呈增加趋势，当 t = 30℃时，r_{max}(最大 SNiOR)达到最大(以 N/VSS 计)，为 1.40 g·(g·d)$^{-1}$. 当温度增加到 35℃时，相比于 30℃条件下 r_{max} 出现明显下降趋势，为 0.82 g·(g·d)$^{-1}$. 阶段Ⅱ(第 57 ~ 217 周期)：*Nitrobacter* 活性恢复阶段，为进一步验证 30℃→35℃时 *Nitrobacter* 活性降低这一现象，本试验在 25℃条件下进行了 160 个周期的 *Nitrobacter* 活性恢复，恢复后硝化反应开始 NO_2^--N = 60.0 mg·L^{-1} 时，SNiOR = 0.97 g·(g·d)$^{-1}$，达到 *Nitrobacter* 活性降低前水平. 阶段Ⅲ(第 218 ~ 246 周期)：梯度增加温度(35℃→38℃→40℃)，r_{max} 呈下降趋势［1.03 g·(g·d)$^{-1}$→0.58 g·(g·d)$^{-1}$→0.32 g·(g·d)$^{-1}$］. 因此，基于 SNiOR 表征 *Nitrobacter* 活性研究发现，当温度介于 15 ~ 30℃时，随着温度的增加，*Nitrobacter* 活性逐渐增加，当温度介于 30 ~ 40℃时，*Nitrobacter* 活性随着温度的增加逐渐降低.

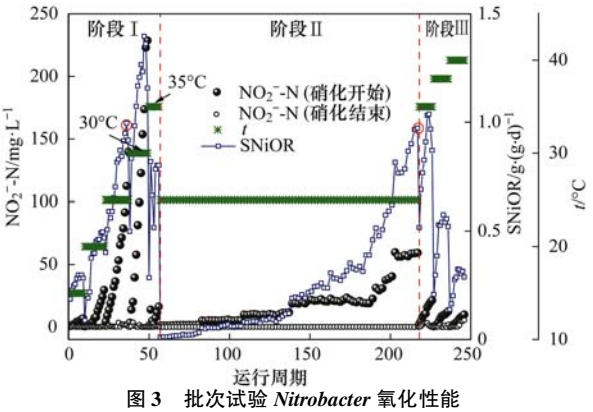


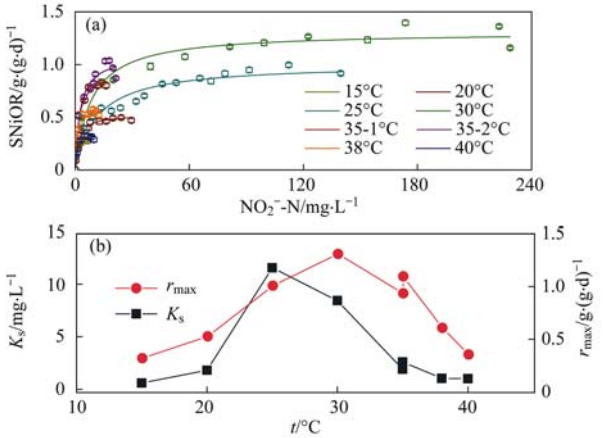
图 3 批次试验 *Nitrobacter* 氧化性能

Fig. 3 Batch test of *Nitrobacter* oxidation performance

2.3 温度对 *Nitrobacter* 菌属 Monod 方程动力学常数影响

为了更好地描述不同温度条件对 *Nitrobacter* 菌属生长动力学影响，采用 Monod 方程对试验数据进

行非线性拟合，分析拟合后动力学参数变化规律，结果如图4所示. 从中可知，在本试验浓度范围内，NO_2^--N浓度对 SNiOR 的影响均符合 Monod 方程[图4(a)]. K_s 为基质半饱和常数(以NO_2^--N计)，其物理意义为基质比降解速率达到最大比降解速率一半($r_{max}/2$)时的底物浓度. 由图4(b)可知，当温度介于15～25℃之间时，K_s 随温度升高而增大，当温度介于25～40℃时，K_s 随温度升高而降低. 拟合结果显示，30℃条件下 r_{max} 达到最大，为 1.31 g·(g·d)$^{-1}$，表明在该温度条件下 *Nitrobacter* 活性最好. 此外，40℃条件下 *Nitrobacter* 活性仅为30℃条件下的27%.



35-1℃是活性恢复前试验，35-2℃是恢复后35℃条件下的试验

图4　不同温度条件下，NO_2^--N对 *Nitrobacter* 活性动力学拟合

Fig. 4　Dynamics fitting of *Nitrobacter* activity to NO_2^--N under different temperature conditions

Monod 方程拟合后 *Nitrobacter* 动力学参数及其统计学分析结果见表2. 其中，可决系数(R^2)可表征试验数据与拟合曲线的接近程度，R^2 越大，试验数据在拟合曲线附近越密集，曲线拟合程度越高. 拟合结果发现不同温度条件下方程可决系数(R^2)均大于0.94，拟合结果较好. 统计学方差分析中 F 值与 P 值均能够预测自变量与因变量的关联程度. F 值是回归方程的显著性检验，P 值表示试验结果可信度，F 值越大，P 值越小，可表明自变量和因变量显著相关，方程拟合度越好，且当 $P<0.05$ 时，自变量可用于预测因变量. 基于方差分析，不同温度条件下 F 值较大，P 值均较小，且 P 值均小于0.001. 综上可知，基于统计学分析，Monod 方程可较好的描述不同温度条件下底物浓度对 *Nitrobacter* 活性影响.

表2　Monod 方程拟合后动力学参数以及统计学分析

Table 2　Monod model fitting parameters and statistical analysis results

温度/℃	动力学参数		统计学参数		
	r_{max}/g·(g·d)$^{-1}$	K_s/mg·L^{-1}	R^2	F 值	P 值
15	0.320	0.611	0.99	5 007.1	1.77×10^{-12}
20	0.527	1.826	0.98	1 880.3	1.47×10^{-14}
25	1.008	11.545	0.94	1 080.6	1.18×10^{-14}
30	1.31	8.423	0.94	1 085.9	6.13×10^{-9}
35	0.934	1.917	0.99	1 551.3	1.79×10^{-8}
35	1.096	2.598	0.96	802.4	2.61×10^{-9}
38	0.608	1.055	0.98	2 089.6	5.74×10^{-12}
40	0.355	1.025	0.96	859.63	2.05×10^{-10}

2.4　不同温度对 *Nitrobacter* 活性影响程度

在污水处理中，温度系数(θ)可以衡量系统温度对反应速率和净化能力的影响[25]. 可采用菲尔普斯方程 $r_2=r_1\cdot\theta^{t_2-t_1}$ 计算系统不同温度区间内的 θ 值，方程中 r 为不同温度(t)条件下基于 Monod 方程拟合后的最大比降解速率(r_{max})，θ 值的大小可反映 *Nitrobacter* 对温度变化的敏感性，θ 值偏离1的程度越大，表明在该温度区间内温度变化对 *Nitrobacter* 活性影响越大. 由图5可知，当 SBR 系统温度介于15～30℃之间时，θ 值均大于1，r_{max} 随着温度的增加而增加，温度与 *Nitrobacter* 活性呈正相关(Ⅰ). 而当系统温度介于30～40℃之间时，θ 值均小于1，r_{max} 随着温度的增加而降低，温度与 *Nitrobacter* 活性呈负相关. 采用 θ 值偏离1的程度

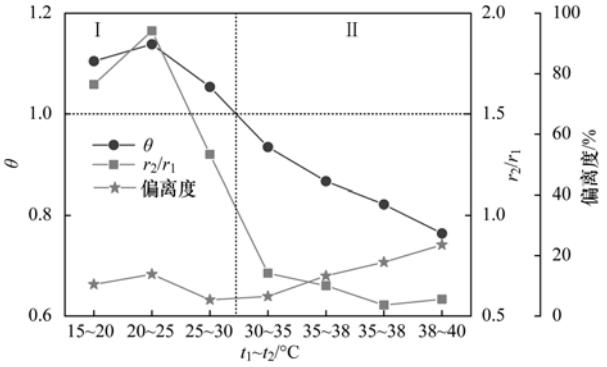


图5　不同温度区间内，温度系数变化规律

Fig. 5　Variation of the temperature coefficient in different temperature ranges

(偏离度)衡量温度对 *Nitrobacter* 活性影响程度发现，当温度介于25～35℃之间时偏离度较小，表明

在此温度范围内温度变化对 *Nitrobacter* 活性影响较小，当系统温度小于25℃或大于35℃，偏离度逐渐增加，表明在此温度范围内温度变化对 *Nitrobacter* 活性影响较大.

3 结论

(1)控制 DO ≥4 $mg \cdot L^{-1}$，$t = 25℃$ 条件下，以 $NaNO_2$ 为唯一能源，通过梯度提高NO_2^--N浓度可实现 *Nitrobacter* 的富集，经过 419 个周期，宏基因组物种注释和丰度分析显示 *Nitrobacter* 占细菌总数 40.3%，*Nitrobacter* 成为优势菌种.

(2)不同温度条件下 Monod 模型均较好地描述基质底物浓度对 *Nitrobacter* 活性的影响. 拟合结果显示，30℃ 条件下 SNiOR 达到最大，为 1.31 $g \cdot (g \cdot d)^{-1}$，表明在该温度条件下 *Nitrobacter* 活性最好.

(3)基于菲尔普斯方程计算不同温度区间内 θ 值可知，当系统温度低于 25℃ 或高于 30℃ 时，*Nitrobacter* 活性随温度变化越敏感.

参考文献：

[1] Stackebrandt E, Goebel B M. Taxonomic note: a place for DNA-DNA reassociation and 16S rRNA sequence analysis in the present species definition in bacteriology[J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 1994, **44**(4): 846-849.

[2] Peng Y Z, Zhu G B. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2006, **73**(1): 15-26.

[3] Spieck E, Hartwig C, Cormack I, *et al*. Selective enrichment and molecular characterization of a previously uncultured Nitrospira-like bacterium from activated sludge [J]. Environmental Microbiology, 2006, **8**: 405-415.

[4] 包鹏，王淑莹，马斌，等. 不同溶解氧间歇曝气对亚硝酸盐氧化菌的影响[J]. 中国环境科学，2016，**36**(9)：2696-2702.
Bao P, Wang S Y, Ma B, *et al*. Effect of dissolve oxygen on the microbial community of the nitrite-oxidizing bacteria in an intermittent aeration reactor[J]. China Environmental Science, 2016, **36**(9): 2696-2702.

[5] 孙洪伟，尤永军，赵华南，等. 游离氨对硝化菌活性的抑制及可逆性影响[J]. 中国环境科学，2015，**35**(1)：95-100.
Sun H W, You Y J, Zhao H N, *et al*. Inhibitory effect of free ammonia on the activity of nitrifying bacteria and recoverability [J]. China Environmental Science, 2015, **35**(1): 95-100.

[6] Gabarró J, Ganigué R, Gich F, *et al*. Effect of temperature on AOB activity of a partial nitritation SBR treating landfill leachate with extremely high nitrogen concentration [J]. Bioresource Technology, 2012, **126**: 283-289.

[7] 张宇坤，王淑莹，董怡君，等. 游离氨和游离亚硝酸对亚硝态氮氧化菌活性的影响[J]. 中国环境科学，2014，**34**(5)：1242-1247.
Zhang Y K, Wang S Y, Dong Y J, *et al*. Effect of FA and FNA on activity of nitrite-oxidising bacteria[J]. China Environmental Science, 2014, **34**(5): 1242-1247.

[8] Madigan M T, Martinko J M, Parker J. Brock biology of microorganisms[M]. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall, 2000.

[9] 吴鹏，陆爽君，徐乐中，等. 温度对 ABR-MBR 复合工艺处理生活污水的影响及其微生物群落分析[J]. 环境科学，2014，**35**(9)：3466-3472.
Wu P, Lu S J, Xu L Z, *et al*. Effects of temperature on combined process of ABR and MBR for domestic sewage treatment and analysis of microbial community [J]. Environmental Science, 2014, **35**(9): 3466-3472.

[10] Goudar C T, Ganji S M, Pujar B G, *et al*. Substrate inhibition kinetics of phenol biodegradation [J]. Water Environmental Research, 2000, **72**(1):50-55.

[11] Edwards V H. The influence of high substrate concentrations on microbial kinetics[J]. Biotechnology and Bioengineering, 1970, **12**(5): 679-712.

[12] Andrews J F. A mathematical model for the continuous culture of microorganisms utilizing inhibitory substrates[J]. Biotechnology and Bioengineering, 1968, **10**(6): 707-723.

[13] Haldane J B S. Enzymes[M]. London: Longmans Green and Co, 1930.

[14] Aiba S, Shoda M, Nagatani M. Kinetics of product inhibition in alcohol fermentation [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1968, **10**(6): 845-864.

[15] Tessier G. Croissance des populations bactériennes et quantité d'aliment disponible[J]. Reviews Science, 1942, **80**: 209-216.

[16] Luong J H T. Generalization of Monod kinetics for analysis of growth data with substrate inhibition [J]. Biotechnology and Biochemistry, 1987, **29**(2): 242-248.

[17] Han K, Levenspiel O. Extended monod kinetics for substrate, product, and cell inhibition [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1988, **32**(4): 430-437.

[18] Park S W, Bae W. Modeling kinetics of ammonium oxidation and nitrite oxidation under simultaneous inhibition by free ammonia and free nitrous acid[J]. Process Biochemistry, 2009, **44**(6): 631-640.

[19] Carrera J, Jubany I, Carvallo L, *et al*. Kinetic models for nitrification inhibition by ammonium and nitrite in a suspended and an immobilised biomass systems[J]. Process Biochemistry, 2004, **39**(9): 1159-1165.

[20] Ciudad G, Werner A, Bornhardt C, *et al*. Differential kinetics of ammonia-and nitrite-oxidizing bacteria: A simple kinetic study based on oxygen affinity and proton release during nitrification [J]. Process Biochemistry, 2006, **41**(8): 1764-1772.

[21] 唐崇俭，熊蕾，王云燕，等. 高效厌氧氨氧化颗粒污泥的动力学特性[J]. 环境科学，2013，**34**(9)：3544-3551.
Tang C J, Xiong L, Wang Y Y, *et al*. Kinetic characteristics of high-rate ANAMMOX granules [J]. Environmental Science, 2013, **34**(9): 3544-3551.

[22] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第三版). 北京：中国环境科学出版社，1997.

[23] Huson D H, Mitra S, Ruscheweyh H J, *et al*. Integrative analysis of environmental sequences using MEGAN4 [J]. Genome Research, 2011, **21**(9): 1552-1560.

[24] Huson D H, Auch A F, Qi J, *et al*. MEGAN analysis of metagenomic data[J]. Genome Research, 2007, **17**(3): 377-386.

[25] 张自杰，彭永臻. 对菲尔普斯(Phelps)公式、温度系数 θ 的实用价值与理论意义的探讨[J]. 哈尔滨建筑工程学院学报，1983，(2)：71-80.

HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 3
Environmental Science (monthly) Mar. 15, 2019

CONTENTS