污水短程脱氮工艺中亚硝酸盐积累的影响因素

支霞辉¹,黄 霞^{1*},李 朋²,薛 涛¹,王晓慧¹(1.清华大学环境科学与工程系,环境模拟与污染控制国家重点 联合实验室,北京 100084; 2.北京科技大学环境工程系,北京 100083)

摘要:采用主要由厌氧-好氧-缺氧构成的短程脱氮工艺,进行了常温条件下处理生活污水的实验.分析了 DO、游离氨(FA)等因素对亚硝酸 盐积累的影响.结果表明,DO 是影响短程硝化的主要因素,控制好氧 1 区的 DO 在 1.5~2.5mg/L、好氧 2 区的 DO 在 0.5~1.0mg/L,可以实现 稳定的亚硝酸盐的积累,氨氮去除率达到 90%.对氨氧化菌(AOB)进行 T-RFLP 群落分析表明,该工艺运行中的 AOB 优势菌种为 Nitrosomonas oligotropha culster.

关键词:短程硝化反硝化;氨氧化菌;亚硝化率;积累 中图分类号:X703 文献标识码:A 文章编号:1000-6923(2009)05-0486-07

Affecting factors of nitrite accumulation in an anaerobic-aerobic-anoxic shortcut nitrification process. ZHI Xia-hui¹, HUANG Xia^{1*}, LI Peng², XUE Tao¹, WANG Xiao-hui¹ (1.State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2.Department of Environmental Science and Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China). *China Environmental Science*, 2009,29(5): 486~492

Abstract: A process consisting of anaerobic-aerobic-anoxic units was proposed to achieve shortcut nitrification removal with domestic wastewater at normal temperature. Effect of DO and FA on nitrite accumulation was investigated. DO was the main factor in partial nitrification. The steady nitrite accumulation was obtained when the DO was controlled at 1.5~2.5mg/L in the first aerobic compartment and 0.5~1.0mg/L in the second aerobic compartment, while the ammonia removal efficiency was above 90% in this system. The analysis of microbial community of ammonium-oxidizing biomass using T-RFLP method showed that the preponderant microbe in this partial nitrification was *Nitrosomonas oligotropha cluster*.

Key words: shortcut nitrification-denitrification; ammonium-oxidizing bacteria; nitrosation rate; accumulation

在污水处理工艺中,短程硝化反硝化生物脱 氮的基本原理是将硝化过程控制在亚硝酸盐阶 段,直接进行反硝化.短程硝化过程中可节省 25% 需氧量、40%反硝化碳源;硝化过程中少产泥 24%~33%,在反硝化过程中可少产泥 50%.短程 硝化的标志是稳定的亚硝酸盐的积累.影响亚硝 酸盐积累的因素有:游离氨(FA)、溶解氧(DO)、 温度、pH 值、污泥龄、有害抑制剂等^[1-2],且各 种影响因素之间具有一定相关性.

传统的短程脱氮工艺以 SHARON 工艺^[3]和 OLAND 工艺^[4]为代表.SHARON 工艺适用于处 理高温、高氨氮废水,该工艺利用高温控制 (30~35℃),选择合适的污泥龄,获得亚硝酸盐的 积累.但维持该工艺运行的高温条件所需的较大 动能限制了其大规模应用.OLAND 工艺的运行 温度为 22~30℃,主要原理是利用硝化过程中亚 硝酸菌(AOB)和硝酸菌(NOB)对 DO 适应范围 的不同,通过低 DO 调控促进亚硝酸菌的生长, 实现硝化阶段亚硝酸盐的稳定积累.但该工艺 启动时间长,对 DO 的限制严格,在实际工程中 容易引发污泥恶化、膨胀等问题.城市污水属于 常温低氨污水,其水质和处理条件的特殊性等 限制性因素的存在,使这些短程脱氮工艺目前 无法大规模应用.

本研究以城市污水为处理对象,构建了主要

```
收稿日期: 2008-10-27
基金项目: "十一五"国家科技支撑计划(2006BAC19B)
* 责任作者,教授,xhuang@tsinghua.edu.cn
```

由厌氧--好氧-缺氧构成的短程脱氮工艺,考察了 该工艺在处理城市污水过程中,常温条件下 (15~25℃)实现亚硝酸盐稳定积累的主要影响因 素,并对其相关性进行了探讨,得出了系统稳定运 行的最优条件.

1 材料与方法

1.1 材料

试验所用污水为清华大学校内生活污水,氨 氮 50~90mg/L,总氮 70~90mg/L,总磷 5~12mg/L, COD 200~450mg/L,pH 值为 7.2~7.9.污泥接种取 自清河污水处理厂二沉池回流污泥.

1.2 工艺流程与运行方式

试验采用的工艺流程为厌氧--好氧--缺氧--好 氧--沉淀.主体反应器共分6格,有效体积均为7L, 用隔板隔开(图 1).第1格为厌氧区(An),第2、3 格为好氧区(O₁,O₂),第4、5格为缺氧区(A₁,A₂), 第6格为短时好氧区(O₃).沉淀池(S)为竖流式,直 径为20cm.





(1.厌氧反应器;2.第1好氧反应器;3.第2好氧反应器;4.第1缺氧反应器;5.第2缺氧反应器;6.快速好氧反应器;7.沉淀池;8.搅拌器;9.污泥回流泵;10.厌氧池分流出水泵;11,12. DO 自控装置;13. pH 值在线监测仪;14.曝气装置;15.快速曝气装置;16.分流进水泵

如图 2 所示,该短程脱氮工艺在运行方式上 采取分段进水.原污水 50%进入厌氧段,50%不经 厌氧直接进入好氧段;厌氧段出水的 50%直接进 入第1好氧区,另一部分分流至第1缺氧区.第1、 第2好氧区内设置 DO 自控仪对 DO 进行调控, 好氧区内同时设有 pH 值在线监测仪.实验用水 约为 100L/d,水力停留时间 9h,反应器内污泥浓 度 2000~4000mg/L,SRT 15~20d,污泥回流比为 70%.



该工艺流程的特点:原水部分分流至好氧区 进水,使反应器内局部区域游离态氨氮(FA)浓度 提高;分流式进水延长厌氧区水力停留时间,充分 释磷后的厌氧出水一部分分流至缺氧区,在缺氧 区实现亚硝酸盐为电子受体的聚磷;快速曝气池 使氨氮的去除更彻底.

短程脱氮工艺的启动策略是将好氧1区和2 区的 pH 值控制在 8.5~9.5,DO 控制在 2.5~ 3.5mg/L,通过提高 AOB 的反应速率获得稳定的 亚硝酸盐的积累.启动完成以后,不再对 pH 值进 行调控,仅以好氧1区和好氧2区的 DO 作为影 响短程硝化的主要控制条件,实验考察了 DO 对 亚硝化的影响.

1.3 测定方法

COD_{Cr}、氨氮、总氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐 氮、总磷、MLSS 的测定均采用国家标准方法;pH 值测定采用 Mettler 在线 pH 计; DO 测定采用 ORION 溶解氧在线测定仪.

为了考察短程脱氮系统中 AOB 的微生物群 落学特征,本研究采用 T-RFLP 技术对清河污水 厂活性污泥中的 AOB 和本实验反应器污泥中的 AOB 进行了对比性分析.

2 结果与讨论

2.1 短程脱氮影响因素分析

厌氧直接进入好氧段;厌氧段出水的 50%直接进 2.1.1 DO 对氨氮去除的影响 稳定运行期内 © 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

DO的调控如图 3 所示.第1阶段好氧1 区和好氧2 区的 DO 低于 0.5mg/L;第2 阶段好氧1 区 DO 为 0.5~1.0mg/L、好氧2 区 DO 为 1.5~2.5mg/L; 第3阶段好氧1区 DO 在 1.5~2.5mg/L、好氧2 区 DO 在 0.5~1.0mg/L.



图 3 好氧 1 区和 2 区内 DO 的变化 Fig.3 Variations of DO in aerobic 1 and aerobic 2 unit

由图 3 和图 4 可见,第 1 阶段:好氧 1 区和好 氧 2 区 DO 控制低于 0.5mg/L 时,好氧 1 区出水 氨氮浓度 40~60mg/L,好氧 2 区出水氨氮浓度 20~50mg/L,好氧区的氨氮去除率仅为 50%左右. 由于好氧区局部出现厌氧状态,污泥沉降性能变 差.这说明尽管系统启动后已经达到了较高的氨 氮去除率,但随着好氧 1、2 区同时调低 DO,硝化 明显受到抑制,NOB 生长速率下降导致氨氮去除 率下降,这说明好氧 1、2 区采用低 DO 控制不利 于氨氮的去除.

第2阶段:好氧1区DO调至0.5~1.0mg/L, 好氧2区DO调至1.5~2.5mg/L时,此阶段氨氮整 体去除率上升至70%,好氧区出水氨氮浓度为 10~30mg/L,氨氮降解有所改善.

第3阶段:好氧1区DO调至1.5~2.5mg/L, 好氧2区DO调至0.5~1.0mg/L时,此阶段出水 氨氮浓度在5mg/L以下,氨氮去除率达到95%, 好氧1区完成了60%的氨氮的去除.第3阶段的 DO调控模式最有利于氨氮的去除.这是由于分 段式进水加大了好氧1区的氨氮负荷,维持该区 的较高的DO浓度,可提高AOB和NOB硝化速 率,氨氮的去除主要在该区完成,因此氨氮的去 除达到最优.



图 4 不同 DO 调控下好氧 1 区、好氧 2 区氨氮的去除
Fig.4 Variations of ammonia in aerobic 1 and aerobic 2 unit at different DO concentration
● 进水 △ 好氧 1 区 □ 好氧 2 区

分析好氧1区DO浓度和氨氮去除率的关系可知,DO浓度控制在1.5~2.5mg/L,氨氮去除率可以达到60%以上;DO为0.5~1.0mg/L,则使氨氮去除率降至50%,由此可知DO是影响氨氮的去除的重要因素.

2.1.2 DO 对亚硝酸盐积累的影响 DO 是影响 亚硝酸盐积累的重要因素.研究者普遍认为,低 DO 浓度对 NOB 生长的限制要大于对 AOB 生长 的限制^[4-7].DO 对 AOB 和 NOB 比增长速率(μ) 的影响可用式(1)来表示^[8].

$$\mu = \mu_{\max} \frac{DO}{K_{O_2} + DO}$$
(1)

式中:µ为硝化菌的比增长速率;Ko2为溶解氧饱和系数.

一般认为,AOB 的溶解氧饱和系数 K_{O_2} 为 0.3mg/L,NOB 的溶解氧饱和系数 K_{O_2} 为 1.1mg/L^[9], 但也有学者认为,AOB 的 K_{O_2} 为 0.74mg/L,NOB 的 K_{O_2} 为 1.75mg/L^[10],由此可见,AOB 比 NOB 更适应 低 DO 的环境,通过控制 DO 可以控制 AOB 和 NOB 的生长速度,从而获得亚硝酸盐的积累.

在本实验中,好氧区DO的分级控制是实现短 程硝化的重要手段.由图 5 可见,第 1 阶段,好氧 1 区和 2 区 DO 都<0.5mg/L,系统内亚硝酸盐累积量 高于硝酸盐,亚硝化率高于 50%,受低 DO 的影响, 系统的氨氮去除率为 50%左右;第 2 阶段,好氧 1 区 DO 维持在 0.5~1.0mg/L,2 区 DO 提高至 1.5~2.5mg/L,好氧1区亚硝酸盐氮浓度4~10mg/L, 硝酸盐氮浓度上升至10mg/L以上,氨氮去除好转; 第 3 阶段,提高好氧1区DO至1.5~2.5mg/L,好氧 2 区降至0.5~1.0mg/L,好氧1区和好氧2区亚硝酸 累积无明显变化,基本维持在5~10mg/L.好氧1区 硝酸盐浓度上升至 25~30mg/L,系统亚硝化率有 所降低,此阶段氨氮去除率达到 95%以上.





■ 亚硝酸盐氮 □ 硝酸盐氮 ▲ DO

DO 分级控制对亚硝化的影响原因分析如下:低 DO 对 NOB 抑制作用大于 AOB,使硝化过程中亚硝酸盐不能及时转化为硝酸盐,导致亚硝酸盐的积累.但此阶段 DO 浓度过低不仅抑制 NOB 的生长,也抑制了 AOB 的生长,尽管亚硝化率在 50%以上,但好氧阶段整体硝化速率下降,导致氨氮去除率下降.第 2 阶段,好氧 2 区 DO 浓

度提至 1.5mg/L 以上,出水亚硝酸盐浓度未发生 明显变化.由于好氧 2 区 DO 增高使好氧 1 区出 水中积累的亚硝酸盐部分转化为硝酸盐,导致好 氧2区出水亚硝酸盐浓度降低,硝酸盐浓度增长, 氨氮去除率相应提高.第 3 阶段,提高好氧 1 区 DO 高于 1.5mg/L,好氧 2 区降至 1.0mg/L 以下, 好氧1区出水中亚硝酸盐仍有4~10mg/L,这是由 于该工艺采用分段式进水,原水的 50%直接流入 好氧1区,使反应器内局部区域 FA 浓度提高,促 进了好氧1区内 AOB 生长,所以好氧1区提高 DO 浓度仍能维持一定量的亚硝酸盐的积累,但 较高的 DO 也使该区出水的硝酸盐浓度提高.此 阶段好氧 2 区采用低 DO 控制,相对抑制了 2 区 NOB 的生长,使系统好氧出水有稳定的亚硝酸盐 的积累.同时,采用该调控模式使氨氮大部分在好 氧1区去除,提高了整体氨氮去除率.

分析好氧 1 区 DO 浓度和亚硝化率的相关 性.DO 为 0.2~0.5mg/L,亚硝化率达到 50%~70%, DO 为 0.5~1.0mg/L,亚硝化率降为 20%~30%,DO 在 1.5~2.2mg/L,亚硝化率为 10%~30%.亚硝化率 与 AOB、NOB 的增长速率相关.在本试验中,当 DO 低于 0.5mg/L,根据式(1),NOB 的增长速率下 降,在系统内氨氮浓度基本不变的前提下,系统内 出现亚硝酸盐的积累,导致亚硝化率上升.当 DO 增大至 1.5mg/L 以上,AOB 和 NOB 增长速率同 时上升导致系统内氨氮浓度下降,从而引起 FA 浓度下降,这在一定程度上又限制了 AOB 的生 长.AOB 和 NOB 的增长速率由 FA、DO 度、pH 值及亚硝酸浓度等综合决定.改变系统的 DO 浓 度会影响 FA 浓度、pH 值和游离态亚硝酸,从而 导致系统的亚硝化率发生变化.

2.1.3 不同 DO 浓度下氮的沿程变化 图 6a 为 第 2 阶段 DO 调控模式下,氨氮、硝酸盐氮、亚 硝酸盐氮和 pH 值在各反应单元内的沿程变化. 好氧1区 DO 为 0.5~1.0mg/L,好氧2区 DO 为 1.5~ 2.5mg/L,好氧1区亚硝酸盐和硝酸盐积累量都在 10mg/L 左右.图 6b 是第 3 阶段 DO 好氧1区高、 好氧2区低的控制模式下氮的变化.好氧1区亚 硝酸盐氮的积累并未因 DO 的提高而降低,硝酸 盐浓度因 DO 的提高而升高,好氧1区出水氨氮 为 10mg/L 左右,氨氮去除率较图 6a 有所提高.



--●-- 氨氮 --▲-- 硝氮 --◆-- 亚硝氮 --●-- pH 值

由图 6 可见,进水 pH 值为 8.5 左右,在好氧 1 区和好氧 2 区由于硝化作用降至 7.2~7.6.传统理 论认为,硝化过程中 pH 值高于 8.0 才会出现亚硝 酸盐的积累,而在本实验中,好氧段 pH 值在低于 8.0 情况下,也有稳定的亚硝酸盐的积累.这说明, 不调节好氧区的 pH 值,仅靠调节 DO 就可以实现 短程硝化.

2.1.4 FA 对亚硝酸盐积累的影响 FA 是影响 生物硝化过程的重要因素.FA 是 AOB 的生长基 质^[11],但 FA 达到一定浓度后又会对 AOB 和 NOB 的生长形成抑制.FA 对 NOB 的抑制浓度低 于 AOB,所以当 FA 浓度对 NOB 起抑制作用而 不能对 AOB 形成抑制作用时,硝化过程中会出 现亚硝酸盐的积累^[12-15].FA 浓度由温度、氨氮 浓度和系统内的 pH 值共同决定,由式(2)可知, 在一定温度下,系统内氨氮浓度和 pH 值的升高 均会引起 FA 的增加.

$$[NH_3 - N] = \frac{[NH_4^+ - N]10^{pH}}{e^{6344/(273+T)}}$$
(2)

本实验中,尽管生活污水的氨氮浓度和 pH 值相对稳定,但随着运行过程中 DO 的变化引起 了各单元氨氮浓度的变化,使 FA 浓度发生变化. 由图 7 可见,好氧段 DO 低于 0.5mg/L 时,氨氮浓 度升高导致 FA 浓度升至 1.0mg/L 以上,对 NOB 抑制作用加强,使亚硝酸盐积累,亚硝化率达到 70%以上.第 2 阶段,氨氮去除率的提高导致反应 器内氨氮浓度降低,FA 浓度降至 0.6mg/L 左 右,FA 浓度的降低减弱了对 NOB 的抑制作用.在 亚硝酸盐浓度基本不变的情况下,由于硝酸盐浓 度的增加而导致亚硝化率下降至 40%~50%.第 3 阶段氨氮去除率进一步提高,FA 降至 0.3mg/L 左 右,系统内硝酸盐浓度上升导致亚硝化率降至 20%~ 30%左右.

FA 为 0.2~1.5mg/L 时,与亚硝化率呈线性相 关,y=0.5757x+0.0203,R²=0.5653,这说明尽管短 程脱氮系统中亚硝酸盐的积累是多种因素综合 作用的结果,但 FA 是表征亚硝化程度的重要参 数^[10].受氨氮去除率的影响,亚硝化率的高低并 不能作为反映工艺运行是否良好的主要标志,必 须将氨氮去除率、动力消耗等因素综合考虑.







2.2 亚硝酸菌的 T-RFLP 分析

本研究对清河污水厂活性污泥中的 AOB 和

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



的 T-RFLP 图谱

Fig.8 AOB T-RFLP profiles of activated sludge in Qinghe wastewater plan and the reactor

由图 8 可见,本系统中活性污泥的亚硝酸菌 种类与原始活性污泥中的亚硝酸菌种类有所不 同.普通活性污泥系统中可检出的 AOB 主要有 8 种类别,将 AOB 中提取的碱基片段与 AOB 克隆 文库进行对比,发现其优势菌为 Nitrosomonas oligotropha culster,Nitrosomonas oligotropha culster 数量占 AOB 总量的 59.7%,Nitrosomonas communis culster 占 27.3%,其余 6 种占 13%.本实 验 AOB 可检出 12 类,其中优势菌为 Nitrosomonas oligotropha culster,占 AOB 总量的 70.1%,其余 11 种主要类别分布较为均匀,占 AOB 总量的 30% *communis* culster 在本系统中未被检出.2 种污泥 检出的 AOB 存在类别上的差异,这可能是由于 AOB 中各类亚硝化菌对 DO 的适应性不同所致. 2.3 讨论

厌氧-好氧-缺氧短程脱氮工艺是介于短程 脱氮与全程脱氮中间的一种工艺,其特点与 OLAND 工艺有类似之处,都是通过低 DO 的调 控促进亚硝酸菌的生长,实现亚硝酸盐的稳定积 累.但本工艺与 OLAND 工艺的不同之处在于采 用 DO 的分级控制,该运行方式既可以避免由于 单纯采用低 DO 控制所导致的工艺启动时间长、 在实际工程中容易引发污泥膨胀、好氧段局部区 域产生厌氧等问题,又可以在整体曝气量低于传 统活性污泥法的条件下实现氨氮的高效去除.

传统脱氮理论认为,硝化过程中 AOB 和 NOB 的生长很难维持平衡.其依据是脱氮系统中, 温度、pH 值、氨氮浓度、FA、DO 以及一些限 制性的因素都会对硝化过程产生影响,而这些影 响因素之间又有一定相关性.本试验实现了硝化 过程系统中 AOB 和 NOB 生长的相对平衡,既能 维持稳定的亚硝酸盐的积累又能维持较高的氨 氮去除率.这得益于该工艺特有的启动、运行方 式,通过 pH 值调节刺激 AOB 的生长完成启动, 然后通过对 DO 调控模式进行优化,在获得良好 的氨氮去除率之后,系统内的 FA 浓度相对稳定, 从而获得亚硝酸盐的稳定积累.

3 结论

3.1 厌氧-好氧-缺氧短程脱氮工艺以生活污水 为处理对象,凭借其特有的工艺运行方式,在不调 节温度和pH值的条件下,依靠对系统内DO的优 化调控,实现了稳定的亚硝酸盐积累,氨氮去除率 达90%以上.

3.2 在好氧区的分级控制中,好氧1区DO控制 在1.5~2.5mg/L,好氧2区控制在0.5~1.0mg/L,亚 硝酸盐积累达到5~10mg/L,氨氮去除良好.

3.3 FA 与亚硝化率具有较强的线性相关性,但 受氨氮去除率的影响,亚硝化率的高低并不能作 为反映工艺运行是否良好的主要标志.

左右.原始活性污泥的 AOB 优势菌 *Nitrosomonas* **3.4** 在本试验中通过对亚硝酸菌的 T-RFLP 分 © 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

析表明,短程脱氮系统中的 AOB 可检出种类比 普通活性污泥系统中 AOB 多4种,且优势菌种类 不同.

参考文献:

- Wiesmann U. Biological nitrogen removal from wastewater [J]. Adv. Biochem, 1994,51:113–154.
- Paul B. Characterisation of the bacterial consortium involved in nitrrrite oxidation in activated sludge [J]. Water Sci. Tech., 1999, 39(6):45-62.
- [3] Hellinga C, Schellen A A J C, Mulder J W, et al. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammoniumrich waste water [J]. Water Sci. Tech., 1998,37(9): 135-142.
- [4] Hanaki K. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor [J]. Water Res., 1990,24:297–302.
- [5] Jones W, Schroeder E, Wilderer P. Denitrification in a batch wastewater treatment system using sequestered organic substances [J]. J. Water Pollut Control Federation, 1990,62:259– 265.
- [6] Chung J, Shim H, Lee Y-W. Comparison of influence of free ammonia and dissolved oxygen on nitrite accumulation between suspended and attached cells [J]. Environ. Technol., 2005,26: 21–33.
- [7] Wyffels S, Van Hulle S W H, Boeckx P, et al. Modeling and simulation of oxygen-limited partial nitritation in a membraneassisted bioreactor (MBR) [J]. Biotechnol. Bioeng., 2004,86(5): 531–542.
- [8] 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 Biochem., 2004, 39:1159–1165.
- [9] Guisasola A, Jubany I. Respirometric estimation of the oxygen affinity constants for biological ammonium and nitrite oxidation
 [J]. Chem. Technol. Biotechnol., 2005,80(4):388–396.
- [10] Richard Blackburne, Zhiguo Yuan Jűrg Keller. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor [J]. Biodegradation, 2008,19:303–312.
- [11] Edgardo M, Fabricio R. Kinetic modeling of inhibition of ammonia oxidation by nitrite under low dissolved oxygen conditions [J]. Journal of Environmental Engineering, 2008:184– 190.
- [12] Abeling U, Seyfried C F. Anaerobic-aerobic treatment of high strength ammonium wastewater nitrogen removal via nitrite [J]. Water Sci. Technol., 1992,26(10):7–15.

- [13] Turk O, Mavinic D S. Selective inhibition: a novel concept for removing nitrogen from highly nitrogeneous wastes [J]. Environ. Technol. Lett., 1987,8:419–426.
- [14] Ciudad G, Rubilar O. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process [J]. Process Biochem., 2005,40:1715– 1719.
- [15] Ciudad G, Werner A, Bornhardt C. Differential kinetics of ammonia-and nitrite-oxidizing bacteria: A simple kinetic study based on oxygen affinity and proton release during nitrification [J]. Process Biochem., 2006,41:1764–1772.
- [16] Mark A. An evaluation of terminal-restriction fragment length polymorphism (T-RFLP) analysis for the study of microbial community structure and dynamics [J]. Environmental Microbiology, 2000,2(1):39–50.
- [17] Clement B G, Kehl L E, DeBord K L, et al. Terminal restriction fragment patterns (TRFPs), a rapid, PCR based method for the comparison of complex bacterial communities [J]. Microbiol. Methods, 1998,31:135–142.
- [18] Limpiyakorn T, Shinohara Y, Kurisu F, et al. Communities of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of various sewage treatment plants in Tokyo [J]. Fems Microbiology Ecology, 2005,54(2):205–217.
- [19] Gilbride K A, Lee D Y, Beaudette L A. Molecular techniques in wastewater: Understanding microbial communities, detecting pathogens, and real-time process control [J]. Journal of Microbiological Methods, 2006,66(1):1–20.

作者简介: 支霞辉(1976-),女,河北衡水人,博士后,主要从事污水脱 氦除磷的研究.发表论文 10 余篇.