

专论与综述

同步硝化反硝化机理的研究进展*

杨 麒 李小明** 曾光明 谢 珊 刘精今

(湖南大学环境科学与工程系 长沙 410082)

摘要: 结合近年来国内外脱氮的最新研究成果,从宏观环境理论、微环境理论和微生物学理论方面对同步硝化反硝化的产生机理进行了综述,并提出了今后在好氧颗粒污泥实现同步硝化反硝化、脱氮除磷一体化等方面的研究发展方向。

关键词: 同步硝化反硝化,宏观环境,微环境,生物学

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 0253-2654(2003)04-0088-04

STUDY PROGRESS ON MECHANISM FOR SIMULTANEOUS NITRIFICATION AND DENITRIFICATION

YANG Qi LI Xiao-Ming ZENG Guang-Ming XIE Shan LIU Jing-Jin

(Department of Environmental Science and Technology, Hunan University, Changsha 410082)

Abstract: According to the latest research findings on nitrogen removal in both domestic and abroad, the mechanism for simultaneous nitrification and denitrification (SND) was reviewed and analyzed in various aspects including macroenvironment and microenvironment theory as well as biology theory. The works such as the realization of SND by aerobic granular sludge, simultaneous nitrogen and phosphorus removal, which could be done in the future, were proposed.

Key words: Simultaneous nitrification and denitrification, Macroenvironment, Microenvironment, Biology

氮是造成水体富营养化和环境污染的重要污染物质,控制排放污水中的氮、磷越来越受到重视,研究具有高效脱氮除磷功能的工艺越来越重要。根据传统的脱氮理论^[1]:氨氮的去除是通过硝化和反硝化两个独立过程实现的,由于对环境的要求不同,两过程不能同时发生。现行的生物脱氮工艺是把硝化和反硝化作为两个独立的阶段分别安排在不同的反应器中(空间上)或者利用间歇的好氧和厌氧条件(时间上)实现氮的去除,往往造成系统复杂,能耗较大,且运行管理不便。

在同一处理系统中实现同步硝化反硝化过程,硝化反应的产物可直接成为反硝化反应的底物,避免了硝化过程中 NO_3^- 的积累对硝化反应的抑制,加速了硝化反应的速度;而且,反硝化反应中所释放出的碱度可部分补偿硝化反应所消耗的碱,能使系统中的pH值相对稳定;另外,硝化反应和反硝化反应可在相同的条件和系统下进行,简化了操作的难度。实现同步硝化反硝化并达到两过程的动力学平衡,将大大简化生物

* 国家自然科学基金资助项目 (No. 70171055、50179011)

Project Granted by Chinese National Natural Science Fund (No. 7017105 50174011)

国家高技术研究发展计划项目 (“863”项目)

Project of Chinese National Programs for High Technology Research and Development (No. 863project)

湖南省自然科学基金资助项目 (No. WJ2002101)

** 联系人

收稿日期: 2002-09-06, 修回日期: 2002-10-18

脱氮工艺并提高脱氮效率,从而节省投资、提高处理效率。因此,近年来国内外对同步硝化反硝化(simultaneous nitrification and denitrification 简称 SND)生物脱氮开展了深入的研究。

本文将结合近年来国内外最新研究成果,从宏观环境、微观环境和微生物学角度对同步硝化反硝化形成机理加以综述。

1 实现同步硝化反硝化的机理

1.1 宏观环境理论 很早以前,在那些没有明显的缺氧及厌氧段的活性污泥工艺中,人们就多次观察到曝气系统中的氮的非同化损失,其损失量随控制条件的不同约在10%~20%左右^[2,3]。

一般而言,即使在好氧条件为主的活性污泥系统中,特别是采用点源性曝气装置或曝气不均匀时,往往会出现较大范围的局部缺氧的环境,此为生物反应器的大环境,即宏观环境。例如:在生物膜反应器中,由于基质浓度和膜厚变化的影响,形成膜内的缺氧区,其他如RBC、SBR反应器及氧化沟等也存在类似的现象。事实上,在生产规模的生物反应器中,完全均匀的混合状态并不存在,因此在曝气阶段出现某种程度的反硝化即同步硝化反硝化的现象是完全可能的。

1.2 微环境理论 微环境理论是从物理学角度对同步硝化反硝化现象进行解释,该理论考虑活性污泥和生物膜的微环境中各种生态因子(如溶解氧、有机物及其它营养物质)的传递与变化(如图1所示),各类微生物的代谢活动及其相互关系,以及微环境的物理、化学和生物条件或状态的变化。

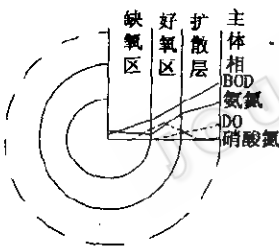


图1 微生物絮体内反应区的分布和底物浓度的变化

微环境理论认为:由于氧扩散的限制,在微生物絮体或者生物膜内产生溶解氧梯度,即微生物絮体或生物膜的外表面溶解氧浓度高,以好氧硝化菌及氨化菌为主,深入絮体内部,氧传递受阻及外部氧的大量消耗,产生缺氧区,反硝化菌占优,从而形成有利于实现同步硝化反硝化的微环境。目前,此种理论解释同步生物脱氮现象已被广泛接受。

针对该理论,国内外研究人员利用固定化微生物技术对生物脱氮过程加以强化。最初,Dos Santos等^[4]以海藻酸钠和K角叉菜胶为载体分层包埋硝化菌和反硝化菌,该法类似于传统先硝化后反硝化脱氮工艺。在好氧条件下,该工艺连续运行时氮的去除率高达 $5.1\text{mmol N}/(\text{m}^3 \cdot \text{s})$ 。Uemoto等^[5]对混合包埋的硝化菌和反硝化菌的研究发现,运行一段时间后在载体内会自然形成硝化菌集中于外层,反硝化菌集中于内层,中间过渡层二者共存的现象,因此,没有将二者分层包埋的必要。曹国民等^[6]以PVA(聚乙烯醇)为载体,采用冷冻-解冻法混合固定富集培养的硝化菌和反硝化菌,对其在好氧条件下同时进行硝化和反硝化进行了大量的研究,建立了底物(氨氮)去除动力学模型,并确定了模型中的相关参数。

具有一定大小尺寸(大于 $100\mu\text{m}$)的颗粒污泥,特别是好氧颗粒污泥,由于氧扩散的限制,其内部也能形成缺氧或厌氧区,同样具有实现同步硝化反硝化的微观环境^[7]。利用好氧颗粒污泥进行生物脱氮的优势在于:颗粒污泥具有的良好活性以及沉降性能,

可维持生物反应器内较高的生物相浓度,从而提高生物脱氮的效率;与利用载体固定微生物方法比较,好氧颗粒污泥天然生物层分布确保了最佳的生物反应效率,保证了高效的生物脱氮。

近几年,借鉴厌氧颗粒污泥培养的成功经验,利用水力筛分的方法,国内外均有在SBR中培养出好氧颗粒污泥的报道^[8,9]。研究表明:在SBR反应器中, $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN的去除率高达95%和60%,氨氮负荷约 $0.18\text{kg NH}_3\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 。但是,研究好氧颗粒污泥实现同步硝化反硝化的报道还很少,目前尚处于探索阶段。

1.3 微生物学理论 通常硝化细菌是自养型好氧微生物,依靠 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的氧化获得能量生长,需要 O_2 作为呼吸的最终电子受体。20世纪80年代以来,生物科学家研究发现许多微生物如荧光假单胞菌(*Pseudomonas fluorescens*)、粪产碱菌(*Alcaligenes faecalis*)、铜绿假单胞菌(*Pseudomonas aeruginosa*)等都可以对有机或无机氮化合物进行异养硝化^[10]。与自养型硝化菌相比较,异养型硝化菌的生长速率快、细胞产量高;要求的溶解氧浓度低;能忍受更酸性的生长环境^[10]。

反硝化一般是反硝化细菌在缺氧和低溶解氧条件下利用有机物的氧化作为能量来源,以 NO_3^- 和 NO_2^- 作为无氧呼吸时的电子受体而实现的。国内外大量文献报道在实验室里进行硝化细菌纯培养和混合培养以及处理垃圾渗滤液的研究中均发现了好氧反硝化现象的存在^[1,11,12]。目前已知的好氧反硝化菌有*Pseudomonas* spp., *Alcaligenes faecalis*, *Thiosphaera pantotropha*等。

好氧反硝化细菌和异养硝化细菌的发现,打破了传统理论认为的硝化反应只能由自养细菌完成和反硝化只能在厌氧条件下进行的观点。Robertson等^[13]还提出了好氧反硝化和异养硝化的工作模型,如图2所示。*Thiosphaera pantotropha*以及其他好氧反硝化菌利用硝酸盐/亚硝酸盐的呼吸作用(好氧反硝化)、氨氧化(异养硝化)以及最后一步中聚 β 羟丁酸(PHB)的形成作为过量还原能量的转换。同时,指出好氧反硝化和异养硝化的反应速率随溶解氧浓度的增加而减小。

Kuenen及Robertson等发现,许多异养硝化菌能进行好氧反硝化反应,在产生 NO_3^- 和 NO_2^- 的过程中将这些产物还原,即直接将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为最终气态产物而去除^[14]。因此,从微生物学角度来看同步硝化反硝化生物脱氮是可能的。

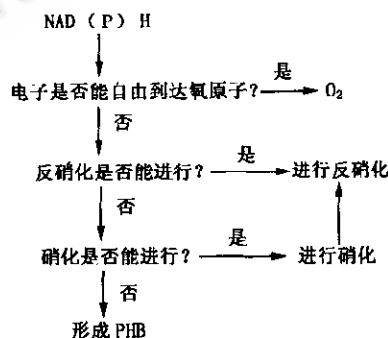


图2 同步硝化反硝化的过程模型^[13]

2 结束语

同步硝化反硝化技术的产生为今后污水处理降低投资并简化生物脱氮过程提供了可能性,在荷兰、德国已有利用同步硝化反硝化脱氮工艺的污水处理厂在运行。目前同步硝化反硝化的研究主要是在其形成机理上,今后在以下方面还值得作进一步深入的研究:(1)好氧颗粒污泥具有同步硝化反硝化的微观环境,可对其形成机理、微生物学特性、脱氮性能等方面加以研究;(2)研究发现兼性反硝化菌具有很强的生物摄/

放磷能力^[15], 如何将脱氮除磷有机的结合起来, 探索一种可持续城市污水生物处理技术正成为研究热点; (3) 同步硝化反硝化中将硝化过程控制在亚硝化阶段能节省大量的能源, 如何调控反应条件保持持久稳定的亚硝酸积累也是近期研究的难点。

参 考 文 献

- [1] 陈 坚. 环境生物技术. 北京: 中国轻工业出版社, 1999. 188 ~ 197.
- [2] Hong W Z, Mavinic D S, Oldham W K, *et al.* Wat Res, 1999, 33 (4): 961 ~ 970.
- [3] Lee H J, Bae J H, Cho K M. Biotech Letters, 2001, 23 (12): 935 ~ 941.
- [4] 曹国民, 赵庆祥, 张 彤. 中国给水排水, 2000, 16 (2): 20 ~ 24.
- [5] Uemoto H. Prog Biotech, 1996, 11: 695 ~ 701.
- [6] 曹国民, 赵庆祥, 孙贤波, 等. 环境工程, 2001, 19 (5): 12 ~ 15.
- [7] Pochana K, Keller J. Wat Sci Tech, 1999, 39 (6): 61 ~ 68.
- [8] Beun J J, v Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Wat Res, 2002, 36 (3): 702 ~ 712.
- [9] Beun J J, Hendriks A, vLoosdrecht M C M, *et al.* Wat Sci Tech, 2000, 45 (4): 41 ~ 48.
- [10] Domenic C, Thomas C. Environ Microbiol, 1984, 47 (4): 620 ~ 623.
- [11] 吕锡武, 李 峰, 稻森悠平, 等. 中国给水排水, 2000, 26 (4): 17 ~ 20.
- [12] Patureau D, Bernet N, Delgenes J P, *et al.* Appl Microbio Biotech, 2000, 54 (4): 535 ~ 543.
- [13] Robertson L A, v Niel E J, Torremans R M, *et al.* Appl Environ Microbiol, 1988, 54 (11): 2812 ~ 2818.
- [14] 郭劲松, 黄天寅, 龙腾锐. 环境污染治理技术与设备, 2000, 1 (1): 8 ~ 13.
- [15] Kuba T, v Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Wat Sci Tech, 1997, 36 (12): 75 ~ 82.