

环保与安全

污水生物脱氮新技术研究现状与发展方向

高大文

(东北林业大学 森林资源与环境学院, 黑龙江 哈尔滨 150040)

摘要:综述了国内外生物脱氮领域最近开发出的短程硝化反硝化、同步硝化反硝化和厌氧氨氧化等新技术,指出了这些新技术的特点以及存在的不足。重点论述了目前实现短程硝化反硝化生物脱氮技术的方法,如控制温度、溶解氧浓度和 pH 值,并提出应用序批式反应器(SBR)实现短程硝化-反硝化生物脱氮工艺今后研究的发展方向 and 开发应用的前景。建议加强同步硝化反硝化和厌氧氨氧化生物脱氮工艺反应机理方面的研究。

关键词:生物脱氮;短程硝化-反硝化;同步硝化反硝化;厌氧氨氧化

中图分类号:X703.1

文献标识码:A

文章编号:0253-4320(2004)S1-0202-05

Status and development trends of new biological nitrogen removal technologies for wastewater treatment

GAO Da-wen

(College of Forest Resources and Environment, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China)

Abstract: Several novel biological nitrogen removal technologies, for instance shortcut nitrification-denitrification and simultaneous nitrification-denitrification and anaerobic ammonium oxidation, were reviewed. The characteristics of these new technologies and their shortcomings were introduced. And the research work in China was introduced. Various methods in connection with the shortcut nitrification-denitrification, such as temperature controlling, dissolved oxygen concentration and pH value, were emphatically discussed. At the same time prospects were made for the development trends and the application foreground of shortcut nitrification-denitrification achieved using sequencing batch reactor. It was suggested that the research on reaction mechanisms of simultaneous nitrification-denitrification and anaerobic ammonium oxidation should be strengthened.

Key words: biological nitrogen removal; shortcut nitrification-denitrification; simultaneous nitrification-denitrification (SND); anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX)

随着 1998 年 1 月 1 日实施的新的《污水综合排放标准》对氮、磷处理提出了更高的要求,废水脱氮除磷技术在我国的发展前景更加广阔^[1]。近年来,科技工作者对生物脱氮工艺进入了深入研究,发现了一些超出传统认识的新现象,如硝化过程不仅由自养菌完成,异养菌也可以参与硝化作用;某些微生物在好氧条件下也可以进行反硝化作用;特别是发现了氨与亚硝酸盐或硝酸盐在缺氧条件下被同时转化为氮气的生物化学过程。这些新现象为探索生物脱氮新工艺提供了新的思路。依据以上发现,目前研究较多的生物脱氮新工艺主要有短程(或简捷)硝化反硝化脱氮工艺、同步硝化反硝化脱氮工艺和厌氧氨氧化脱氮工艺等。

1 短程硝化反硝化生物脱氮工艺

长期以来人们认为要实现废水生物脱氮就必须使氨经历典型的硝化和反硝化过程才能被安全地除去,这条途径也可称之为全程(或完全)硝化反硝化生物脱氮。实际上,从氮的微生物转化过程来看,氨被氧化为硝酸盐是由 2 类独立的细菌催化完成的 2 个不同反应,应该可以分开。对于反硝化菌,无论是亚硝酸盐还是硝酸盐均可以作为最终受氢体,因而整个生物脱氮过程也可以经 $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2$ 这样的途径完成,人们把经此途径进行脱氮的技术定义为短程硝化反硝化生物脱氮工艺^[2]。从反应历程来看,短程硝化-反硝化比全程硝化-反硝化减少 2 步,因而它节省了能源和反硝化所需的碳源,对于实际工程应用非常有意义。

收稿日期:2004-02-02;修回日期:2004-03-24

基金项目:国家自然科学基金(50138010)和黑龙江省自然科学基金(E0230)资助项目

作者简介:高大文(1967-),男,博士,副教授,主要从事污水生物处理及其智能控制的研究,0451-82165870,gdw@mail.tsinghua.edu.cn。

早在1975年Voets等就发现硝化过程中 NO_2^- 积累的现象,并首次提出了短程硝化反硝化生物脱氮的概念^[3]。随后国内外许多学者对此进行了研究,同时也发现 NO_2^- 不稳定,极易氧化成 NO_3^- ,因此,寻求各种方法维持稳定的 NO_2^- 积累已成为众多学者研究开发的目标。在综述分析国内外有关短程硝化反硝化生物脱氮工艺研究进展的基础上,总结出目前实现该工艺的主要途径有控制温度、溶解氧、pH值、游离氨、负荷和有毒物质等。

(1)控制温度

生物硝化反应在4~45℃内均可进行,适宜温度为20~35℃,一般低于15℃硝化速率将降低,并且低温对硝化产物及2类硝化菌活性影响也不同。12~14℃下活性污泥中硝酸菌活性受到抑制,出现亚硝酸盐积累。15~30℃时,硝化过程形成的亚硝酸盐可完全被氧化成硝酸盐,没有亚硝酸盐积累。而温度继续升高,当超过30℃时,又会重新出现亚硝酸盐积累^[2]。

荷兰Delft技术大学于1997年开发的SHARON工艺(Single reactor for High activity Ammonia Removal Over Nitrite)就是通过控制温度和污泥停留时间来实现短程硝化反硝化生物脱氮工艺的^[4-5],它的基本原理是将在高温下生长速率较慢的硝酸菌从反应器中冲洗出去,使亚硝酸菌在反应器中占优势,从而将氨氧化控制在亚硝化阶段,然后进行反硝化。用SHARON工艺来处理城市污水二级处理系统中污泥消化上清液和垃圾滤出液等高氨废水,可使硝化系统中亚硝酸积累达100%。该工艺的成功之处在于巧妙地利用了硝酸菌和亚硝酸菌的不同生长速率,即在较高温度(30~35℃)下,亚硝酸菌的生长速率明显高于硝酸菌的生长速率,亚硝酸菌的最小停留时间小于硝酸菌这一固有特性控制系统的水力停留时间,使其介于硝酸菌和亚硝酸菌最小停留时间之间,从而使亚硝酸菌具有较高的浓度而硝酸菌被自然淘汰,从而维持了稳定的亚硝酸盐积累。并通过间歇曝气便可达到反硝化的目的。由于在一定的较高温度下,硝化菌对氨有较高的转化率,所以该工艺无须特别的污泥停留,缩短了水力停留时间,反应器的容积相应也就可以减小。另外,硝化和反硝化在同一个反应器中完成,减少了投碱量,也简化了工艺流程。并且这项专利技术已经应用到荷兰Rotterdam和Utrecht 2座城市污水二级处理厂的消化上清液单独生物脱氮处理中。

(2)控制溶解氧浓度

溶解氧是影响硝化过程的重要因素之一,不少研究结果表明低溶解氧下易发生亚硝酸盐积累。亚硝酸菌的氧饱和常数一般为0.2~0.4 mg/L,而硝酸菌的为1.2~1.5 mg/L。因此,分析低溶解氧下亚硝酸盐大量积累的主要原因是由于亚硝酸菌对溶解氧的亲合力要比硝酸菌的强,使得低溶解氧下亚硝酸菌增殖速率加快,补偿了由于低氧所造成的代谢活动下降,整个硝化阶段中氨氧化未受到明显影响。

比利时Gent微生物生态实验室研究开发的OLAND工艺(oxygen limited autotrophic nitrification denitrification)的技术关键就是控制溶解氧浓度,使硝化过程仅进行到氨氮氧化为亚硝酸盐氮阶段^[6]。OLAND工艺就是利用了硝酸菌和亚硝酸菌在动力学特性上的差异,实现了淘汰硝酸菌,使亚硝酸盐大量积累。

Hanaki等^[7]的研究表明,在25℃时,进水氨氮为80 mg/L的情况下,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,使得从氨氮氧化到亚硝酸盐氮的过程没有受到明显影响;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。

Ruiz等^[8]以人工配制高氨氮废水作为处理对象进行了溶解氧浓度对短程硝化的影响试验。试验结果显示,当溶解氧的质量浓度从5.7 mg/L降低到1.7 mg/L时,没有发生短程硝化现象,硝化类型仍属于全程硝化。但是,当溶解氧的质量浓度降低到1.4 mg/L时,反应系统内开始出现亚硝酸盐积累,并且随着溶解氧质量浓度的继续降低,亚硝酸盐累积量逐渐增加,当溶解氧质量浓度降低到0.7 mg/L时,亚硝酸盐累积量达到最大值(大于65%);同时此期间氨氮的去除率不受影响,始终大于98%。然而,当溶解氧质量浓度下降到0.5 mg/L时,氨氮去除率受到影响,当曝气结束时,在出水中检出未硝化的氨氮。

国内学者袁林江等^[9]也在生物膜反应器中发现低溶解氧抑制硝酸菌现象,在0.5~1 mg/L溶解氧下,当进水氨氮为250 mg/L时,出水氨氮低于5 mg/L,且硝化产物以亚硝酸盐为主,亚硝化率高达90%以上,连续运行120天,无明显变化,表明低溶解氧下生物膜系统获得了良好的短程硝化效果。

(3)控制pH值

pH值对短程硝化的影响主要表现为2方面,一方面是亚硝酸菌对环境中的pH值有一定要求,即

有一最佳生长环境;另一方面是 pH 值对游离氨浓度有很大影响,因为废水中氨氮随 pH 值不同分别以分子态和离子态形式存在,分子态游离氨对硝酸菌的抑制要强于亚硝酸菌。因此,控制 pH 值将有利于实现短程硝化反硝化生物脱氮工艺。

Joanna 等^[10]通过抑制硝酸菌活性实现了短程硝化,并得出引起硝酸菌抑制的物质是游离氨,硝酸菌对游离氨较亚硝酸菌更敏感。试验中通过控制反应器 pH 值为 8,使混合液中游离氨的质量浓度保持在 1~6 mg/L,同时游离亚硝酸的质量浓度不超过 0.04 mg/L,在此条件下实现了短程硝化,并且积累了 300 mg/L 以上的亚硝酸盐氮,硝化速率约为 0.06 g/(g·d)。因此,较高的进水氨氮浓度和 pH 值是造成游离氨存在的主要原因,其中 pH 值是引起硝酸菌活性抑制的决定性因素。同时,他们还根据分别监测硝化菌属的耗氧速率来控制短程硝化。

Villaverde 等^[11]应用淹没式硝化生物滤池研究了 pH 值和游离氨对硝化生物膜活性的影响。得出硝化菌最佳生长 pH 值为 8,同时在生物滤池中,随着游离氨浓度的降低,硝酸菌的数量在增大。作者进一步研究游离氨抑制短程硝化反硝化生物脱氮工艺,得出硝酸菌对于反应器内逐渐累积的高游离氨浓度能够逐渐适应,从而克服游离氨引起的抑制。因此,依靠游离氨实现短程硝化是不稳定的。

除了以上研究温度、溶解氧浓度和 pH 值实现短程硝化以外,还有通过负荷、有毒物质和运行条件等方法来完成亚硝酸盐积累的报道^[12-14]。如国内学者 Zhang 等^[13]在饮用水处理中研究了棕黄酸对硝化过程亚硝酸盐积累的影响,发现生物膜中亚硝酸盐积累与棕黄酸负荷有关。当棕黄酸负荷低于 0.002 kg/(h·m³)时,没有出现亚硝酸盐积累;但是,当棕黄酸负荷为 0.002~0.02 kg/(h·m³)时,出现亚硝酸盐积累,并且亚硝酸盐氮的质量浓度最高达 11.4 mg/L。当棕黄酸负荷超过 0.07 kg/(h·m³)时,硝化过程被完全抑制。

应用序批式反应器(SBR)实现短程硝化-反硝化生物脱氮,是一项很有应用前景的处理技术。通过文献综述分析,该工艺应从以下几方面深入开展研究:

(1)虽然很多因素会导致硝化过程中亚硝酸盐积累,但目前对此现象的理论解释还不充分。各种控制因素之间都是相互关联的,如温度、pH 值、溶解氧、氨浓度等的变化都会引起亚硝酸菌和硝酸菌增长速率的变化,进而引起其最小停留时间的改变。

因此,根据各种废水的水质特点寻找其主要控制因素,或者如何综合考虑各种控制因素,综合控制硝化过程,使亚硝酸的积累能长久稳定地维持还需要进一步的研究与探索。

(2)采用 SBR 工艺实现短程硝化反硝化生物脱氮技术在实际工程中应用很少。为使该项技术能在工程中推广应用,首先应对 SBR 法短程硝化反硝化生物脱氮机理进行研究,推导短程硝化反硝化的反应动力学方程,为进一步生产应用奠定理论基础。

(3)进一步研究以处理废水为控制目标的智能控制系统,将自动控制技术与 SBR 法短程硝化反硝化生物脱氮工艺有机地结合起来,最终实现整个污水处理工艺的自动化控制。

2 同步硝化反硝化生物脱氮工艺

近几十年来,尽管生物脱氮技术有了很大的发展,但是,硝化和反硝化 2 个过程仍然需要在 2 个隔离的反应器中进行,或者在时间或空间上造成交替缺氧和好氧环境的同一个反应器中进行。因此,在实际工程应用中,传统生物脱氮工艺存在不少问题^[3]。随着人们对生物脱氮技术的不断研究,近年来开发出很多新型生物脱氮工艺,其中同步硝化反硝化(SND)生物脱氮工艺就有可能克服传统生物脱氮工艺中存在的一些问题。

同步硝化反硝化工艺,就是使一个反应器内同时存在好氧环境和缺氧环境,则硝化反应和反硝化反应就有可能在同一反应器内同时发生,从而达到去除含氮化合物的目的。因此,与传统生物脱氮工艺相比,SND 工艺将省去第二阶段的缺氧反硝化池或减少其体积,这将大大缩短生物脱氮的工艺流程,减少工程造价。

目前,国内外研究报道显示 SND 生物脱氮工艺已成为污水生物脱氮技术领域的研究热点^[15-17]。

Klangduen 等^[15]应用 SBR 反应器实现了 SND 生物脱氮工艺,系统对总氮去除率达到 95% 以上。在此基础上,作者又对影响 SND 的因素进行了研究,得出有机碳源、溶解氧浓度和菌胶团大小是形成 SND 的主要因素。Collivignarelli 等^[16]在 2 个实际污水处理厂中应用了 SND 生物脱氮工艺。运行效果显示 SND 的脱氮效率类似于传统工艺中的预反硝化过程,但是它不需要缺氧池,并且运行费用降低,尤其是节约了电能。另外,污水处理厂的曝气系统是通过溶解氧和氧化还原电位联合控制的,使得曝气池内溶解氧的质量浓度始终保持在 0.3~0.6

mg/L,并根据氧化还原电位的大小判断硝化效果。

SND不仅可以发生在活性污泥系统,而且,也可以发生在生物膜反应器中,如流化床、曝气生物滤池^[17-19]。Puznava等^[18]通过适时控制溶解氧浓度在上向流曝气生物滤池中实现了SND生物脱氮。由于溶解氧的质量浓度控制在0.5~3 mg/L,使得溶解氧不能完全渗入到生物膜中,由此造成生物膜中一定程度上存在着可以发生反硝化反应的缺氧区。因此,在生物膜的不同深度可以同时发生硝化和反硝化反应。

Kazuaki等^[19]应用膜-曝气生物膜反应器研究了SND现象,并通过微电极检测了生物膜内部pH值、铵根离子和硝酸根离子的空间分布以及依靠FISH(fluorescence in situ hybridization)试验观察了生物膜内、外微生物的分布。FISH试验发现氨氧化菌主要分布在生物膜内部,而包括反硝化菌在内的其他细菌主要分布在生物膜外部和悬浮污泥表面。为了表征反应器内垂直方向细菌的活性,作者又采用微电极数据计算了反应器底部、中间和上部的硝化速率。计算结果显示,底部硝化速率分别比中间和顶部高7倍和125倍。因此,可以得出反应器内碳、氮化合物的去除主要是由分布在反应器内垂直和水平方向上不同种类的细菌来完成的。

在国内,对SND的研究也十分活跃。吕锡武等^[20]研究了溶解氧及活性污泥浓度对SND效率的影响。结果表明,随着反应器内溶解氧浓度的降低,总氮去除率呈上升趋势;同时反应器混合液污泥浓度越高,总氮去除率也相应提高。好氧反硝化现象越明显。因此,在实际废水脱氮工艺中,将含碳有机物的氧化、硝化和反硝化在一个活性污泥系统中实现是完全可行的。该工艺不仅能提高脱氮效果,而且能节约曝气所需的能源消耗。杨麒等^[21]采用好氧颗粒污泥在SBR反应器内实现了SND。运行结果显示,反应器对COD、 NH_4^+ -N的去除率分别为83.6%~92.8%和82.3%~98.5%。

综上,同步硝化反硝化生物脱氮工艺只是在最近几年才受到普遍关注,其理论体系还很不完善,尤其在反应机理研究上还需进一步加强。

3 厌氧氨氧化生物脱氮工艺

厌氧氨氧化(ANAMMOX)生物脱氮工艺是指在厌氧条件下,微生物直接以 NH_4^+ 作为电子供体,以 NO_2^- 或 NO_3^- 作为电子受体,将 NH_4^+ 、 NO_2^- 和 NO_3^- 转变为 N_2 的生物氧化过程^[3]。

早在1977年,Broda就提出自然界中应该存在一种化能自养细菌,它具有以 NO_2^- 或 NO_3^- 作为电子受体把氨氮氧化成氮气的能力。1995年,Mulder等^[22]在反硝化流化床反应器内发现了 NH_4^+ 消失现象,氨去除速率最大可达 $0.4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,并伴随有气体产生。通过对连续流试验中氮和氧化还原平衡关系进行分析,证实厌氧氨氧化反应的存在。Strous等^[23]用生物流化床和固定床反应器研究了厌氧氨氧化除铵过程。结果显示,氨氮和硝态氮的去除率分别达到82%和99%以上。Helmer等^[24]应用生物膜研究了厌氧氨氧化生物脱氮过程。结果表明,反应器内的铵是通过2个反应被去除的,一个为好氧硝化,即铵被氧化为亚硝酸盐;另一个反应就是厌氧氨氧化,即反应器内剩余的铵与生成的亚硝酸盐反应生成氮气。并得出,硝化反应发生在生物膜外层,而氨氧化发生在生物膜的内层。同时发现铵和亚硝酸盐以1:1.37化学计量关系进行反应,非常接近ANAMMOX工艺(约1:1.31)。因此,通过控制反应过程中溶解氧质量浓度为0.7 mg/L,可以实现厌氧氨氧化生物脱氮工艺。

Van Dongen等^[25]联合SHARON[®]工艺和ANAMMOXSHARON[®]工艺对高氨氮废水进行处理。首先,污泥消化液的上清液进入SHARON工艺反应器,经短程硝化以后,仅有53%的氨转化为亚硝酸盐,此期间没有硝酸盐生成;然后,SHARON工艺的出水作为ANAMMOX工艺的入水进入反应器,在氮负荷为 $1.2 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的条件下,有80%以上的氨转变为 N_2 。因此,联合使用SHARON-ANAMMOX工艺,脱氮时将不再需要投加COD作为反硝化碳源,这样就可以对去除COD和脱氮过程分别进行优化。

Christian等^[26]以市政污水处理厂中污泥消化上清液作为试验用水,对部分硝化-厌氧氨氧化生物脱氮技术进行了中试研究。在半年多的实际运行中,厌氧氨氧化反应器去除了90%以上的入水氮负荷,同时产生很少的污泥量。最近,Dong等^[27]对鸡粪厌氧消化期间的厌氧氨氧化和反硝化进行了研究,结果表明,随着硝酸盐的投加,厌氧消化反应器内的氨氮浓度降低,因此,根据厌氧条件下亚硝酸盐和氨的减少定义反应中存在厌氧氨氧化。但是,试验中还发现,反应器内总氮的去除量与硝酸盐的需求量不成比例,亚硝酸盐的消耗量比厌氧氨氧化所需要的量大很多。因此,作者提出引起厌氧氨氧化的微生物对亚硝酸盐的竞争能力还有待于进一步研究。

在国内,对厌氧氨氧化生物脱氮工艺的研究不是很多,并且主要集中在浙江大学^[28-29]。1998年,浙江大学郑平等^[28]率先在国内应用流化床反应器研究了厌氧氨氧化生物脱氮工艺。试验发现,用该技术处理厌氧消化污泥压滤液,无须供氧,也无须中和,并可有效地避免基质的抑制作用;平均氨容积负荷率和亚硝酸盐容积负荷率分别为 428.83 mg/(L·d)和 464.91 mg/(L·d),平均氨去除率和亚硝酸盐去除率分别为 88.49%和 99.04%。1999年,他们^[29]又以上流式厌氧污泥床反应器(UASB)作为厌氧氨氧化(ANAMMOX)反应器,以生物膜反应器作为生物硝化反应器,并将二者组合在一起构成新型生物脱氮系统。以硝化反应器的出水作为 ANAMMOX 反应器的进水,同时补充相应数量的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。整个系统的总氮容积去除率可达 1 577 mg/(L·d)。因此,该新型生物脱氮系统能同时去除 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_x^- - \text{N}$,并且对高浓度的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除具有较大的潜力。

除浙江大学以外,国内其他高校和科研部门也进行了厌氧氨氧化生物脱氮研究。如华南理工大学胡勇有等^[30]以厌氧污泥为种泥,采用 UASB 反应器初步完成了厌氧氨氧化(ANAMMOX)菌的培养与驯化。在实验进行的 100 多天里,氨氮和亚硝酸盐氮的去除率最高分别可达 70.9%和 78.9%,平均去除率分别为 40.6%和 56.6%。魏学军等^[31]采用了好氧活性污泥和厌氧颗粒污泥混合接种的方法,成功地启动了实验室规模的厌氧氨氧化反应器。并得到厌氧氨氧化反应的最适 pH 值为 7~7.5,适宜温度约为 30℃。

综上,厌氧氨氧化生物脱氮工艺不仅可以降低硝化反应的充氧能耗,而且省去了反硝化反应所需的外加碳源,同时污泥产量很小。因此,该工艺应属于可持续发展废水处理工艺。尽管目前对它的研究还不够深入,但因具有可持续性,故该工艺在高浓度含氮废水的脱氮处理中仍有广阔的发展前景和应用价值。

参考文献

- [1] 杨朝晖,曾光明,李小明,等.[J].四川环境,2002,21(2):25-39.
- [2] 袁林江,彭党聪,王志盈.[J].2000,16(2):29-31.
- [3] 周少奇,周占林.[J].环境污染治理技术与设备,2000,1(6):11-17.
- [4] Mulder J W, Van Loosdrecht M C M, Hellinga C, et al. [J]. Wat Sci Tech, 2001, 43(11):127-134.
- [5] Van Kempen R, Mulder J W, Uijterlinde C A, et al. [J]. Wat Sci Tech, 2001, 44(1):145-152.
- [6] 王建龙.[J].中国给水排水,2000,16(2):25-28.
- [7] Hanaki K, Wantawin C, Ohgaki S. [J]. Wat Res, 1990, 24(3):297-302.
- [8] Ruiz G, Jeison D, Chamy R. [J]. Wat Res, 2003, 37(6):1371-1377.
- [9] 袁林江,王志盈,彭党聪,等.[J].中国环境科学,2000,20(3):207-210.
- [10] Surmacz-Górska Joanna, Cichon Andrzej, Miksch Korneliusz. [J]. Wat Sci Tech, 1997, 36(10):73-78.
- [11] Villaverde S, Fdz-Polanco F, Garcia P A. [J]. Wat Res, 1999, 34(2):602-610.
- [12] Morgenroth E, Obermayer A, Arnold E, et al. [J]. Wat Sci Tech, 2000, 41(1):105-113.
- [13] Zhang Shaoyuan, Wang Jusi, Jiang Zhaochun, et al. [J]. Bioresource Technology, 2000, 73(1):91-93.
- [14] Wouter Ghyoot, Stefaan Vandaele, Willy Verstraete. [J]. Wat Res, 1999, 33(1):23-32.
- [15] Pochana Klangduen, Keller Jürg. [J]. Wat Sci Tech, 1999, 39(6):61-68.
- [16] Collivignarelli C, Bertanza G. [J]. Wat Sci Tech, 1999, 40(4-5):187-194.
- [17] Sen Priyali, Dentel Steven K. [J]. Wat Sci Tech, 1998, 38(1):247-254.
- [18] Puznava N, Payraudeau M, Thornberg D. [J]. Wat Sci Tech, 2001, 43(1):269-276.
- [19] Hibiya Kazuaki, Terada Akihiko, Tsuneda Satoshi, et al. [J]. Journal of Biotechnology, 2003, 100(1):23-32.
- [20] 吕锡武,李丛娜,稻森悠平.[J].城市环境与城市生态,2001,14(1):33-35.
- [21] 杨麒,李小明,曾光明,等.[J].城市环境与城市生态,2003,16(1):40-42.
- [22] Mulder A, Van de-Graaf A A, Robertson I A, et al. [J]. FEMS Microbiology Ecology, 1995, 16(3):177-183.
- [23] Strous Marc, Van Gerven Eric, Zheng Ping, et al. [J]. Wat Res, 1997, 31(8):1955-1962.
- [24] Helmer C, Tromm C, Hippen A, et al. [J]. Wat Sci Tech, 2001, 43(1):311-320.
- [25] Van Dongen U, Jetten M S M, Van Loosdrecht M C M. [J]. Wat Sci Tech, 2001, 44(1):153-160.
- [26] Fux Christian, Boehler Marc, Huber Philipp, et al. [J]. Journal of Biotechnology, 2002, 99(3):295-306.
- [27] Dong Xiao, Tollner Ernest W. [J]. Bioresource Technology, 2003, 86(2):139-145.
- [28] 郑平,冯孝善,Jetten M S M, et al. [J].环境科学学报,1998,18(4):367-372.
- [29] 胡宝兴,郑平,冯孝善.[J].应用与环境生物学报,1999,5(增刊):68-73.
- [30] 胡勇有,雒怀庆,陈柱.[J].华南理工大学学报(自然科学版),2002,30(11):160-164.
- [31] 魏学军,邓华,谈红.[J].新疆环境保护,2002,4(1):17-21. ■