短程硝化反硝化生物脱氮技术

祝贵兵[1,2], 彭永臻[1,3], 郭建华[1]

(1. 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 哈尔滨 150090, E-mail: gbzhu@rcees.ac.cn; 2. 中国科学院生态环境研究中心 环境水质学国家重点实验室, 北京 100085; 3. 北京工业大学 北京市水质科学与水环境恢复工程重点试验室, 北京 100022)

摘 要: 为防止湖泊和其他受纳水体富营养化的发生, 各城市污水处理厂均应用新的运行方法和控制策略进行脱氮除磷. 随着新的微生物处理技术的介入, 污水处理设施的功效得到显著提高. 短程硝化反硝化技术应用于处理高氨氮质量浓度和低 C/N比污水时, 在经济上和技术上均具有较高的可行性. 成功实现短程硝化反硝化技术的关键是将硝化反应控制并维持在亚硝酸盐阶段, 不进行亚硝酸盐至硝酸盐的转化. 从不同角度对成功实现、维持和应用短程硝化反硝化技术的方法进行探讨, 主要包括控制 DO质量浓度、调节污泥龄、反应温度、系统 pH、底物负荷、工艺运行方式、抑制剂等.

关键词: 污水处理; 生物脱氮; 短程硝化; 反硝化; SHARON工艺; 短程硝化反硝化
中图分类号: TU991.2 **文献标识码**: A **文章编号**: 0367-6234(2008)10-1552-06

Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway

ZHU Gui-bing[1,2], PENG Yong-zhen[1,3], GUO Jian-hua[1]

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China, E-mail: gbzhu@rcees.ac.cn; 2. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China)

Abstract: The efficiency of wastewater treatment practices can be significantly improved through the introduction of new microbial treatment technologies. In order to meet increasing stringent discharge standards, new applications and control strategies for the sustainable removal of ammonium from wastewater have to be implemented. Partial nitrification to nitrite was reported to be technically feasible and economically favorable, especially when the wastewater with high ammonium concentrations or low C/N ratios was treated. For successful implementation of the technology, the critical point is how to maintain the partial nitrification of ammonium to nitrite. Nitritation can be obtained by selectively inhibiting the nitrite oxidizing bacteria through appropriate regulation of the system's DO concentration, microbial SRT, pH, temperature, substrate load, operational and aeration pattern, inhibitor and so on. This review addresses the microbiology, its consequences for application, the current status regarding application, and its future developments.

Key words: wastewater treatment; biological nitrogen removal; partial nitrification; denitrification; SHARON process; shortcut nitrification-denitrification

收稿日期: 2006-04-03.
基金项目: 国家自然科学基金国际重大合作项目(50521140075); 国家高技术研究发展计划重大科技专项项目(863-2004AA601020).
作者简介: 祝贵兵(1978—), 男, 博士;
彭永臻(1949—), 男, 教授, 博士生导师.

短程硝化反硝化技术是将硝化反应控制在亚硝酸盐阶段, 不进行亚硝酸盐至硝酸盐的转化, 直接进行反硝化反应[1]. 与传统的硝化反硝化技术相比, 短程硝化反硝化具有如下优点[2,3]: 好氧阶

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

段节省 25%的氧消耗量;缺氧段节省 40%的外碳源消耗量;亚硝酸盐反硝化反应以硝酸盐反硝化反应速率的 1.5～2倍进行;降低剩余污泥产量.短程硝化反硝化在经济上和技术上均具有较高的可行性,特别是在处理高氨氮质量浓度和低 C/N比的污水时[3]. SHARON工艺是第一个成功实现短程硝化和反硝化技术并成功应用的工艺[4].但是 SHARON工艺的运行条件如高温、高氨氮质量浓度限制了工艺的发展和应用[5].如何在更普遍的条件下、在处理城市污水的过程中实现短程硝化反硝化技术是各国学者广泛研究的问题.迄今为止,成功实现短程硝化反硝化的报道多是在间歇运行的条件下实现的,很少有在连续流条件下实现[6].本文将对这一新技术从微生物、工艺运行方式与状态、在线检测与模糊控制等角度进行评述与探讨,为更好地应用与发展这一新技术提供基础.

1　短程硝化反硝化的生物可行性

硝化作用是一个序列反应,先由亚硝化菌把氨氧化为亚硝酸盐,再由硝化细菌把亚硝酸盐氧化成硝酸盐.迄今为止还没有发现一种硝化细菌能够单独把氨直接氧化为硝酸盐[7].从进化谱系上看,亚硝化细菌和硝化细菌之间的亲缘关系并不密切,所有分离的亚硝酸盐都归入 β-*Proteobacteria*纲或 γ-*Proteobacteria*纲.所有分离的硝酸细菌都归于 α-*Proteobacteria* 纲,γ-*Proteobacteria* 纲或 δ-*Proteobacteria* 纲或 *Nitrospira* 门,除了 γ-*Proteobacteria*纲中 *Nitrosococcus*与 *Nitrococcus*的少数菌株具有相对较近的亲缘关系外,其他绝大多数菌株的亲缘关系都相距很远,亚硝化菌与硝化菌彼此为邻并无进化谱系上的必然性,它们完全可以独立生活[8,9].

2　短程硝化反硝化的关键控制因子

2.1　温度

20 ℃条件下,亚硝化细菌和硝化菌的比增长速率 μ_{max} 分别为 0.801 d^{-1}和 0.788 d^{-1}.两个菌群的反应活化能分别为 68 kJ/mol和 44 kJ/mol,它们对温度变化的敏感性也呈现明显的不同[10],见图 1.

温度低于 20 ℃时,亚硝化细菌的 μ_{max}小于硝化细菌,而温度大于 20 ℃时,亚硝化细菌的 μ_{max}超过硝化细菌,因此,升高温度不但能加快亚硝化细菌的生长速率,同时还能扩大亚硝化细菌和硝化细菌的生长速率上的差距,有利于筛选亚硝化细菌,淘汰硝化细菌[11-13].目前在短程硝化反硝化生物脱氮工艺中,国内外学者对于最佳温度持有不同的看法.在纯培养条件下 AOB和 NOB的最佳温度分别为 35 ℃和 38 ℃[14]. Hyungseok等认为实现短程硝化的最佳温度为 22～27 ℃,或者至少不能低于 15 ℃.他们观点的理论根据是在该温度范围内亚硝酸菌的活性最强,而在 15 ℃以下硝酸菌的活性变为最强.另外 Balmelle等的研究结果与 Hyungseok的一致,同样认为实现短程硝化的最佳温度为 25 ℃.这一结果与上面谈到的 SHARON工艺和国内学者提出的临界温度相距甚远. SHARON工艺是在 35 ℃的条件下运行[15].从比增长速率的角度考虑,只有在温度高于 25 ℃时,氨氧化菌在与亚硝酸盐氧化菌的竞争中才能胜出[16].而在温度低于 15 ℃时情况恰好相反. SHARON工艺是在高温下(高于 25 ℃)利用氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌比增长速率的不同从而实现短程硝化反硝化.但现在很多研究都证实在常温或低温条件下,在处理城市污水的过程中也发生了稳定而高效的短程硝化.

2.2　污泥停留时间

由于亚硝化菌的世代时间(倍增时间)小于硝化细菌,在悬浮生长系统中,控制泥龄即可洗出硝化细菌而保留亚硝化细菌,实现短程硝化反硝化反应[10].在不同温度、不同 SRT条件下硝化菌和亚硝化菌生长曲线的变化见图 1. Pollice等人发现,在 32 ℃条件下,随着泥龄的缩短,由 40 d降为 10 d,亚硝酸盐量逐渐增多.在 Sharon工艺水力停留时间 HRT等于污泥停留时间 SRT,故通过直接调节 HRT即可实现稳定的短程硝化反应. Van Kampen等人根据 Sharon工艺生产性应用的经验,推荐将泥龄控制在 1～2.5 d[4].但现在许多关于稳定短程硝化反硝化的研究都是在长污泥龄(大于 12 d)的条件下获得的.

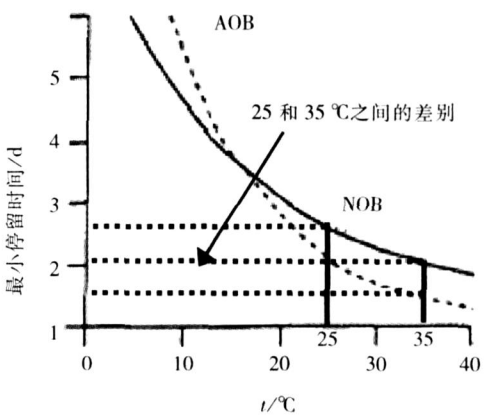

图 1　亚硝化菌和硝化菌在不同温度条件下的污泥龄

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

由图 1可以看出,当温度超过 25 ℃后,亚硝酸菌和硝酸菌二者的最小 SRT就相差不大,换句话说,当温度超过 25 ℃后,过度地升高温度以获得稳定的短程是没有必要的,这也解释了为什么关于最佳温度值的报道不一致. 笔者认为保持温度大于等于 25 ℃即可,因为水的比热较大(4.183 kJ/(kg·K), 20 ℃),对废水升温在经济上不可行.

2.3 运行条件

生物脱氮工艺运行中,由于运行条件的改变,也会使硝化反应的两个阶段硝化效率发生变化. 而曝气时间的长短与亚硝化菌的积累率成反比关系. 间歇曝气是比较有效的积累亚硝酸菌的方法[17]. 采用在反应器底部连续进水也是有效实现亚硝酸菌积累的方法[13]. 研究发现,为了兼顾氨氧化速率和亚硝酸盐的积累,DO质量浓度控制在 1.0～1.5 mg/L范围内,供氧方式采用间隙曝气有利于实现亚硝化细菌的大量积累. 彭永臻教授采用曝气控制策略实现了稳定的短程硝化反应,然而温度却从 32 ℃降为 21 ℃[18].

SBR反应器硝化过程中 pH和 ORP的变化特点如图 2所示. 在理论上,亚硝酸盐氧化至硝酸盐的过程不产生氢离子,因此,也不会引起 pH的变化. 采用在线控制技术,以 pH的变化特征点以及导数变化情况作为输入控制参数,及时地控制曝气时间和曝气量,可以有效地实现短程硝化反应. 而长时间的运行结果可选择性地积累氨氧化菌而洗出亚硝酸盐氧化菌,这也是一种直接的种群优化的过程.

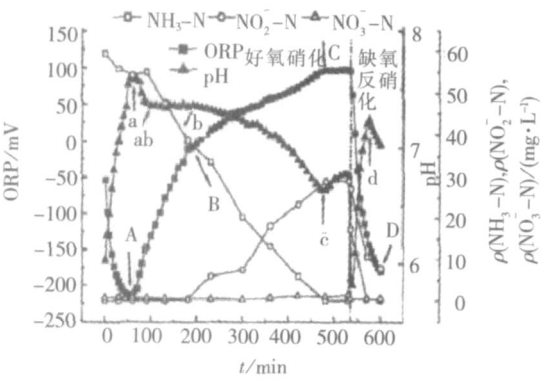

图 2 SBR反应器硝化过程中 pH和 ORP的变化特点

2.4 DO的控制

亚硝酸菌的氧饱和常数一般为 0.2～0.4 mg/L,而硝酸菌为 1.2～1.5 mg/L,这就意味着亚硝酸细菌对氧的亲和力和耗氧速率均高于硝酸细菌[12]. 因此,当反应体系中的溶解氧质量浓度成为限制性因素时,即在较低的 DO质量浓度下,亚硝酸菌的增殖速率加快,补偿了由于低氧所造成的代谢活动下降,使得氨氮氧化为亚硝酸氮的过程未受到明显影响[19,20]. 而在低 DO条件下,硝酸菌代谢能力大幅度下降,其氧化亚硝酸氮的能力大为减弱,从而造成体系中亚硝酸氮的积累.

虽然许多学者均报道了在低 DO质量浓度可抑制硝酸菌的生长,产生亚硝酸菌的积累,但关于 DO的临界值的报道却不一致. Hanaki[19]曾报道将溶解氧控制在 0.5 mg/L时,亚硝酸菌的增殖速率加快了近 1倍,补偿了由于低溶解氧所造成的代谢活性的下降,而硝酸菌的增殖速率在低溶解氧 (0.5 mg/L)没有任何提高,从而导致亚硝酸盐的大量积累. Garrido[21]发现当溶解氧质量浓度为 1.5 mg/L时,氨氧化速率和亚硝酸盐积累量都达到最大值. Ruiz[22]曾报道将反应器中的 DO质量浓度恒定为 0.7 mg/L,可以达到 65%的亚硝化率和 98%的氨氧化率,低于 0.5 mg/L氨氮开始积累,然而 DO高于 1.7 mg/L就会导致全程的硝化反应. DO质量浓度为 1.4 mg/L时,会达到 75%的亚硝化率和 95%的氨氧化率. 尽管关于 DO的临界值的报道不太一致,但可以看出所有的短程都是在 ρ(DO) < 1.5 mg/L的条件下获得的,而超过此值,亚硝酸盐积累将得到破坏. 另一方面还应注意低溶解氧所带来的硝化效率降低和活性污泥解体以及引发丝状菌膨胀等问题[20].

采用在线控制的方法为 DO质量浓度的控制提供了新的思路. 利用在硝化过程中的凸点和凹点 (如图 2中 A点和 B点所示),判别硝化反应的进行程度,从而避免了高 DO质量浓度和过量曝气的发生[18].

2.5 pH

污水中的 pH从以下几个方面影响短程硝化反硝化反应.

2.5.1 对游离氨 (FA)的影响

游离氨质量浓度与 pH的关系如下:

$$\rho_{FA} = \frac{17}{14} \times \frac{[NH_4^+ - N] \times 10^{pH}}{K_b/K_w + 10^{pH}}.$$

其中 ρ_{FA}是以 NH_3 (mg/L)表示的游离氨质量浓度,$[NH_4^+ - N]$是以 N (mg/L)表示的氨氮质量浓度,K_b是氨的平衡方程式的电离常数,K_w是水的电离常数. 游离氨的抑制作用对两类硝化细菌是不同的. 通过 pH控制游离氨的质量浓度而实现亚硝酸盐的积累已被许多研究学者所证实[23]. 在 pH = 8.5、t = 20 ℃时,最佳的游离氨质量浓度在 5 mg/L左右. 在高于等于 7 mg/L时游离氨就会对亚硝化反应产生抑制作用. 当质量浓度为

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

20 mg/L时亚硝化反应几乎停止.

游离氨对硝酸菌只是简单抑制,并没有杀死,经过一段培养和驯化后,硝酸菌又会恢复活性[2,24].单纯地通过控制 FA来实现短程硝化还不够稳定,但综合考虑其他因素后即可实现[23,25].

2.5.2　对亚硝酸 (HNO_2)的影响

pH与亚硝酸分配比的关系可由下式表示:

$$HNO_2/\% = \frac{100}{1 + [K_a]/10^{-pH}}.$$

在正常的生物处理系统中,NO_2^-是亚硝氮的主要存在形式,提高 pH可以降低 HNO_2的分配百分比.提高 pH可增加 NH_3的分配比,同时减少 HNO_2分配比,有利于亚硝化细菌的富集[25].Joanna[23]的研究结果表明亚硝酸的临界质量浓度值为 0.04 mg/L,超过此值对氨化反应会有所抑制.

2.5.3　对游离羟氨 Free - hydroxylamine (FH)的影响

Yang and Alleman[26]曾报道游离羟氨,亚硝酸菌硝化反应的中间产物,与低效率的硝化反应有关,而且会对硝酸菌产生抑制作用. Stuven等人发现,在高氨负荷 [0.7 kg/(m^3 · d)]下,即使反应系统中存在硝酸细菌,也不会产生硝酸盐,直至氨被耗尽.只有在氨氧化活性消失 2～5 d后,亚硝酸盐才能被氧化. Stuven等人推测,氨之所以抑制硝酸细菌活性是因为亚硝酸细菌产生了羟胺,其剧毒[27].羟氨可能发生聚集的硝化系统为高 NH_3/NH_4^+质量浓度,不充足的氧和高 pH.

2.5.4　对生长速率的影响

在氨质量浓度和亚硝酸盐质量浓度分别为 130和 300 mg/L的条件下,pH对硝化细菌生长速率的影响见图 3.当 pH大于 7.0时,亚硝化细菌的生长速率明显高于硝酸细菌,两者的最小 SRT相差悬殊,易于通过控制 SRT淘汰硝酸细菌.但当 pH小于 6.3时,亚硝化细菌的生长速率低于硝酸细菌,难于通过控制 SRT淘汰硝酸细菌[4].

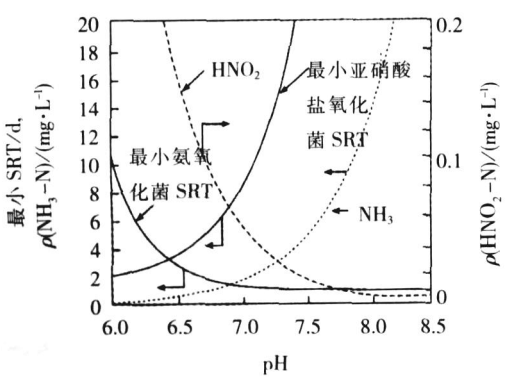

图 3　pH对硝化细菌生长速率的影响

2.6　基质质量浓度与负荷控制

氨氮既能作为基质加快氨氧化反应,又能作为抑制剂抑制亚硝化细菌和硝化细菌的活性.研究表明亚硝酸菌可分为两类,慢速生长型和快速生长型,分别适合于生长的基质质量浓度较低和较高的条件下,见图 4[9].在传统工艺中,为保证出水达标,通常将氨质量浓度控制在较低的水平,装置内富集的一般是慢速生长型亚硝化细菌,而在短程硝化反硝化中,通常将氨质量浓度控制在较高的水平,富集的显然是快速生长型硝化细菌[25].这也证明了为什么在处理高氨氮废水时较易实现短程硝化反应,而在处理普通城市污水时,不易实现和控制稳定的短程硝化反应[28].

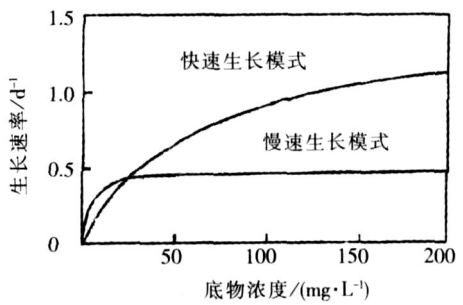

图 4　基质质量浓度对不同亚硝酸细菌生长速率的影响

2.7　抑制剂

对硝化反应有抑制作用的物质有:过高质量浓度的 NH_3、重金属、有毒有害物质以及有机物[29].重金属会对硝化反应产生抑制,如 Ag、Hg、Ni、Cr和 Zn等,其毒性作用由强到弱;当 pH由高到低时,毒性由弱到强.锌、铜和铅等重金属对硝化反应的两个阶段都有抑制,但抑制程度不同[30].某些有机物如苯胺、邻甲酚和苯酚等对硝化细菌具有毒害或抑制作用,因为催化硝化反应的酶内含 Cu^I - Cu^{II}电子对,凡是与酶中的蛋白质竞争 Cu或直接嵌入酶结构的有机物,均会对硝化细菌发生抑制作用.这些有机物对硝化菌的抑制作用要比亚硝化菌强,所以会在对含这类物质的污水生物脱氮中产生亚硝酸盐积累现象[31].氧化剂也会对硝化反应产生影响[32].采用氯酸钾作为抑制剂时,当浓度为 1 mmol/L至 10 mmol/L时,硝化菌被完全抑制,同时发现当亚氯酸盐浓度为 3 mmol/L时,在这个环境下的亚硝化反应的速率与不加入氯酸盐的反应速率是完全相同的;而硝化菌则被完全抑制了.不同于以往的抑制作用,氯酸盐的抑制作用具有选择性[33].氯、二氧化氯和

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

溴等被广泛应用于给水处理中的消毒剂都可以选择性地抑制硝化菌,且具有经济上的可行性[34]. 在处理含海水的污水过程中,一定浓度的盐度有助于实现亚硝酸盐的积累[35].

3 综合评述

通过对以上影响因素的探讨可以发现,要获得稳定的亚硝酸盐的积累可以通过单纯地控制某一个参数获得.但是在一些影响参数未得到明确证实的条件下,有些控制参数如 pH、基质质量浓度和 FA质量浓度等都有很强的联系,而且在现有的结论也存在一定出入的条件下,应该对这些影响因素进行综合考虑.还应结合具体的实际情况加以考虑,例如通过调控温度的方法在处理普通城市污水时就显得不切实际,因为水的比热比较高.

各种抑制剂的抑制原理和抑制作用还有所不同. FA和氯酸盐均可通过抑制硝酸菌的生长而达到积累亚硝化菌的目的,但与 FA不同,氯酸盐只抑制硝酸菌而不抑制亚硝化菌.而且这种抑制作用是不可恢复的. FA和其他抑制剂的作用机理是不同的, FA只是选择性抑制,而抑制剂则是选择性杀死,这还有待进一步的研究.

4 结 论

1)在本文中对比于传统硝化反硝化的优势,对短程硝化反硝化反应的一些影响因素以及如何获得和维持稳定的短程硝化反硝化反应的方法进行了探讨.从微生物的种群类别的角度证明了分离亚硝化菌和硝化菌的可行性.对比于 DO、SRT、底物质量浓度等,温度、pH、抑制剂等均可实现稳定的短程硝化反应,但其运行费用和经济可行性是必须考虑的.

2) DO质量浓度是一个经济可行的控制参数,且工艺在低 DO条件下运行可更加显著地节省曝气能耗,但低 DO质量浓度会导致生物反应速率的降低(COD降解速率的下降以及发生污泥膨胀的可能).采用在线检测和模糊控制等先进技术可很好地判别硝化反应的进程并避免过量曝气的发生,从而实现稳定的短程硝化反硝化.如何将这一先进技术应用到连续流系统中是一值得深入研究的问题.

3)在成功实现短程硝化反硝化的报道中,多是在间歇运行的条件下实现的,很少有在连续流、进水氨氮质量浓度小于 50 mg/L条件下实现.如何在常温、连续流、处理普通城市污水的过程中实现短程硝化反硝化是今后的研究重点.

参考文献:

[1] FDZ-POLANCO F, VILLAVERDE S, GARCIA P A. Temperature effect on nitrifying bacteria activity in biofilters: Activation and free ammonia inhibition[J]. Wat Sci Tech, 1994, 30(11): 121-130.

[2] BECCARI M, MARANI E, RAMADORI R, *et al* Kinetic of dissimilatory nitrate and nitrite reduction in suspended growth culture[J]. J Wat Pollut Control Fed, 1983, 55: 58-64.

[3] TURK O, MAVINIC D S. Benefits of using selective inhibition to remove nitrogen from highly nitrogenous wastes[J]. Environ Technol Lett, 1987, 8: 419-426.

[4] KEMPEN van R, MULDER J W, UIJTERLINDE C A, *et al* Overview: Full scale experience of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering[J]. Water Sci Technol, 2001, 44: 145-152.

[5] STOWA. Treatment of Nitrogen Rich Return Flows of Sewage Treatment Plants Evaluation of Dutch Pilot Plant Research Projects (in Dutch)[R]. STOWA, 1995.

[6] PENG Y Z, CHEN T, TIAN W J. Nitrogen removal via nitrite at normal temperature in A/O process[J]. Journal of Environmental Science and Health part A-Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 2003, 39(7): 1667-1680.

[7] SCHMIDT I, SLIEKERS O, SCHMID M, *et al* New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater[J]. FEMS Microbiology Reviews, 2003, 27: 481-492.

[8] LIPPONEN M T T, SUUTARI M H, MARTIKAINEN P J. Occurrence of nitrifying bacteria and nitrification in Finnish drinking water distribution systems[J]. Wat Res, 2002, 36: 4319-4329.

[9] 郑平, 徐向阳, 胡宝兰. 新型生物脱氮理论与技术[M]. 北京:科学出版社, 2004.

[10] HELLINGA C, SCHELLEN A A J C, MULDER J W, *et al* The SHARON process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater[J]. Water Sci Technol, 1998, 37(9): 135-142.

[11] BALMENE B. Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification[J]. Wat Sci Tech, 1992, 26: 1018-1025.

[12] HUNIK J H. Engineering Aspects of Nitrification with Immobilized Cells[D]. The Netherlands: Wageningen Agricultural University, 1993.

[13] HYUNGSEOK Y, KYU-HONG A, HYUNG-JIB L, *et al* Nitrogen removal from synthetic wastewater by

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently - aerated reactor[J]. Wat Res, 1999, 33(1): 145 - 154.

[14] GRUNDITZM C, DALHAMMAR G. Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of Nitrosomonas and Nitrobacter[J]. Wat Res, 2001, 35(2): 433 - 440.

[15] MULDER J W, LOOSDRECHT van M C M, HELLINGA C, *et al*. Full - scale application of the SHARON process for the treatment of rejection water of digested sludge dewatering[J]. Water Sci Technol, 2001, 43(11): 27 - 134.

[16] BROUWER M, LOOSDRECHT van M C M, HEIJNEN J J. One Reactor System for Ammonium Removal via Nitrite[R]. STOWA Report 96 - 01. Utrecht (The Netherlands): STOWA, 1996.

[17] HIDAKA T, YAMADA H, KAWAMURA M, *et al*. Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent - aeration process with two tanks[J]. Water Sci Technol, 2002, 45: 181 - 188.

[18] WANG S Y, GAO D W, PENG Y Z, *et al*. Nitrification - denitrification via nitrite for nitrogen removal from high nitrogen soybean wastewater with on - line fuzzy control[J]. Wat Sci Tech, 2004, 49(5 - 6): 121 - 127.

[19] HANAKI K, WANTAWIN C, OHGAKI S. Nitrification at low level of DO with and without organic loading in a suspended growth reactor[J]. Water Res, 1990, 24: 297 - 302.

[20] GARRIDO - FERNANDEZ J M, MENDEZ R, LEMA J M, *et al*. The circulating floating bed reactor: Effect of panicle size distribution of the carrier on ammonia conversion[J]. Wat Sci Tech, 2000, 41(4 - 5): 393 - 400.

[21] GARRIDO J M, BENTHEM van W, LOOSDRECHT van M C M, *et al*. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor[J]. Biotechnol Bioeng, 1997, 53: 168 - 178.

[22] RUIZ G, JEISON D, CHAMY R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of aastewater with high ammonia concentration[J]. Wat Res, 2003, 37(6): 1371 - 1377.

[23] CECEN F, ORAK E, GOKCIN P. Nitrification studies on fertilizer wastewaters in activated sludge and biofilm reactors[J]. Wat Sci Tech, 1995, 32(12): 141 - 148.

[24] ABELING U, SEYFRIED C F. Anaerobic - aerobic treatment of high strength ammonium wastewater nitrogen removal via nitrite[J]. Water Sci Technol, 1992, 26: 1007 - 1015.

[25] SUTHERSON S, GANCZARCAYK J J. Inhibition of nitrite oxidation during nitirfication some observations[J]. Wat Pollut Res J Can, 1986, 21: 257 - 266.

[26] YANG L, ALLEMAN J E. Investigation of batchwise nitrite build - up by an enriched nitrification culture[J]. Wat Sci Tech, 1992, 26(5 - 6): 997 - 1005.

[27] STUVEN R, VOLLMER M, BOCK E. The impact of organic matter on nitric oxide formation by Nitrosomonas europaea[J]. Arch Microbiol, 1992, 158: 439 - 443.

[28] DONGEN van U, JETTEN M S M, LOOSDRECHT van M C M. The SHARON - ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater[J]. Water Sci Technol, 2001, 44: 153 - 160.

[29] GARRIDO J M. Nitrous oxide production under toxic conditions in a denitrifying anoxic filter[J]. Wat Res, 1998, 32(8): 2550 - 2552.

[30] GRUNDITZ C, GUAMELIUS L, DALHAMMAR G L. Comparison of inhibition assays using nitrogen removing bacteria: Application to industrial wastewater[J]. Wat Res, 1998, 32(10): 2995 - 3000.

[31] NEUFELD R, GREENFIELD J, RIEDER B. Temperature, cyanide and phenolic nitrification inhibition[J]. Wat Res, 1986, 20(5): 633 - 642.

[32] LEE S H, QUASTEL J H. Bacteriostatic effects of postassium chlorate on soil nitrification[J]. Natrue, 1945, 155: 276 - 278.

[33] BELSER L W, MAYS E L. Specific inhibition of nitrite oxidation by chlorate and its use in assessing nirification in soils and sediments[J]. Appl Environ Microbiol, 1980, 39: 505 - 510.

[34] PENG Y, SONG X, PENG C, *et al*. Biological nitrogen removal in sbr bypassing nitrate generation accomplished by chlorination and aeration time control[J]. Water Science & Technology, 2004, 49(5 - 6): 295 - 300.

[35] PENG Y Z, YU D S, LIANG D W, *et al*. Nitrogen removal via nitrite from seawater contained sewage[J]. Journal of Environmental Science and Health Part A - Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 2004, 39(7): 1667 - 1680.

(编辑　刘　彤)

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net