

半短程硝化-厌氧氨氧化处理污泥消化液的脱氮研究

吕 鑑¹, 孟凡能¹, 张树军², 周 军², 甘一萍², 王 毅¹, 张春苹¹

(1. 北京工业大学 水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124; 2. 北京城市排水集团有限责任公司, 北京 100038)

摘 要: 采用实验室规模的半短程硝化-厌氧氨氧化联合工艺, 研究了对高氨氮、低 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 污泥消化液的处理能力. 结果表明, 在 A/O 反应器中, 短程硝化在温度 9~20℃、平均 $\rho_{\text{DO}} = 5.4 \text{ mg/L}$ 、SRT 值为 30 d 左右时, 进水氨氮负荷 0.64 kg/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$) 的条件下, 经过 29 d 得以实现. 通过控制游离氨 $\rho_{\text{FA}} > 4 \text{ mg/L}$ 时, 此后, 从 30—96 d, 出水亚硝氮累积率维持在 70% 左右; 短程硝化实现之后, 进而实现了半短程硝化, 出水氨氮与亚硝氮浓度比维持在 1:1.32 左右; 采用 UASB 反应器, 接种由好氧颗粒污泥、厌氧颗粒污泥、氧化沟活性污泥及短程硝化活性污泥组成的混合污泥, 在避光、厌氧、(30±0.2)℃、pH=7.3~7.9 条件下, 以污泥消化液经短程硝化处理后的出水为进水, 初期进水氨氮、亚硝氮容积负荷分别为 0.07、0.10 kg/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$), 经过 24 d 运行, 氨氮和亚硝氮开始出现同步去除现象, 195 d 时总氮去除负荷达 1.03 kg/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$); 待半短程硝化运行稳定和厌氧氨氧化反应成功启动后, 将二者联立并运行了 105 d, 最终总氮去除率达到 70%.

关键词: 半短程硝化; 厌氧氨氧化; 污泥消化液; 氨氮; 亚硝氮

中图分类号: X 703

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2011)11-1737-06

目前, 常用的脱氮工艺有 A²/O 工艺、A/O 工艺和 SBR 法等, 但均不同程度地存在着工艺流程长、氧耗效率低、碳源不足、脱氮效果不好等诸多问题^[1]. 随着简洁硝化-厌氧氨氧化(single reactor system for high activity ammonia removal over nitrite-anaerobic ammonium oxidation, SHARON-ANAMMOX) 组合工艺的应用, 其他诸如通过控制 DO 实现的限氧亚硝化工艺与厌氧氨氧化工艺的组合工艺^[2]、通过长污泥龄与低溶解氧控制实现的常温亚硝化工艺与厌氧氨氧化工艺的组合工艺^[3]等短程硝化-厌氧氨氧化的组合工艺引起了国内外学者的普遍研究.

由于 ANAMMOX 过程能同时去除亚硝氮和氨氮, 节约中和试剂、碳源和污泥产量低等优点, 因此, 在环境工程上具有较高的开发价值^[4]. 污泥消化液属高氨氮低碳氮比废水, 反硝化过程所需碳源比较缺乏, 适于采用厌氧氨氧化工艺处理. 但是, 该水质几乎不含亚硝氮基质, 故需要使一部分氨氮首先转化为亚硝氮, 然后再进入厌氧氨氧化工艺脱氮. 污泥消化液一般碱度不足, 且厌氧氨氧化去除氨氮和亚硝氮的摩尔比约为 1:1.32^[5], 故污泥消化液中的氨氮宜硝化大约一半且停留在亚硝氮阶段, 而后作为厌氧氨氧化进水, 实现全程自养生物脱氮. 在氨氮硝化过程中, 因为约一半的氨氮被硝化且停留在亚硝化阶段, 故被称为半短程硝化^[6]. 与传统的硝化-反硝化工艺相比, 半短程硝化-厌氧氨氧化联合工艺可节省 50% 的氧耗和 100% 的外加碳源, 且污泥产量少, 因此具有非常广阔的应用前景^[7-8]. 本试验主要研究了采用半短程硝化-厌氧氨氧化联合工艺处理高氨氮、低 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 污泥消化液的运行状况. 在启动初期, 由于半短程硝化的亚硝氮积累不稳定以及厌氧氨氧化反应易遭受亚硝氮基质抑制, 故两套工艺装置分别独立运行. 待半短程硝化运行稳定和厌氧氨氧化成功启动后, 方进行联立, 并实现了全程自养脱氮.

1 材料与方法

1.1 试验装置

半短程硝化反应装置和厌氧氨氧化反应装置分别采用 2 套独立装置, 待条件成熟后通过中间水箱, 把

收稿日期: 2009-04-13.

基金项目 “十一五” 国家科技支撑计划项目 (2006BAC19B01).

作者简介: 吕 鑑(1952—), 男, 江苏南京人, 教授.

二者联立运行.

半短程硝化实验模型由 A/O 反应器和竖流式二沉池组成,见图 1. 反应装置材质为有机玻璃,每格室有效容积 4.5 L,共 4 格室,第 1 格室为缺氧区,后 3 格室为好氧区;二沉池有效容积为 12 L. 通过蠕动泵控制试验进水和污泥回流,反应器运行期间进水量约为 34 L/d,水力停留时间(HRT)约为 12.7 h,内回流为 50%. 采用砂头曝气头曝气,流量控制在 8~10 L/min,好氧区 ρ_{DO} 平均为 5.4 mg/L.

厌氧氨氧化以 UASB 作为反应器,工艺流程如图 2 所示. 反应器由有机玻璃制成,高 170 cm,内径 8 cm,有效容积约 8.5 L. 反应器外裹水浴套桶,亦为有机玻璃材质,直径 40 cm,由温度控制仪使水浴区温度在 $(30 \pm 0.2)^\circ\text{C}$,取样口贯穿水浴区便于取样. 为保证水浴均匀,水浴区以气循环带动水循环,最外层裹保温、避光的黑色材料. 进水和回流变化均由蠕动泵控制,为避免进水与回流水水流相对,进水口与回流口上下保持一定距离.

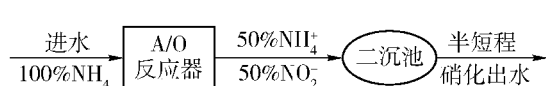


图 1 A/O 工艺半短程硝化示意图

Fig. 1 Schematic diagram of half-nitrosification in an A/O process

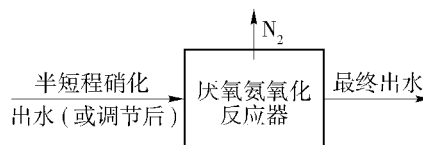


图 2 厌氧氨氧化反应示意图

Fig. 2 Schematic diagram of ANAMMOX process

1.2 试验原水水质

在联合之前,半短程硝化试验原水采用高碑店污水处理厂消化污泥脱水液,水质参数见表 1.

表 1 试验进水水质

Table 1 Influent characteristics

项目	pH 值	温度/℃	$\rho(\text{氨氮}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho_{\text{COD}} / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	碱度 / $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{溶解性磷}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
范围	7.4~8.2	9~20	270~430	145~632	1 730~2 340	15~28
平均值	7.6	15	330	282	1 835	20

1.3 分析项目及方法

ρ_{COD} 采用重铬酸钾法;氨氮质量浓度采用纳氏试剂分光光度法;硝酸盐质量浓度采用麝香草酚分光光度法;亚硝酸盐质量浓度采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法;pH 值及温度采用 pH 计及温度探头(德国 WTW); ρ_{DO} 采用 DO 测定仪(德国 WTW);碱度采用酸碱指示剂滴定法;溶解性磷质量浓度采用钼锑抗分光光度法; ρ_{MLSS} 采用重量法.

2 结果与讨论

2.1 半短程硝化的启动及运行

当亚硝氮累积率稳定在 50% 以上时,即可认为实现了短程硝化. 而半短程硝化是在短程硝化实现的基础上,约一半的氨氮被硝化,且硝化停留在亚硝氮阶段,即出水中亚硝氮与氨氮浓度几乎相等. 据文献报道,影响亚硝氮积累的因素主要有进水氨氮浓度、pH 值、 ρ_{FA} 、 ρ_{DO} 、温度和污泥停留时间(SRT)等^[9-10].

本试验以北京市高碑店污水处理厂二沉池回流污泥为接种活性污泥,维持 SRT 值约 30 d,在 $9 \sim 20^\circ\text{C}$ 、 $\rho_{\text{DO}} > 5 \text{ mg/L}$ 条件下,进水氨氮负荷平均为 $0.64 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,共运行了 96 d.

2.1.1 进出水三氮的变化规律

由于亚硝氮、硝氮质量浓度均较小,大都在 $0 \sim 1 \text{ mg/L}$,故略去其曲线趋势图,如图 3 所示. 试验以实

际污泥消化液为进水, 所以氨氮质量浓度有较大波动, 但多大于 300 mg/L (相应的 $\rho_{FA} > 4$ mg/L)。随着运行时间的延续, 出水氨氮、硝氮呈下降趋势, 而亚硝氮逐渐增加, 且三氮逐步趋于稳定, 说明短程硝化逐渐得到增强。在第 29 天时, 硝氮、亚硝氮质量浓度分别为 16、21 mg/L, 亚硝氮累积率超过了 50%。此后至运行结束, 出水硝氮、亚硝氮分别继续降低、增加, 即亚硝氮累积率逐步提高, 而出水氨氮仍有一半剩余。说明随着反应的进行, 在高浓度氨氮下, 全程硝化逐步向短程硝化转变, 以至反应逐渐停止在亚硝化阶段, 最终实现半短程硝化。

2.1.2 FA 与亚硝氮累积率的关系

Anthonisen 的选择性抑制学说^[11]认为, 当硝化基质浓度超过硝酸菌的转化利用阈值, 而低于亚硝酸菌 (AOB) 的转化利用阈值时, FA 对硝酸菌 (NOB) 活性具有抑制作用。由图 4 可知, 维持反应器高质量浓度氨氮、高 ρ_{FA} 下, 经过 29 d, 亚硝氮累积率就超过了 50%, 此后逐步平稳上升。在 30—96 d 时期内, 亚硝氮累积率最高达到了 90.2%, 平均在 70% 左右。从启动到平稳运行的整个运行阶段, ρ_{FA} 平均为 4.16 mg/L, 最高为 10.14 mg/L, 在较短时间内就实现了较好的亚硝化效果, 与 Anthonisen 等得到的 FA 质量浓度对 AOB 和 NOB 的抑制范围分别为 10~150 mg/L 和 0.1~1.0 mg/L 相一致。另外, 试验的整个运行过程中, 温度在 9~20 °C 范围内, 好氧区 $\rho_{DO} > 5.0$ mg/L, 远远大于 1.5 mg/L (AOB 氧饱和常数一般为 0.2~0.4 mg/L, NOB 的为 1.2~1.5 mg/L), SRT 值约为 30 d 左右, 而低温、高 ρ_{DO} 、长 SRT 值 3 个因素均不利于短程硝化的实现及维持, 由此可知, 维持高氨氮负荷、高 FA 值是实现及维持半短程硝化的重要条件。

2.1.3 出水亚硝氮、氨氮及比值关系

由图 5 可以看出, 从 19—96 d, 出水亚硝氮、氨氮的质量浓度及二者比值是不断升高的, 在 62 d 时比值达到了 1.02, 68 d 时突然升至 1.71, 73 d 时降至 1.32, 而后稳定在 1.30 左右。运行的前 30 d, 由于接种活性污泥处于驯化阶段, ρ_{DO} 又较高, 虽然 ρ_{FA} 在 5 mg/L 以上, 但 NOB 的活性尚未被完全抑制, AOB 还未成为优势菌种, 所以出水亚硝氮质量浓度比较低, 亚硝氮、氨氮质量浓度比值也较小, 还不到 0.30。30 d 后, 高 ρ_{FA} 对 NOB 抑制逐步增强, 而对 AOB 的影响较小, 出水亚硝氮质量浓度升高趋势明显, 最高达到 222 mg/L, 亚硝氮、氨氮质量浓度比值逐渐维持在 1:1.32 附近, 达到了 ANAMMOX 反应进水的水质条件。

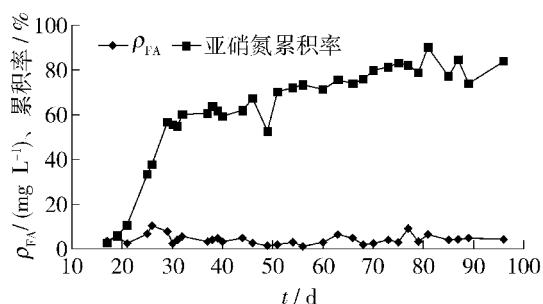


图 4 ρ_{FA} 与亚硝氮累积率的关系

Fig. 4 Relation between ρ_{FA} and nitrite accumulation

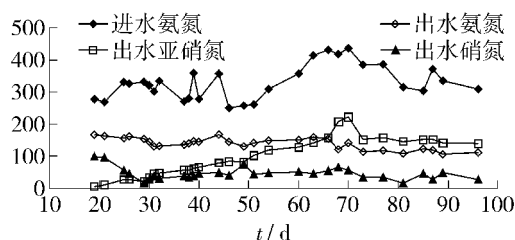


图 3 三氮进出水变化关系

Fig. 3 Variation of NH_4^+-N , $NO_2^- -N$ and $NO_3^- -N$

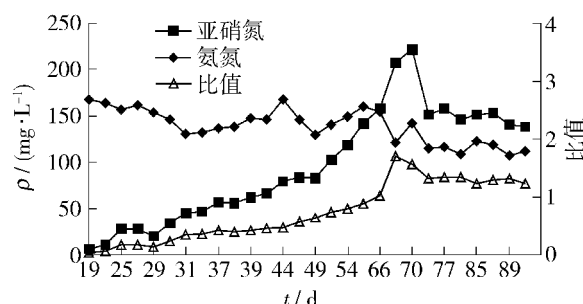


图 5 出水氨氮、亚硝氮及比值变化

Fig. 5 Ratio's change between ammonia and nitrite in effluent

2.2 厌氧氨氧化的启动及运行

采用 UASB 反应器, 在无光、厌氧、(30 ± 0.2) °C、pH 值为 7.3~7.9, HRT 值约为 7 h, 进水氨氮、亚硝氮质量浓度分别为 20、30 mg/L 条件下, 接种好氧颗粒污泥、厌氧颗粒污泥, 氧化沟活性污泥及短程硝化污泥的混合污泥 (体积分别为 3.5、1、4 和 4 L, 短程硝化污泥为第 4 天补加), 启动并运行了厌氧氨氧化反应。

由于厌氧氨氧化菌生长周期长达 11 d^[12],启动过程中防止菌体流失是十分必要的。

对 ANAMMOX 过程来说,氨氮、亚硝氮既是反应的基质,同时也是抑制剂^[13-14],由此决定了系统启动时进水氨氮和亚硝氮的基质浓度以较低为宜:一方面满足了 ANAMMOX 菌良好增殖的需要,另一方面可减弱对 ANAMMOX 菌活性的抑制,利于缩短启动周期。所以,本试验进水氨氮、亚硝氮的质量浓度分别为 20、30 mg/L,根据去除量变化逐渐提高,在 195 d 时分别达到 157、216 mg/L,如图 6 所示。在 24 d 时,氨氮、亚硝氮开始出现明显的同步去除现象,但由于误操作,导致 59 d 时进入空气、69 d 时进水亚硝氮质量浓度过高(253 mg/L),严重抑制了 ANAMMOX 菌的活性,氨氮、亚硝氮去除量急剧下降。此后,从 76—106 d,二者去除量仍然较小,基本处于抑制恢复期。遭受空气和亚硝氮基质连续抑制后,恢复期长达一个多月,说明 ANAMMOX 菌同时被空气和高浓度亚硝氮基质连续抑制后,恢复困难,周期较长。在 106 d 后氨氮、亚硝氮才又再次出现同步去除,140 d 时二者去除量分别为 16、38 mg/L,此后去除速率开始加快,到 190 d 时分别达到 124、190 mg/L,总氮去除负荷为 1.03 kg/(m³·d),也标志着厌氧氨氧化反应启动成功。

3 联合工艺的脱氮性能

待半短程硝化运行稳定和厌氧氨氧化成功启动后,将二者联合起来组成半短程硝化-厌氧氨氧化联合工艺。联合运行期,原水中氨氮浓度有所人工调整,反应器运行状况如图 7 所示,图中,进水氨氮指半短程硝化的进水氨氮质量浓度;氨氮、亚硝氮、硝氮既指半短程硝化出水氨氮、亚硝氮、硝氮质量浓度,同时也指厌氧氨氧化的进水氨氮、亚硝氮、硝氮质量浓度;出水氨氮、出水亚硝氮、出水硝氮指厌氧氨氧化的出水氨氮、亚硝氮、硝氮质量浓度。

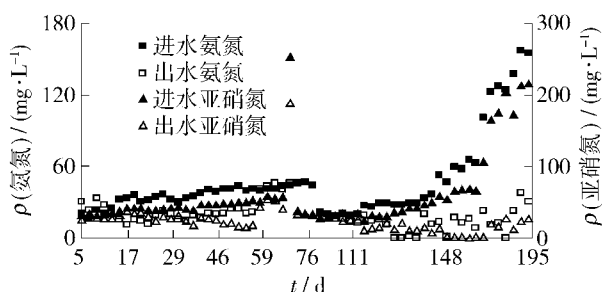


图 6 氨氮、亚硝氮进出水变化关系

Fig. 6 The variation of influent and effluent upon ammonia and nitrite

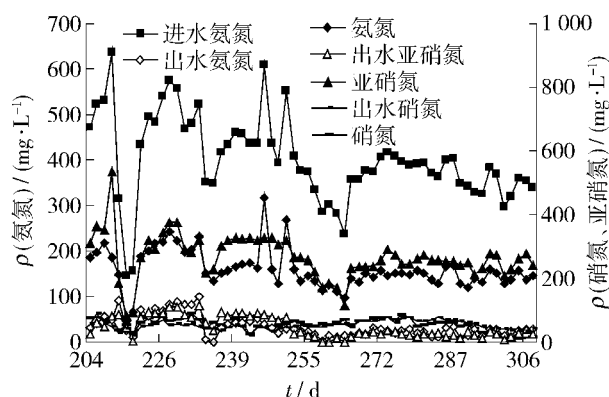


图 7 联合脱氮工艺性能

Fig. 7 Nitrogen removal performance of the combined system

联合工艺共运行了 105 d,根据进水氨氮和总氮去除能力,可分为 3 个阶段。第一阶段为联合运行的前 16 d,即从 204—222 d。该阶段进水氨氮质量浓度较高,约为 540 mg/L,所以氨氮和亚硝氮质量浓度也比较高,其中亚硝氮质量浓度在第 213 d 时达到了 373 mg/L,结果导致 ANAMMOX 反应再次被抑制。Strous^[15]认为,当亚硝氮质量浓度高于 280 mg/L 时,会抑制 ANAMMOX 的活性。于是,降低进水氨氮浓度,至 222 d 时活性基本恢复。联合初期,由于系统的不稳定性,此阶段的总氮去除率仅为 51.3%。第 2 阶段至 254 d,进水氨氮质量浓度约为 450 mg/L,为抑制恢复期及总氮去除提高期。期间,亚硝氮质量浓度均小于 280 mg/L,没有再出现 ANAMMOX 的抑制。但是,出水氨氮和出水亚硝氮普遍较高,联合工艺的总氮去除率只有 56.2%。第 3 阶段从 255 d 到结束,进一步降低进水氨氮质量浓度至 350 mg/L,氨氮与亚硝氮摩尔浓度比在 1:1.09 ~ 1:1.50,出水氨氮和出水亚硝氮也随之降低,总氮去除率达到了 70%。但是,联合工艺运行期间,并未获得很高的总氮去除率,原因主要是低 $\rho(C)/\rho(N)$ 的污泥消化液经过半短程硝化之后,产生的硝氮直接进入 ANAMMOX 反应器中,而 ANAMMOX 出水中会再次产生硝氮,增加的硝氮是所消耗氨氮的 0.26 倍^[5],所以硝氮质量浓度是沿程逐渐升高的,导致总氮去除率难以大幅度提升。如何使硝

氮在联合工艺中得到有效经济处理, 进一步提高总氮去除率, 还有待于进一步研究.

4 结论

1) 半短程硝化驯化过程中, 在 $9 \sim 20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $\rho_{\text{D}_0} > 5\text{ mg/L}$ 的条件下, 维持 SRT 值约 30 d, 进水氨氮负荷平均为 $0.64\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 经过 29 d 实现了短程硝化, 进而实现了稳定的半短程硝化, 出水氨氮与亚硝氮浓度摩尔比维持在 1:1.32 左右. 通过综合因素调整, 控制 $\rho_{\text{FA}} > 4\text{ mg/L}$, 能维持亚硝氮累积率在 70% 左右.

2) 接种好氧颗粒污泥、厌氧颗粒污泥, 氧化沟活性污泥及短程硝化污泥的混合污泥的厌氧氨氧化, 采取氨氮和亚硝氮基质的低负荷方式启动, 经过 195 d, 总氮去除负荷达到 $1.03\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. 其中, 从 140—186 d 的去除速率增加最快, 从 $0.15\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 迅速达到了 $0.99\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

3) 半短程硝化稳定实现和厌氧氨氧化成功启动后, 联合工艺经 105 d 的运行, 总氮去除率达到 70%.

参考文献:

- [1] 杨岚, 杨景亮, 李再兴, 等. 厌氧氨氧化技术研究进展 [J]. 河北化工, 2004(3): 54-56.
YANG Lan, YANG Jing-liang, LI Zai-xing, et al. Development of the technology-ANAMMOX [J]. Hebei Chemical Engineering and Industry, 2004(3): 54-56. (in Chinese)
- [2] VAN DONGEN U, JETTEN M S N. The SHARON-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater [J]. Water Sci Technol, 2001, 44(1): 153-160.
- [3] 叶建锋. 亚硝酸型硝化-厌氧氨氧化脱氮技术研究 [D]. 南京: 河海大学环境学院, 2005.
YE Jian-feng. Study of nitrogen removal from wastewater by nitrosation-ANAMMOX process [D]. Nanjing: College of Environment, Hohai University, 2005. (in Chinese)
- [4] CHRISTIAN F, MARC B, PHILIPP H. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant [J]. Journal of Biotechnology, 2002, 99: 295-306.
- [5] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. Appl Environ Microbiol, 1999, 65(7): 3248-3251.
- [6] 汪慧珍, 吴俊奇, 高志明. 半硝化-厌氧氨氧化脱氮新工艺 [J]. 环境工程, 2001, 19(5): 7-8.
WANG Hui-zhen, WU Jun-qi, GAO Zhi-ming. New technology of nitrogen removal by nitrosation-ANAMMOX process [J]. Environmental Engineering, 2001, 19(5): 7-8. (in Chinese)
- [7] VAN DONGEN U, JETTEN M S M, VAN LOOSDRECHT M C M. The SHARON-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater [J]. Wat Sci Tech, 2001, 44(1): 153-160.
- [8] FUX C, BOEHLER M, HUBBER P, et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation(ANAMMOX) in a pilot plant [J]. Journal of Biotechnology, 2002, 99(3): 295-306.
- [9] 陈雷, 佩时. 石油开采废水处理技术的现状与展望 [J]. 中国给水排水, 1999, 15(11): 33-35.
CHEN Lei, PEI Shi. The present situation and prospects of treatment technology of oil wastewater [J]. China Water and Wastewater, 1999, 15(11): 33-35. (in Chinese)
- [10] 张英杰. 亚硝酸型硝化的控制途径 [J]. 中国给水排水, 2002, 18(6): 29-31.
ZHANG Ying-jie. Control methods of nitrosation [J]. China Water and Wastewater, 2002, 18(6): 29-31. (in Chinese)
- [11] ANTHONISEN A C. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. JWPCF, 1976, 48: 835-852.
- [12] STROUS M, HEIJNEN J J, KUENEN J G, et al. The sequencing batch reactor as a powerful tool to study very slowly growing microorganisms [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1998, 50(5): 589-596.
- [13] HAO X, JOSEPH J, MARK C M. Model-based evaluation of temperature and inflow variations on a partial nitrification ANAMMOX biofilm process [J]. Wat Res, 2002, 36: 4839-4849.
- [14] 郑平, 胡宝兰. 厌氧氨氧化菌混培物生长及代谢动力学研究 [J]. 生物工程学报, 2001, 17(2): 193-198.
ZHENG Ping, HU Bao-lan. Kinetics of anaerobic ammonia oxidation [J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2001, 17(2): 193-198. (in Chinese)
- [15] STROUS M, HEIJNEN J J, KUENEN J G, et al. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic Ammonium-oxidizing micro organisms [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 1998, 50: 589-596.

Study on Half-nitrosification-ANAMMOX Process for Treatment of Reject Water

LÜ Jian¹, MENG Fan-neng¹, ZHANG Shu-jun², ZHOU Jun², GAN Yi-ping², WANG Yi¹, ZHANG Chun-ping¹

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. Beijing Drainage Group Co. Ltd., Beijing 100038, China)

Abstract: Combination of half-nitrification process and anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process for the treatment of rejected water with high ammonium and low $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ are evaluated. The experimental results indicated that the nitrification is realized in 29 d at 9–20 °C, average DO of 5.4 mg/L, SRT of about 30 d and influent ammonia loading rate of 0.64 kg/(m³·d); The nitrification with 75% nitrite accumulation efficiency maintains between 30–96 d when average FA concentration is more than 4 mg/L in A/O reactor; Furthermore, the half-nitrification is obtained because of effluent ammonia and nitrite ratio of 1:1.32; Under the condition of (30±0.2) °C, influent pH of 7.3 to 7.9, making rejected water of nitrification as influent, and initial ammonia and nitrification load of 0.07 kg/(m³·d) and 0.10 kg/(m³·d) respectively, simultaneous removal of ammonia and nitrite take place in 24 d in UASB reactor inoculating with mixed sludge consisted of aerobic granular sludge, anaerobic granular sludge, oxidation ditch sludge and nitrification sludge, and the total nitrogen removal reaches up to 1.03 kg/(m³·d) was reached in 186 d. After half-nitrosification operated steadily and ANAMMOX starts up successfully, the total nitrogen removal reaches 70% when they are combined for 105 d.

Key words: half-nitrification; ANAMMOX; reject water; ammonia; nitrite

(责任编辑 苗艳玲)

(上接第 1719 页)

Hysteretic Behavior of Advanced PFD-SMA Frictional Damping Brace Systems

ZHANG Ji-gang^{1,2}, LU Ai-zhen³, OU Jin-ping²

(1. School of Civil Engineering, Qingdao Technological University, Qingdao 266033, China;

2. State Key Laboratory of Coastal and Offshore Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116023, China

3. School of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: A traditional Pall friction damping brace system is improved by a Pall-typed frictional damper-shape memory alloy (PFD-SMA) brace system, which makes full use of PFD and the advantages of SMA. The system has the energy dissipation ability and self-resetting function. The influences of SMA's stiffness, slip force of the Pall-typed damper, maximum recovery strain, elasticity modulus, and length of SMA brace are analyzed. Results show that the PFD-SMA frictional brace system has the same energy dissipation with an origin Pall brace system, even in the case of hugging SMA brace can consume energy by itself. The system has a dual self-resetting function by SMA's super-elastic performance and shape memory effect.

Key words: shape memory alloy (SMA); Pall-typed frictional damper (PFD); energy dissipation; geometry nonlinearity

(责任编辑 张苏革)