

间歇曝气 MBR 处理低碳高氮磷城市生活污水研究

李旭东¹, 何小娟², 邱江平¹

(1. 上海交通大学农业与生物学院, 上海 200240; 2. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

摘要: 采用间歇曝气膜生物反应器对低碳高氮磷型城市生活污水进行了处理研究. 结果表明, 在水力停留时间 12 h、曝气/停曝周期 30 min/60 min 和不排泥的运行条件下, 可去除 90% 以上的 COD、接近 100% 的氨氮和 80% 以上的总氮, 但系统对磷基本无去除能力. 系统内硝化作用完成得快速且充分, 而反硝化作用则是总氮去除的限制性步骤. 试验还发现, 膜污染速率与反应器内污泥浓度呈正线性关系, 污泥浓度越高, 膜污染速率越大.

关键词: 膜生物反应器; 间歇曝气; 硝化; 反硝化; 膜污染

中图分类号: X799.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)06-1533-05

Treatment of Municipal Wastewater with Low C/N Ratio Using an Intermittently Aerated Membrane Bioreactor

LI Xu-dong¹, HE Xiao-juan², QIU Jiang-ping¹

(1. School of Agriculture and Biology, Shanghai Jiaotong University, Shanghai 200240, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: A laboratory-scale intermittently aerated membrane bioreactor was applied to treat synthetic household wastewater characterized with low organic matter and high nitrogen concentration. Experimental results showed that at the condition of HRT 12 h, aeration/non-aeration cycle 30 min/60 min and a very long SRT, more than 90% of COD and close 100% ammonia nitrogen could be removed, and the average removal efficiency of TN was more than 80%, but this treatment process seemed to be not available in phosphorus removal. Nitrification was accomplished quickly and completely in the system. The denitrification appeared to be the rate-limiting step for TN removal in the system. Furthermore, a positive linear correlation between the fouling rate and the MLSS concentration was founded, and the higher the MLSS concentration was, the higher fouling rate was.

Key words: membrane bioreactor; intermittently aeration; nitrification; denitrification; membrane fouling

随着膜生物反应器(MBR)技术在污水处理中运用的日趋成熟, 有关其脱氮功效的研究也有了长足的发展^[1~4]. 目前大多数 MBR 脱氮工艺是建立在传统硝化-反硝化机制之上的^[4~6], 根据硝化-反硝化反应发生的空间和时间, 又可分为空间分离的两级分置式和时间分离的一体式生物脱氮工艺. 其中, 一体式间歇曝气 MBR 是通过间歇曝气形成交替的缺氧/好氧条件, 达到对碳、氮的同时去除^[2,7,8].

我国南方城市污水中有机物浓度一般偏低, COD 平均不足 200 mg/L, SS 平均 110 mg/L, 而氮、磷的含量却相对较高, COD/TN 通常在 7.0 以下, COD/TP 则在 60 以下^[9~11]. 这种低碳高氮磷城市污水的处理一直是研究的难点.

本试验采用间歇曝气 MBR 对这种低碳高氮磷城市污水进行小试研究. 对间歇曝气运行条件下系统内硝化/反硝化特征进行了讨论, 同时对膜污染情况进行了较为系统的监测.

1 材料与方法

1.1 试验装置

膜生物反应器为立方柱体, 有效工作体积 15 L, 试验装置如图 1 所示. 膜组件为聚砜中空纤维膜, 膜孔径为 0.08 μm , 膜面积为 0.3 m^2 . 膜组件浸于生物反应器内, 底设砂盘曝气器以提供水流循环动力和微生物分解有机物所需氧气. 曝气单元还具有抑制污泥在膜表面附着的功能, 有利于控制膜污染的发生. 系统采用间歇曝气运行模式, 曝气/停曝周期为 30 min/60 min, 出水仅在曝气阶段通过抽吸泵实现, 抽吸泵和空压机均采用计时器控制, 设备完全自动运行. 试验期间系统运行的主要控制参数列于表 1.

1.2 检测项目与方法

试验过程中, 水质检测项目有 COD、SS、溶解氧(DO)、氧化还原电位(ORP)、pH、混合液悬浮固体(MLSS)、混合液挥发性悬浮固体(MLVSS)、氨氮($\text{NH}_4^+ -\text{N}$)、亚硝态氮($\text{NO}_2^- -\text{N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^- -\text{N}$)、总氮(TN)和总磷(TP)等. 其中 DO、ORP、pH 采用便携

收稿日期: 2007-06-11; 修订日期: 2007-07-25

基金项目: 同济大学环境科学与工程学院青年创新基金项目(2007)

作者简介: 李旭东(1973~), 男, 博士, 讲师, 主要研究方向为水污染控制与治理, E-mail: lxd5000@hotmail.com

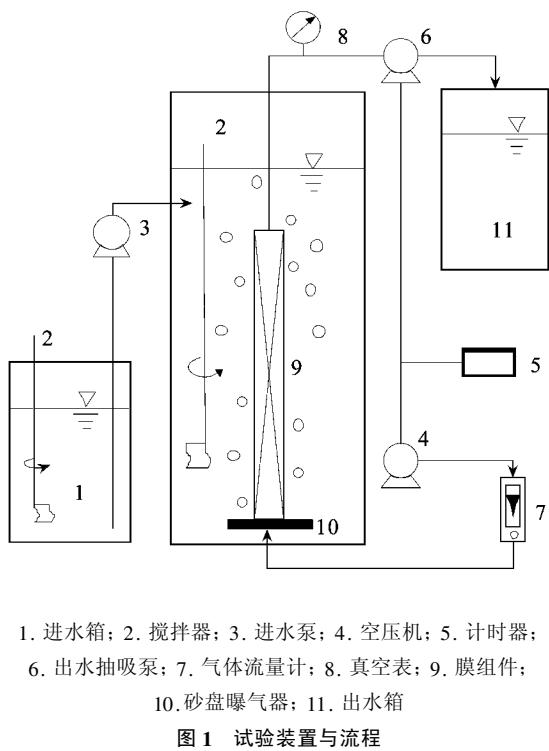


Fig.1 Experimental devices and process flow chart

式测定仪(WTW Oxi 340i, 德国产;HANNA HI8424, 意大利产)进行测试,各形态氮采用 HACH DR/2000 直读式分光光度计测定,其余各项目均采用标准方法^[12]进行分析.

表 1 MBR 系统主要操作参数

Table 1 Operating conditions of MBR system

参数	数值
有效体积/L	15
HRT/h	12
曝气/停曝时间/min·min ⁻¹	30/60
SRT/d	不排泥
膜通量/L·(m ² ·h) ⁻¹	12
膜面积/m ²	0.3
膜孔径/μm	0.08
曝气量/L·(min·m ²) ⁻¹	8.5 ¹⁾
水温/℃	20~26
pH	7.3~8.1

1)试验后期由于系统内污泥浓度大幅度提高,曝气量略有提高

1.3 试验用水和泥种

试验用水由乙酸、尿素、NH₄Cl、KH₂PO₄、Na₂HPO₄、滑石粉等配制而成,模拟低碳高氮磷生活污水,平均 TCOD:TN:TP 比值低于 60:7:1,具体水质情况如表 2 所示;试验所用污泥取自某城市污水处理厂好氧处理单元.

1.4 试验的运行与管理

试验从 2006 年 2 月开始,反应器采用好氧颗粒污泥直接启动,起始污泥浓度为 1.8g/L.以连续流方式进水,进水流量为 1.25 L/h,污水在反应器内的停留时间为 12 h.采用间歇方式出水,在停曝阶段系统不出水,在曝气阶段在抽吸泵作用下得到膜过滤出水,抽吸泵的工作压力为 0~50 kPa.经过 1 周的运行后,开始定期取样分析.由于系统出水水质在曝气 30 min 内是变化的,故将出水收集在出水箱内,取其混合样进行测试,每周测样 2~3 次.试验共进行 5 个月.

表 2 试验用水水质情况

Table 2 Characteristics of synthetic wastewater

指标	平均浓度 c/mg·L ⁻¹	标准差
COD	170	18.5
SS	205.9	208.9
NH ₄ ⁺ -N	23.8	4.1
NO ₃ ⁻ -N	0.01	0.05
NO ₂ ⁻ -N	0.0	0.0
TN	31.5	2.3
TP	3.1	0.6

2 结果与分析

2.1 有机污染物和悬浮物去除效果

图 2 为间歇曝气膜生物反应器试验期间进出水 COD 浓度和去除率随时间的变化情况.

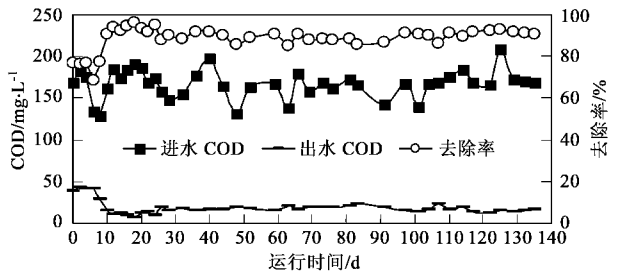


图 2 试验期间 COD 进出水浓度及去除率变化

Fig.2 Variation of COD in the influent and effluent

由图 2 可以看出:系统 COD 的去除率开始运行前 10 d 较低,不到 80%,这是因为在起始阶段污泥需要适应新的间歇曝气条件,系统尚未稳定.10 d 以后,系统表现出高且稳定的 COD 去除效果,在进水 COD 平均浓度为 170 mg/L 的情况下,膜出水 COD 浓度始终稳定在 17 mg/L 以下,满足中水回用水质标准的要求,整个试验期平均 COD 去除率大于 90%.

由于膜组件具有良好的截留和分离作用,系统在进水 SS 平均浓度为 205.9 mg/L 的情况下,出水 SS 均为 0 mg/L.

2.2 氮、磷的去除效果

图3 为试验期间氨氮、总氮进出水浓度变化图.

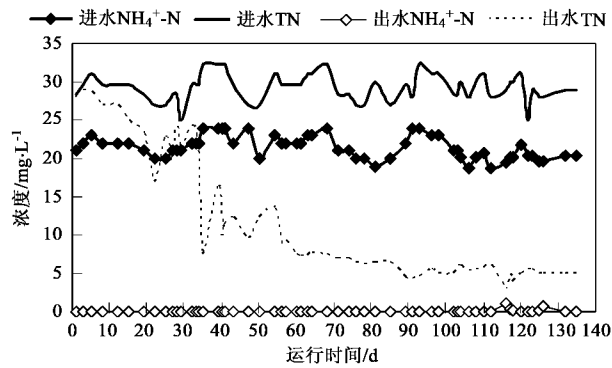


图3 试验期间氨氮、总氮进出水浓度变化

Fig.3 Variation of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TN in the influent and effluent

由图3可知,不论进水氨氮浓度如何波动,系统氨氮的去除率均接近100%.经过2个月的运行后,系统总氮的去除率稳定在80%以上,出水总氮基本保持在5 mg/L以下,出水总氮的主要组成为硝酸盐氮.在试验开始运行的前一个多月内,由于反应器内的搅拌装置未能及时安装,导致系统在停止曝气以后,反应器内DO浓度下降缓慢,系统内缺氧环境不易形成,大大影响了反硝化作用的进行.在安装了搅拌装置之后,反应器在停止曝气后约15~20 min就可进入缺氧状态,有利于反硝化过程,使得系统的总氮去除率大幅提高,且运行稳定.

由于系统不外排污泥,污泥内微生物对磷的同化吸收作用又比较有限,因而反应器进出水的磷基本没有变化,表明该工艺对磷几乎没有去除能力,有关磷的去除还有待深入研究.

2.3 系统内硝化/反硝化特征研究

在系统运行稳定后,对膜生物反应器内的一些主要水质指标进行了多次连续跟踪监测,其曝气/停曝周期内各水质指标的变化规律如图4所示.

由图4可知,膜生物反应器内氨氮浓度在曝气开始后迅速减少,在停曝阶段则受进水的影响而持续增加.硝酸盐氮则在曝气阶段增加,在停曝阶段减少.在曝气周期开始后约15 min内氨氮和亚硝酸盐氮就降至0 mg/L,表明硝化作用基本完成.经计算^[13~15],系统的硝化速率在1.2~3.9 mg/(g·h),平均值为1.9 mg/(g·h).系统内硝化作用完成得快速且充分,说明30 min的曝气周期对于完成氨氮向硝酸盐氮的转化是足够的.

反应器内DO在曝气开始后的前5 min内增加缓慢,与之对应的是氨氮和亚硝酸盐氮浓度的迅速

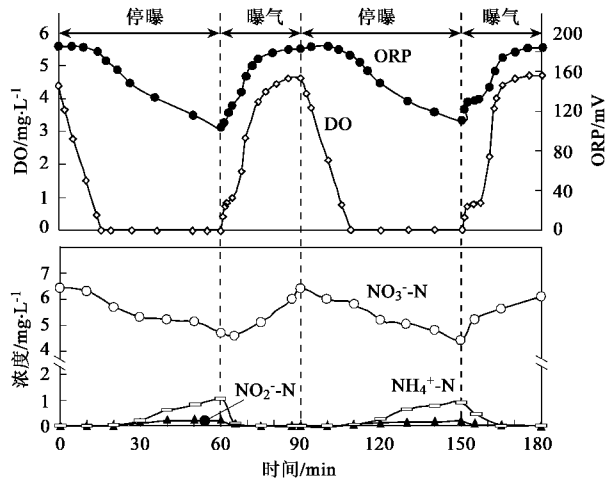


图4 曝气/停曝周期内示踪结果

Fig.4 Track study in the aerobic/anoxic cycle

降低,当氨氮浓度接近0 mg/L后,DO的增加则变得非常急剧;当DO增加再次相对稳定后,表明系统内硝化作用基本完成,这一过程约在曝气开始后的15~20 min内完成.系统停止曝气后,DO则开始快速下降,停曝20 min后DO降至0 mg/L,此后系统才进入缺氧环境.可见,尽管系统在每个运行周期内提供了60 min的停曝时间,实际上有利于反硝化作用进行的缺氧时段仅有40 min左右.经计算,系统内反硝化速率平均只有1.0 mg/(g·h),约为硝化速率的1/2.系统出水中总氮组成基本全部为硝酸盐氮这一现象也表明,系统反硝化作用不够彻底,为总氮去除的限制性步骤.因此要提高总氮的去除效果,需进一步强化系统的反硝化作用,如延长停曝时间,或改变曝气/停曝周期,这方面的研究还有待进一步深入.

膜生物反应器内氧化还原电位(ORP)的变化与DO的变化紧密相联^[16~18],表明DO对ORP具有重要影响作用.在曝气阶段末期,ORP保持在相对稳定的200 mV左右.在停曝初始阶段,系统内的DO并没有立刻下降至0,此阶段内ORP还继续维持在200 mV左右,至停曝20 min后DO降至0,系统才进入反硝化阶段,此时整个反应器中的ORP不断降低,且随着硝酸盐氮的不断减少,ORP的变化越来越小,不如反硝化初期的变化幅度大,但停曝阶段并没有监测到预示反硝化过程结束的ORP拐点^[19],表明系统缺氧过程并未完全结束.

2.4 污泥的性状特征和膜污染状况

试验期间,MLSS、MLVSS浓度和膜过滤压差(TMP)变化情况如图5所示.

系统起始MLVSS浓度为1.8 g/L,由于系统除测

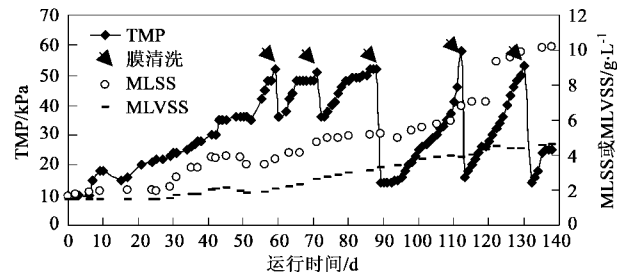


图5 试验期间 MLSS、MLVSS 及膜压差变化
Fig.5 Variations of the MLSS, MLVSS and TMP

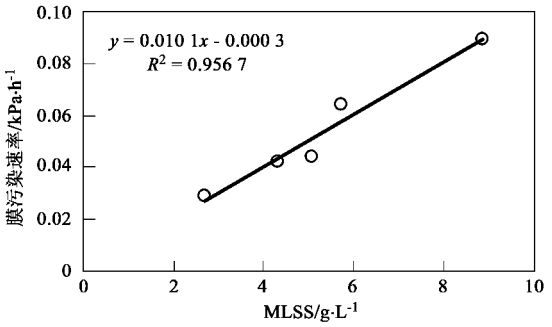


图6 膜污染速率与 MLSS 浓度关系曲线

Fig.6 Relationship between the fouling rate and the MLSS

试外不排泥,经过 130 d 的运行后,反应器内污泥浓度达到 10 g/L 以上. MLVSS/MLSS 比值在试验开始运行时为 0.75,系统运行 120 d 后,该比值降至 0.5 以下,说明系统内有明显的不可降解的悬浮物积累,这主要由试验用水采用滑石粉配制悬浮物造成的. 整个试验期间,平均污泥产率(MLVSS/COD)为 0.07,这一数值只有传统活性污泥法的 1/5 左右,但非常接近一些长泥龄 MBR 系统^[20,21].

由于本试验采用了固定膜通量,因此膜压差的变化可反映运行过程中污染物在膜面的积累情况. 当膜压差大于 50 kPa 时,膜组件被取出系统进行清洗. 在系统运行的 140 d 内,共进行了 5 次膜清洗,其中最初 2 次仅采用自来水对膜进行了冲洗,当膜被回用后,起始膜压差较高,约在 35 kPa 左右,而且清洗后不久(大约运行 10 d)膜压差就再次达到临界值 50 kPa,说明这种清洗方法不足以去除膜污染. 因此后 3 次采用化学法对膜进行清洗,其清洗过程为先用自来水冲洗,之后依次用 0.4% NaOH, 2.2% 柠檬酸和 0.2% NaClO 溶液各浸泡 6 ~ 12 h. 结果表明,化学清洗法可有效地消除膜污染,清洗后膜压差可接近原始值,约为 15 kPa 左右,运行时间也随之增加,大约运行 20 d 膜压差才达到临界值 50 kPa.

由图 5 还可以看出,膜压差与系统运行时间及污泥浓度之间一定关系,为了确定膜污染趋势与污泥浓度之间的关系,采用膜污染速率随污泥浓度的变化情况来寻求膜污染规律. 通过每个膜污染阶段内膜压差的梯度随时间的变化来计算膜污染速率 $d(TMP)/dt$ ^[22],其变化情况如图 6 所示.

由图 6 可知,膜污染速率与系统内污泥浓度存在如下关系:

膜污染速率 = $0.0101 \times MLSS - 0.0003$
式中,膜污染速率单位 kPa/h, MLSS 单位为 g/L.

从上式可知,污泥浓度和膜污染速率成正线性相关关系,污泥浓度越高,膜污染速率越大. 这一结

果与 Germain 等^[22]在研究膜污染时得出的结论基本一致.

3 结论

(1)在水力停留时间 12 h、曝气/停曝周期 30 min/60 min 和不排泥的运行条件下,间歇曝气 MBR 可去除 90% 以上的 COD、接近 100% 的氨氮和 80% 以上的总氮,但系统对磷基本无去除能力.

(2)由于进水以滑石粉做为悬浮物,系统经过 5 个月不排泥连续运行后,MLVSS/MLSS 比值从 0.75 降至 0.5 以下,说明系统内有明显的不可降解的悬浮物积累. 整个试验期间的平均污泥产率较低,仅为 0.07 MLVSS/COD.

(3)系统内硝化作用完成地快速且充分,平均硝化速率为 1.9 mg/(g·h); 平均反硝化速率只有 1.0 mg/(g·h); 反硝化作用是系统总氮去除的限制性步骤.

(4)在本试验条件下,膜污染速率与系统内污泥浓度呈正线性关系,污泥浓度越高,膜污染速率越大.

参考文献:

[1] Ueda T, Hata K, Kikuoka Y. Treatment of domestic sewage from rural settlements by a membrane bioreactor[J]. Wat Sci Tech, 1996, 34(9): 189-196.
[2] Yeom I T, Nah Y M, Ahn K H. Treatment of household wastewater using an intermittently aerated membrane bioreactor [J]. Desalination, 1999, 124: 193-204.
[3] 余韬,李红岩,齐嵘,等. 无排泥运行 MBR 处理不同浓度氨氮废水及其生物特性[J]. 环境科学, 2006, 27(3): 469-472.
[4] 付国楷,余健,郑宪明,等. MBR 在水处理中的应用研究[J], 净水技术, 2004, 23(2): 34-38.
[5] 王景峰,王暄,季民,等. 好氧颗粒污泥膜生物反应器污泥性状研究[J], 环境科学, 2007, 28(5): 1033-1038.
[6] 林红军,陆晓峰,段伟,等. 膜生物反应器中膜过滤特征及膜污染机理的研究[J]. 环境科学, 2006, 27(12): 2511-2517.
[7] Cho J W, Song K G, Lee S H, et al. Sequencing anoxic/anaerobic

membrane bioreactor (SAM) pilot plant for advanced wastewater treatment [J]. *Desalination*, 2005, **178**: 219-225.

[8] Ahn K H, Song K G, Cho E S, *et al.* Enhanced biological phosphorus and nitrogen removal using a sequencing anoxic/anaerobic membrane bioreactor process[J]. *Desalination*, 2003, **157**: 345-352.

[9] 付忠志, 邹利安. 深圳罗芳污水厂一期工程试运行简评[J]. 给水排水, 2000, **26**(1): 6-10.

[10] 邵林广. 南方城市污水处理厂工艺的选择[J]. 给水排水, 2000, **26**(6): 32-34.

[11] 邱兆富, 周琪, 杨殿海, 等. 低碳氮比城市污水短程生物脱氮试验研究[J]. 工业水处理, 2006, **26**(11): 35-38.

[12] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 105-107, 211-213, 246-248.

[13] Fan X J, Urbain V, Qian Y, *et al.* Nitrification and mass balance with a membrane bioreactor for municipal wastewater treatment[J]. *Wat Sci Tech*, 1996, **38**(4-5): 421-428.

[14] Bernardes R S, Klapwijk A. Biological nutrient removal in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater [J]. *Wat Sci Tech*, 1996, **33**(3): 29-38.

[15] Hibiya K, Terada A, Tsuneda S, *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification by controlling vertical and horizontal microenvironment in a membrane aerated biofilm reactor [J]. *Biotechnol*, 2003, **100**: 23-32.

[16] Cicek N, Winnen H, Suidan M T, *et al.* Effectiveness of the membrane bioreactor in t he biodegradation of high molecular weight compounds[J]. *Wat Res*, 1998, **32** (5): 1553-1563.

[17] Silva D, Urbain V, Abeysinghe D H, *et al.* Advanced analysis of membrane bioreactor performance with aerobic-anoxic cycling[J]. *Wat Sci Tech*, 1998, **38**(4-5): 505-512.

[18] Brindle K, Stephenson T. Nitrification in a bubbleless oxygen mass transfer membrane bioreactor[J]. *Wat Sci Tech*, 1996, **34**(9): 261-267.

[19] 高景峰, 彭永臻, 王淑莹. DO 和 ORP 与 SBR 法硝化反硝化的相关关系[J]. 哈尔滨建筑大学学报, 2002, **35**(1): 61-65, 93.

[20] Cicek N, France J P, Suidan M T, *et al.* Using a membrane bioreactor to reclaim wastewater[J], *J AWWA* , 1998, **90**: 105-113.

[21] Lobos J, Wisniewski C, Heran M, *et al.* Membrane bioreactor performances: comparison between continuous and sequencing systems [J]. *Desalination*, 2006, **199**: 319-321.

[22] Germain E, Stephenson E, Pearce P. Biomass characteristics and membrane aeration: toward a better understanding of membrane fouling in submerged membrane bioreactors (MBRs)[J]. *Biotechnol Bioeng*, 2005, **90**: 316-322.