

工艺与设备

序批式生物膜反应器常温亚硝化启动试验研究

李占¹, 李冬¹, 陶晓晓¹, 王俊安¹, 张杰²

(1. 北京工业大学水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 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: 常温条件下, 采用序批式生物膜反应器处理城市生活污水经 A/O 处理的二级出水, 研究曝气量、温度等对亚硝化启动的影响。试验初期反应器自然挂膜, 采用高浓度游离氨 (FA) 和低浓度溶解氧 (DO) 联合抑制的方法抑制亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的生长, 使氨氧化菌 (AOB) 成为反应器内的优势菌种。试验结果表明 12d 即可完成序批式生物膜反应器硝化生物膜的培养和富集, 挂膜速度较快; 在不影响亚硝化反应的前提下, 低浓度 DO 可以有效抑制 NOB 的生长, 有利于 AOB 成为反应器内优势菌种, 且不影响进水氨氮转化率; 低氨氮浓度条件下, 较低的温度对 AOB 的活性有抑制作用, 而缩短曝气时间并不能稳定提高亚硝酸盐氮的积累率。

关键词: 序批式生物膜反应器; 短程硝化; 城市生活污水; 生物脱氮; 常温

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

文章编号: 0253-4320(2010)10-0069-05

Start-up experiment of shortcut nitrification in sequencing batch biofilm reactor under room temperature

LI Zhan¹, LI Dong¹, TAO Xiao-xiao¹, WANG Jun-an¹, ZHANG Jie²

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

Abstract: Under room temperature, for learning the effects of aeration and temperature on start-up of shortcut nitrification, secondary effluent which is got from domestic wastewater after A/O process is treated in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR). In the initial experiment, the SBBR is filmed naturally, and then nitrite oxidizing bacteria (NOB) are restrained by keeping high concentration of FA and low concentration of DO in order to make ammonia oxidizing bacteria (AOB) be the dominant bacterium. The tested results prove that the nitrification biofilm in SBBR is cultivated and enriched successfully in 12 days, it is fast to get film. On the assumption that shortcut nitrification is not impacted, NOB could be restrained effectively in low concentration of DO, it is favorable for AOB to be the superior bacterium in the reactor and ammonia nitrogen transformation of influent is not impacted. On the condition of low concentration of ammonia nitrogen, lower temperature restrains the activity of AOB, and nitrite accumulation rate could not increase steadily by shortening the aeration time.

Key words: sequencing batch biofilm reactor; shortcut nitrification; domestic wastewater; biological nitrogen removal; room temperature

在众多的新型脱氮工艺中, 目前国内外研究较多的为 SHARON-ANAMMOX 工艺, 与传统的硝化反硝化相比, 厌氧氨氧化不需要外加有机碳源, 并且节省了 25% 的需氧量, 在工程应用中可以降低投资和运行费用。然而厌氧氨氧化反应要求进水温度高 (30℃)、且氨氮和亚硝酸盐氮的质量浓度比约为 1:1.3, 这就大大限制了厌氧氨氧化工艺的推广和应用。目前, 该工艺主要应用于高温、高氨氮废水的处理。城市生活污水氨氮质量浓度一般约为 65

mg/L, 且亚硝酸盐氮质量浓度较低, 一般小于 2 mg/L, 若要实现城市生活污水的厌氧氨氧化, 就需要对其进行亚硝化, 为厌氧氨氧化提供稳定适宜的进水。亚硝化反应器启动的关键在于使 AOB 成为硝化菌群中的优势菌种, 从而维持稳定的高亚硝酸盐氮积累率^[1-6]。

目前, 国内外关于亚硝化的研究, 大都将水温控制在 30~40℃, 在高温条件下 AOB 的生长速率明显高于 NOB, 实现亚硝化耗时较短。然而, 实际

收稿日期: 2010-06-17

基金项目: 国家自然科学基金 (50878003); 北京市自然科学基金 (8092006); 城市水资源与水环境国家重点实验室开放基金; 国家科技重大专项-水专项 (2008ZX07208-003-003; 2008ZX07420-004-BJUT001; 2008ZX07208-005-003); 北京工业大学第八届研究生科技基金项目 (ykj-2010-3405) 资助

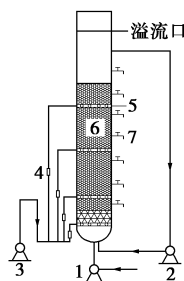
作者简介: 李占 (1986-), 男, 硕士生; 李冬 (1976-), 女, 博士, 教授, 主要从事水处理及水环境恢复方面的研究, 通讯联系人, lidong2006@bjut.edu.cn。

城市生活污水的水温一般为 10 ~ 20℃, 而相关研究报告指出亚硝化的适宜温度为 30 ~ 35℃, 工程应用中通过升高温度启动亚硝化不现实。近些年对于亚硝化的研究多使用活性污泥法, 而对序批式生物膜反应器的亚硝化研究报道甚少^[7-8]。笔者针对常温条件下序批式生物膜反应器亚硝化的启动进行了研究, 以期城市生活污水亚硝化提供基础资料。

1 材料和方法

1.1 试验装置

试验装置采用序批式生物膜反应器(见图 1), 由有机玻璃制成, 有效容积为 42 L, 采用表面有较多孔隙的陶砾为填料。装置内部共设有 4 个曝气环, 距底端筛板距离分别为 0、40、100、160 cm。进水和内循环均采用最大转速为 300 r/min 的兰格 BT300-2J 蠕动泵。



1—进水泵; 2—内循环泵; 3—曝气泵; 4—气体流量计;
5—曝气环; 6—填料(陶砾); 7—取样口

图 1 序批式生物膜反应器装置图

1.2 试验用水

试验进水采用某大学教工家属小区生活污水经

表 1 试验进水水质

水质指标	COD 质量 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	NH_4^+-N 质量 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	NO_2^--N 质量 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
数值范围	30 ~ 70	43 ~ 315	0.00 ~ 1.99
水质指标	NO_3^--N 质量 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	pH	总磷(TP)质量 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
数值范围	0.00 ~ 5.70	7.71 ~ 8.43	4 ~ 7

A/O 处理的二级出水, 因试验要求在抑制 NOB 阶段人工增加进水氨氮浓度, 综合考虑其水质如表 1 所示。

1.3 水质分析方法

pH: Testr 10 便携式 pH 计; 氨氮质量浓度: 纳氏试剂光度法; 亚硝酸盐氮: *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法; 硝酸盐氮: 麝香草酚分光光度法; DO 浓度: 便携式溶解氧仪 CellOx 325; 化学需氧量(COD)质量浓度: 碧月牌 5B-3B 型 COD 快速测定仪; TP 质量浓度: 碧月牌 5B-3B 型 TP 快速测定仪^[9]。

1.4 试验方法

序批式生物膜反应器每个运行周期包括 4 个阶段, 分别为进水、曝气、排水和闲置, 由于生物膜反应器具有截污能力, 起到了二次沉淀的作用, 因此运行周期与 SBR 法不同之处在于不需要设置沉淀期。

试验首先采用自然挂膜的方式培养和富集硝化生物膜, 待生成大量 NOB 后, 通过增加进水氨氮浓度和降低曝气量的方法, 抑制 NOB 的生长, 使硝化反应停留在亚硝化阶段, 至 AOB 占有竞争优势, 成为反应器内的优势菌种后, 降低进水氨氮浓度, 以符合城市生活污水水质。试验主要包括三大部分, 分别为: 硝化生物膜的培养和富集、NOB 的抑制和低氨氮亚硝化稳定性研究。各阶段的运行工况如表 2 所示。

表 2 试验各阶段运行工况

试验阶段	曝气量/ $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	周期内曝气 时间/h	周期数	运行 天数
硝化生物膜的 培养和富集	(0.3, 0.2, 0.2, 0)	24	12	12
NOB 的抑制	(0.1, 0, 0.1, 0)	5	7	7
	(0.1, 0, 0, 0)	5	39	39
低氨氮亚硝化 稳定性研究	(0.06, 0, 0, 0)	2	6	3
	(0.06, 0, 0, 0)	1	15	5
	(0.04, 0, 0, 0)	1	12	4

(上接第 68 页)

- [2] Powell A K, Harvey D J. Stabilization of sialic acids in N-linked oligosaccharides and gangliosides for analysis by positive ion matrix-assisted laser desorption/ionization mass spectrometry[J]. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 1996, 10: 1027 - 1032.
- [3] Ciucanu I. Per-O-methylation reaction for structural analysis of carbohydrates by mass spectrometry[J]. Analytica Chimica Acta, 2006, 576: 147 - 155.
- [4] Needs P W, Selvendran R R. Avoiding oxidative degradation during sodium hydroxide/methyl iodide-mediated carbohydrate methylation

in dimethyl sulfoxide[J]. Carbohydrate Research, 1992, 245: 1 - 10.

- [5] Ciucanu I, Costello C E. Elimination of oxidative degradation during the per-O-methylation of carbohydrates[J]. Journal of American Chemical Society, 2003, 125: 16213 - 16219.
- [6] 李洪青, 邹华生, 刘会冲. 乙基纤维素的一步法合成与表征[J]. 精细与专用化学品, 2005, 13(1): 20 - 22.
- [7] 李洪青, 邹华生, 刘会冲. 一步法合成乙基纤维素的实验研究[J]. 精细化工中间体, 2005, 35(1): 35 - 37.
- [8] 李洪青, 邹华生, 肖磊, 等. 高取代度乙基纤维素的一步法合成机理及研究[J]. 涂料工业, 2005, 35(7): 16 - 20. ■

2 结果与讨论

2.1 硝化生物膜的培养和富集

多数研究者采用接种硝化污泥的方法培养生物膜^[10],但是硝化污泥中存在大量的异养微生物,在以硝酸盐积累率为评价标准衡量 NOB 的生长状况时,就会造成一定的干扰,因此本试验采用自然生长的方法培养 NOB。在序批式生物膜反应器内加入家属小区生活污水经 A/O 处理的二级出水,大量曝气为硝化反应提供足够的溶解氧。

在硝化生物膜培养和富集试验中,为了培养硝化菌,保证硝化反应进行完全,调节各曝气装置曝气量自下而上分别为(0.3、0.2、0.2、0 m³/h),控制曝气时间为 24 h。该时期进水氨氮转化率及出水硝酸盐氮积累率见图 2,进水氨氮浓度、出水氨氮浓度、出水亚硝酸盐氮浓度及出水硝酸盐氮浓度见图 3。

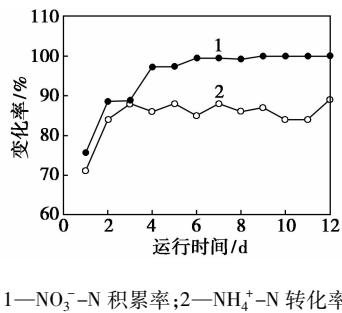


图2 氨氮转化率及硝酸盐氮积累率变化

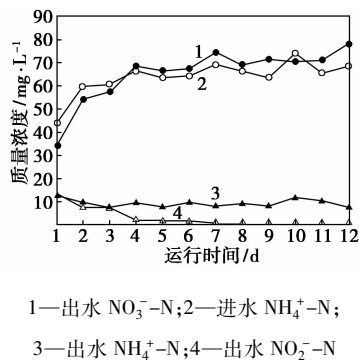


图3 培养和富集过程中浓度变化情况

由图 2 可知,在总曝气量为 0.7 m³/h,曝气时间为 24 h 的工况下,运行 4 d 后,硝酸盐氮积累率逐渐达到 90%,6 d 后已经达到 99%,说明 NOB 增殖速度较快,9~12 d 硝酸盐氮积累率稳定维持在 100%,表明序批式生物膜反应器内已经聚集大量 NOB,同时自第 2 d 起,进水氨氮转化率即高达 84%,且没有下降的趋势,说明反应器内硝化菌活性较高。另外需要指出,在第 1 d 运行时即出现氨氮转化率为 71%,硝酸盐氮积累率约 76% 的现象,经

分析认为由于培养硝化生物膜时使用经 A/O 处理后的小区生活污水,水中含有部分 NOB,随进水进入反应器并停留在填料内部造成的。

由图 3 可知,经 24 h 曝气后出水中氨氮质量浓度均保持在 10 mg/L 左右,可见系统培养的 NOB 的硝化性能良好,可以高效地将进水中氨氮转化为硝酸盐氮。反应器运行开始阶段,出现少量亚硝酸盐氮的积累,这主要是由于系统中的 AOB 相对于 NOB 略占优势,而运行 7 d 后,NOB 在曝气充足的条件下大量增殖,相对于 AOB 占有一定的优势,并使亚硝酸盐氮全部转化为硝酸盐氮。每一周期结束后立即进行排水,由于陶砾比表面积较大,使得反应器内残留少量出水,参与下一周期的反应,由于残留出水中硝酸盐氮含量相对进水较高,因此自第 4 d 开始出现出水硝酸盐氮浓度高于进水氨氮浓度的现象。

2.2 NOB 的抑制

序批式生物膜反应器在总曝气量为 0.7 m³/h,曝气时间为 24 h 的工况下运行 12 d 后,出水中氨氮质量浓度保持在 10 mg/L 左右,没有亚硝酸盐氮积累,硝酸盐氮积累率稳定维持在 100%,NOB 大量聚集,且硝化性能良好,硝化生物膜培养、富集成功。

硝化生物膜已经培养成熟,为了达到亚硝化,实现亚硝酸盐氮积累,需要抑制 NOB 的生长,使硝化反应停留在亚硝化阶段。研究表明,抑制 NOB 并优选 AOB 过程中 2 个重要的影响因素为游离氨浓度 (FA) 和生物膜溶解氧 (DO)。Ahthonisen 认为 FA 会对 AOB 和 NOB 的活性产生抑制作用,但 NOB 比 AOB 更敏感(已有研究指出 FA 对 AOB 的抑制质量浓度为 10~50 mg/L,对 NOB 的抑制质量浓度为 0.1~1.0 mg/L)。为了抑制 NOB 的增长,该试验通过提高进水氨氮浓度来增加 FA 浓度,以达到优选 AOB 的目的。根据 Ford 在 1980 年推导出的游离氨计算公式得出 (FA 计算公式如下)^[11],试验温度 20℃ 左右,进水 pH 为 8 的条件下,若 FA 质量浓度为 10 mg/L,经计算得出氨氮质量浓度为 210 mg/L;若 FA 质量浓度为 15 mg/L,氨氮质量浓度为 315 mg/L。为了探明在抑制条件下 AOB 和 NOB 的竞争关系,本试验尝试选择 FA 质量浓度为 15 mg/L 进行研究。

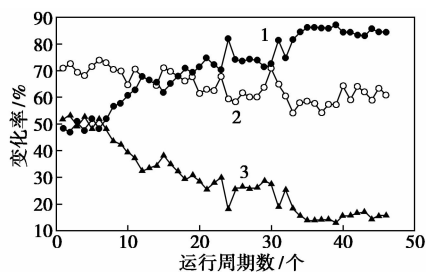
$$FA = \frac{17}{14} \times \frac{\rho_{\text{NH}_4^+-\text{N}} \times 10^{\text{pH}}}{\exp[6334/(273 + T)] + 10^{\text{pH}}} \quad (1)$$

式(1)中 FA 为游离氨质量浓度 (mg/L); T 为反应器中水体的温度 (°C); $\rho_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 为氨氮质量浓度 (mg/L)。

国内外研究指出一般的硝化反应所需要的 DO

质量浓度为 0.5 ~ 2.5 mg/L,为了使硝化作用进行完全,须保证 DO 质量浓度在 2 mg/L 以上^[12]。在 DO 较高的情况下,亚硝酸盐氮很容易被氧化为硝酸盐氮,硝酸盐的含量应比亚硝酸盐的含量要高,这是因为在氨的生物氧化过程中,虽然 NOB 氧化 NO₂⁻-N 的能量是 AOB 氧化 NH₄⁺-N 能量的 5 倍,但是在能量充足的情况下,硝化反应进行完全,产生大量硝酸盐氮,亚硝酸盐氮积累甚少^[13]。因此,为了抑制 NOB 的生长,需要将 DO 质量浓度严格控制在低于 0.5 mg/L 的水平。

硝化生物膜培养及富集试验中序批式生物膜反应器内聚集了大量的 NOB,采用高 FA 低 DO 浓度联合作用的方法抑制 NOB,使 AOB 成为反应器内的优势菌种。控制进水氨氮质量浓度为 315 mg/L 左右,调节各曝气装置曝气量自下而上分别为(0.1、0、0.1、0 m³/h),曝气时间设定为 5 h,可以有效地控制硝化反应,使其消耗部分碱度后,反应器内的 pH 仍保持在 7.0 以上。运行初期,亚硝酸盐氮的积累率基本维持在 50% 的水平(见图 4),并且没有明显的增长趋势,说明较多 NOB 能够适应反应器内的环境,在上述曝气量下依然可以继续生存。运行 7 d 之后关闭其他部位曝气,只保留最底端曝气,气量大小为 0.1 m³/h。由图 4 可知,改变曝气方式之后,亚硝酸盐氮的积累率呈现明显的增长趋势,生物膜表面的 DO 不足以为 NOB 参与的硝化反应提供充足的能量,因此,硝酸盐氮的积累率开始迅速下降。运行至第 34 d 时亚硝酸盐氮的积累率达到 85%,并且能够稳定维持,硝酸盐氮的积累率相对降低到 15% 以下,且没有增长趋势。降低曝气量后,进水氨氮的转化率无明显下降趋势,而存在波动的原因在于 A/O 出水中氨氮浓度存在一定的波动。可见,在不影响亚硝化反应的前提下,低浓度 DO 可以有效抑制 NOB 的生长,有助于 AOB 成为反应器内优势菌种,且不影响进水氨氮转化率。

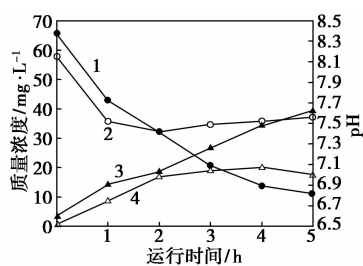


1—NO₂⁻-N 积累率;2—NH₄⁺-N 转化率;3—NO₃⁻-N 积累率

图 4 洗脱 NOB 阶段 NH₄⁺-N 转化率及 NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 积累率

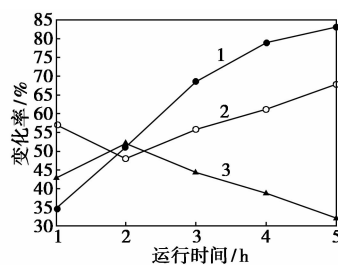
2.3 较低温度下低氨氮亚硝化的稳定性

上述试验中,通过高浓度 FA 和低浓度 DO 控制,序批式生物膜反应器亚硝酸盐氮的积累率,可以稳定维持在 85% 左右,氨氮的转化率在工况调节过程中不受影响。而城市生活污水属于低氨氮水质(氨氮质量浓度一般为 60 ~ 70 mg/L),该实验将进水中氨氮质量浓度调节至 60 ~ 70 mg/L。进行了周期为 5 h 的典型周期试验,试验过程中进出水氨氮、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的浓度见图 5,各时段出水的氨氮转化率、亚硝酸盐氮积累率及硝酸盐氮积累率见图 6。根据抑制 NOB 试验中确定的运行工况,在典型周期试验过程中只开启最底端曝气装置,设定曝气量为 0.1 m³/h,曝气时间(即典型周期试验耗时)为 5 h。由图 5 可见,在上述工况下运行,整个周期试验过程中各时段出水中硝酸盐氮浓度一直高于亚硝酸盐氮浓度,运行 2 h 时两者浓度之差最小,氨氮浓度逐渐减小,且氨氮转化速率比较均匀。由图 6 可知,亚硝酸盐氮积累率在 2 h 时最高,为 52%,之后由于继续曝气的作用,亚硝酸盐氮的积累率呈逐渐降低趋势。综合上述试验结果,考虑在进水氨氮浓度降低后对工况进行适当的调节,由于典型周期试验中亚硝酸盐氮的积累率总体较低,最高值为 52%,故将曝气量下调至 0.06 m³/h,曝气时间缩短为 2 h。



1—NH₄⁺-N 浓度;2—pH;3—NO₃⁻-N 浓度;4—NO₂⁻-N 浓度

图 5 典型周期试验中浓度及 pH 的变化

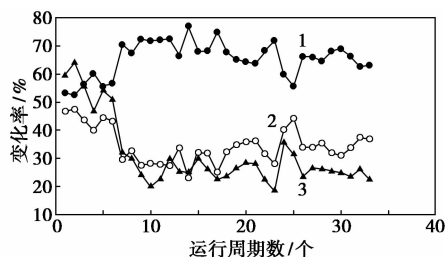


1—NH₄⁺-N 转化率;2—NO₂⁻-N 积累率;3—NO₃⁻-N 积累率

图 6 典型周期试验中氮变化率情况

序批式生物膜反应器按上述工况运行(见

图7),初期运行结果显示,当试验温度为16℃左右,曝气量为0.06 m³/h,曝气时间为2 h时,亚硝酸盐氮积累率仍然不高,平均水平为56%,该试验条件下难以有效地抑制NOB,使AOB成为反应器内的优势菌种。运行6个周期后发现,曝气时间为1 h时亚硝酸盐氮积累率最高,由于曝气量较大,为了避免过量曝气,缩短曝气时间为1 h。改变运行工况后发现,第7个周期的亚硝酸盐氮积累率达到了70%,而由于反应时间的缩短,氨氮的转化率降低至32%,这表明缩短曝气时间会降低氨氮的转化率。该试验条件下,亚硝酸盐氮的积累率波动较大,运行至第17个周期后出现明显下降的现象,说明在平均温度为15℃,曝气量为0.06 m³/h,曝气时间为1 h的试验条件下,AOB的竞争优势较小。因此考虑继续减小曝气量,即在第21个周期运行结束后调整曝气量至0.04 m³/h,保证曝气时间不变,由此导致了氨氮转化率的降低和亚硝酸盐氮积累率的短时升高,之后开始下降并维持在64%左右。可见,AOB的竞争优势在较低温度条件下,仅通过降低溶解氧的手段难以进一步得到提高。



1—NO₂⁻-N 积累率;2—NO₃⁻-N 积累率;3—NH₄⁺-N 转化率

图7 低氨氮短程硝化阶段三氮变化率情况

综上分析,在低氨氮浓度条件下,当温度低于20℃时,AOB的活性受到抑制,缩短曝气时间不能显著提高亚硝酸盐氮的积累率,亚硝化效果不稳定。

3 结论

(1)不接种硝化污泥的情况下,序批式生物膜反应器在总曝气量为0.7 m³/h,曝气时间为24 h工况下运行12 d,即可聚集大量NOB,硝化性能良好,硝酸盐氮积累率稳定维持在100%,可见NOB自然生长速率较快,有利于硝化生物膜的培养和富集。

(2)采用高浓度FA低浓度DO联合作用的方法抑制NOB,保持进水中氨氮质量浓度为315 mg/L左右,曝气量为0.1 m³/h,曝气时间为5 h,运行39 d后,亚硝酸盐氮积累率达到85%,并且能够稳定维持。在不影响亚硝化反应的前提下,低浓度DO可

以有效抑制NOB的生长,有利于AOB成为反应器内优势菌种,不影响进水氨氮转化率,系统运行较稳定。

(3)传统研究表明,当FA质量浓度为10~50 mg/L时,对AOB和NOB均产生抑制作用,该试验在FA质量浓度为15 mg/L的条件下有效抑制了NOB的生长,同时大量富集了AOB,高浓度氨氮条件下成功启动了亚硝化反应器,且运行稳定。

(4)在低氨氮浓度条件下,当温度低于20℃时,序批式生物膜反应器亚硝化启动过程中,AOB的活性受到抑制,缩短曝气时间并不能提高亚硝酸盐氮积累率。因此,较低温度条件下,低氨氮城市生活污水亚硝化的工程化应用仍面临着亟待解决的关键科学问题。

参考文献

- [1] 王俊安,李冬,张杰.城市污水再生全流程优化理念与系统设计[J].现代化工,2009,29(3):60-65.
- [2] Balmelle B. Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification [J]. Wat Sci Tech, 1992, 26: 1018-1019.
- [3] Voet J P. Removal of nitrogen from highly nitrogenous wastewater [J]. WPCF, 1975, 47(4):394-398.
- [4] Milke S, Jetten M, Van Loosdrecht M C M. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system [J]. Wat Sci Tech, 1997, 35(9):171-180.
- [5] Helder W, Vries R. Estuarine nitrite maxima and entrifying bacteria (Ems-Dollard estuary) [J]. Neth J Sea Res, 1983, 17(1):1-18.
- [6] Van Dongen U, Jetten M S M, Van Loosdrecht M C M. The SHARON-ANAMMOX process of treatment ammonium rich wastewater [J]. Water Sci Technol, 2001, 44(1):153-160.
- [7] Van Kempen. Overview: Full scale experience of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering [J]. Water Science and Technology, 2001, 44(1):145-152.
- [8] 方芳,杨国红,郭劲松,等.溶解氧和曝停比对单级自养脱氮工艺影响实验研究[J].环境科学,2007,28(9):1975-1980.
- [9] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社,2002.
- [10] 曾薇,彭玉臻,李磊,等.生活污水常温处理系统中AOB与NOB竞争优势的调控[J].环境科学,2009,30(5):1430-1436.
- [11] Ford D L. Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewaters [J]. Water Pollute Contr Fed, 1980, 52: 2726-2746.
- [12] 胡宝兰,郑平,冯孝善.新型生物脱氮技术的工艺研究[J].应用与环境生物学报,1999,5(增刊):68-73.
- [13] 邹联沛,张立秋,王宝贞,等.MBR中DO对同步硝化反硝化的影响[J].中国给水排水,2001,17(6):10-14. ■