

膜序批式生物反应器脱氮性能研究

张胜^{1,2}, 张铭川¹, 徐立荣¹, 竺建荣^{1*}, 刘鸿亮¹

(1. 北京师范大学环境学院, 北京 100875; 2. 大同市环境保护局, 大同 037006)

摘要:采用厌-好氧交替膜序批式反应器, 实验室人工合成配水, 连续运行 300 d, 对反应器脱氮性能进行了研究. 结果表明, 污泥浓度达到 $18\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 污泥粒径大小在 $100\text{ }\mu\text{m}$ 以上的占 96%, 污泥出现颗粒化. FISH-CLSM 分析 AOB 及 NOB 的群落空间分布表明它们在污泥中大量存在. NH_4^+-N 进水 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右时出水在 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 硝化反应在 180~210 min 就可以完成. 曝气强度与硝化反应速率密切相关, 曝气强度为 $100\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 时, NH_4^+-N 降解速率最佳达 $24.25\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 系统硝化性能稳定. 影响系统脱氮的主要因素是反硝化速率, 曝气强度为 $69\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 时, 对 NO_3^--N 的利用率为 $10.98\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 出水 NO_3^--N 浓度为 $4.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 滞留在厌氧段的浓度 $3.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 为最低, 反硝化效果最好. 曝气过量或不足时反硝化速率都低. 在保证系统处理能力的同时, 大的交换比 0.35 有利于系统脱氮运行. C/N 比为 2 时, 反硝化速率最高, >2 时出现 NO_2^--N 的积累.

关键词: 氮去除; 膜序批式反应器; 曝气强度; FISH-CLSM; 交换比

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)10-2798-06

Investigation of Nitrogen Removal Performance with Membrane Sequencing Batch Reactor Process

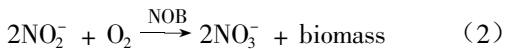
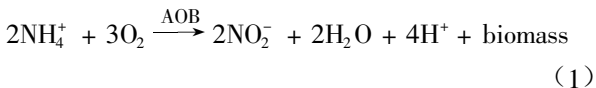
ZHANG Sheng^{1,2}, ZHANG Ming-chuan¹, XU Li-rong¹, ZHU Jian-rong¹, LIU Hong-liang¹

(1. School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Environmental Protection Agency, Datong City, Datong 037006, China)

Abstract: Nitrogen removal performance was investigated using synthetic wastewater as feed without sludge discharge in an anaerobic/aerobic membrane sequencing batch reactor (MSBR) during 300 days operation. The results showed that MLSS in reactor was retained up to about $18\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, sludge size larger than $100\text{ }\mu\text{m}$ was 96%, and aerobic granular sludge was developed. The bacterial community observation of AOB and NOB by FISH-CLSM for sludge revealed that they were existed in larger numbers. When influent NH_4^+-N concentration was about $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, effluent NH_4^+-N concentration was lower than to $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and nitrification could complete in 180-210 min. There was a good correlation between nitrification reaction and aeration strength. When aeration strength was $100\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$, NH_4^+-N degradation rate $24.25\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, and nitrification reaction in MSBR was stable. The main factor determining nitrogen removal of the system was denitrification rate, which was optimal at aeration $69\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$, when the nitrification rate of NO_3^--N $10.98\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, effluent NO_3^--N $4.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and NO_3^--N in the beginning of anaerobic phase $3.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The denitrification performance was not benefited by excessive aeration or deficient aeration. Bigger volumetric exchange ratio was helpful for nitrogen removal and the system treatment capacity. The C/N ratio 2 was suitable to good denitrification rate, while there was a NO_2^--N accumulation if C/N ratio was larger than 2.

Key words: nitrogen removal; membrane sequencing batch reactor; aeration strength; FISH-CLSM; volumetric exchange ratio

随着对废水排放标准的严格要求, 生物法去除废水中的营养物(biological nutrient removal, BNR)就显得特别重要. 生物脱氮能有效地去除废水中的氮, 并且不会造成二次污染, 是普遍运用的工艺. 其过程包括硝化反硝化 2 个过程, 硝化反应是将氨氮转化为硝态氮的过程, 它包括 2 个基本反应步骤: 一是氨氧化菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)将氨氮转化为亚硝氮, 一是亚硝酸氧化菌(nitrite-oxidizing bacteria, NOB)将亚硝氮进一步转化为硝氮的反应.



以上两反应均要求在好氧条件下进行, 以 CO_2 、 HCO_3^- 、 CO_3^{2-} 为碳源, 消耗碱度, 研究表明硝化反应的限制步骤取决于反应(1)的反应速率. 反硝化反应是化能异养兼性缺氧型微生物, 在缺氧的条件下将 NO_3^--N 及 NO_2^--N 还原成气态氮的过程, 反应需要碳源, 产生碱度. 为了更好地提高生物脱氮效率, 同时减少反应体积和降低运行能耗, 研究者研究发现并提出了新的脱氮理论, 建立了新型的脱氮工艺. 这

收稿日期: 2007-10-26; 修订日期: 2007-11-29

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z318)

作者简介: 张胜(1969~), 男, 博士研究生, 高级工程师, 主要研究方向为水污染控制与治理工程, E-mail: zhangsheng9082@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: zjrtshua@sohu.com

些新的脱氮理论包括同时硝化-反硝化(simultaneous nitrification and denitrification, SND), 厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)及好氧反硝化(de-ammonification)等.

近几年,国内外对 MBR 微生物脱氮方面进行的研究越来越多^[1~5],研究大多采用连续流 MBR^[6~9],也有采取 SBR 运行方式的^[10],但出水 NO_3^- -N 及 NO_2^- -N 浓度高的问题,直接影响到了氮的去除效果.膜序批式反应器(membrane sequencing batch reactor, MSBR)利用厌氧/好氧交替的特点,实现 BNR,同时结合 MBR 系统截留微生物污泥浓度高、SRT 较长、易于世代时间长的微生物生长等特点,为营养物的去除创造了有利条件,提高出水水质.因此,在研究膜序批式反应器时,若将两者的优点结合起来,将具有很好的应用前景^[11].

本实验采用序批式厌氧/好氧交替运行的 MBR,运行 300d,反应器污泥出现部分颗粒化,考察了运行稳定的 MSBR 系统脱氮效果,探求提高该工艺脱氮效率的影响因素,以期在今后具体工程应用中提供可行的技术保障支持.

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行条件

如图 1 所示,本试验 MBR 采取 SBR 运行方式,反应器体积为 60L,体积交换比为 10%~35%,出水采用间歇方式,真空泵调节流量,恒流过滤,膜通量稳定在 $13.5 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 左右,膜出水开/关时间比为 9:3. SBR 运行方式反应器均采用时间程序控制器(PLC)对反应周期实现自动化控制,液位通过液位传感器来控制,反应器 1 d 运行 4 个周期,厌/好氧交替进行,每周期 360 min 分为:厌氧段 120 min,包括进水 3 min,进料 20 min,曝气搅拌 5 min,好氧段 240 min,其中出水 120 min,反应器运行过程不排泥.膜组件为浸没式,采用日本三菱(RAYON)公司生产的聚乙烯(polyethylene, PE)多孔非对称有机膜片,膜孔径为 $0.4 \mu\text{m}$,加工成有效面积为 1.1 m^2 的膜组件.接种北京市高碑店污水处理厂的厌氧-好氧混合活性污泥絮体,室温下运行.

1.2 进水水质

MSBR 进水采取实验室人工模拟生活污水,配水主要成分为($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$):葡萄糖 200~500,碳酸氢钠 60~300,蛋白胨 30~70,氯化钠 25~50,硫酸铵 60~230,磷酸二氢钾 40~110, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 90~94, $\text{FeSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 5~7.

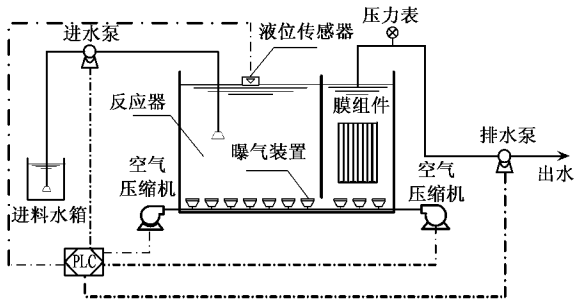


图 1 MSBR 试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of experimental MSBR system

1.3 分析项目及方法

COD 、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、TN、 PO_4^{3-} -P、TP、MLSS、SVI 等采用标准方法测定^[12].

曝气强度采取空气泵加气体流量计控制,曝气强度 a、b、c 分别为 31 、 69 、 $100 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$.浊度测定采用 HACH-2001P 浊度测定仪,DO 采用美国 Thermo Orion805A 测定,污泥平均粒径测定采用英国 Mastersizer 2000 测定.使用中国科学院微生物所 FEI QUANTA 200 扫描电子显微镜(SEM)观察好氧颗粒表面和剖面微观结构.使用 Olympus B41 光学显微镜和数码照相机观察和记录颗粒形态,使用德国产 ZEISS LSM 510 共聚焦激光扫描显微镜(confocal laser scanning microscope, CLSM)观察污泥中 AOB 及 NOB 的种群空间分布状态.

污泥微生物 FISH 分析方法^[13~16]:取样 0.1 mL ,室温干燥 5 min,4% 多聚甲醛(paraformaldehyde, PFA)4℃下固定 4~6 h,用 $1 \times \text{PBS}$ 室温冲洗 2 次,每次 5 min,自然风干.将固定后的样品,分别在 50%、80%及 98%的乙醇中室温下脱水 3 min,自然风干.杂交液包括质量浓度为 0.1 g/L 的 SDS、Tris-HCl($\text{pH} = 7.2$,终浓度为 20 mmol/L)、30%(质量分数)去离子甲酰胺(DAF)、 0.9 mol/L NaCl.洗脱液包括质量浓度为 0.1 g/L 的 SDS、Tris-HCl($\text{pH} = 7.2$,终浓度为 20 mmol/L)、 102 mmol/L NaCl、 5 mmol/L EDTA.将用 FITC 标记的探针与杂交液充分混合,预热至 45°C ,取 $5 \sim 10 \mu\text{L}$ 混合液点到处理过渡样品处, 46°C 杂交过夜,至少 8 h,将杂交后的玻片从湿盒中取出,放入含有 50 mL 预热的探针洗脱液中,在 48°C 下严格浸泡 30 min.在风干后的玻片样品处滴加少量液状石蜡,盖玻片封片, 4°C 下保存,在 CLSM 下观察.

1.4 不同碳氮比对反硝化效果影响的静态实验

从反应器中取污泥 1 L,用蒸馏水冲洗 3 次以去除有机物及硝氮等的影响,然后加入到 3 L 的烧瓶

中注水至 3 L,使污泥浓度保持在 $5.6 \sim 6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,每只烧瓶中加入 NaNO_3 和葡萄糖,使 C 与 N 的质量比分别为 0、0.8、2、4.8、10,放置在磁力搅拌器上进行缓慢混合搅拌, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度初始值保持在 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,温度保持在 $28^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$,然后从反应开始每间隔 30 min 取样,并现场监测 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、COD 浓度总共 180 min.

2 结果与讨论

2.1 反应器运行特性

MSBR 中反应器运行 300d,污泥浓度 MLSS 保持在约 $18 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,污泥沉降指数 SVI $40 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 左右.进水 COD $200 \sim 500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,出水 COD 在 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,去除率稳定在 96% 以上,出水浊度在 2NTU 以下,浊度去除率在 99% 以上.对污泥粒径大小分析的结果(图 2)表明,长期运行的 MSBR 系统污泥出现了颗粒化,粒径在 $100 \mu\text{m}$ 以上的占 96%,在反应器底部可以发现大量的 $1 \sim 3 \text{ mm}$ 的好氧污泥颗粒. SEM 检验的结果颗粒中以球状菌、杆状菌为主,由于本试验采用序批式操作,由此引起的基质浓度梯度等可有效抑制污泥中丝状微生物的过度生长并改善污泥沉降性能,因此在反应器内很少发现丝状微生物的存在,不同于文献报道的一般膜生物反应器中污泥由于泥龄较长易导致污泥中丝状微生物过度生长而最终加速膜污染^[17],并且污泥中存在丰富的游泳型纤毛虫、轮虫、线虫等原、后生动物.系统运行稳定时,污泥负荷 $[\text{COD} \cdot (\text{MLSS} \cdot t)^{-1}]$ 保持在 $0.05 \sim 0.07 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$,由于此时污泥浓度较恒定,污泥产率接近于 0,说明微生物所产生的代谢产物在高浓度污泥及长的 SRT 条件下,可以被 MSBR 系统中的微生物所降解,具体反映在膜出水时的跨膜压力(TMP)在能长时间保持在 10 kPa 以下,膜污染很小,说明系统稳定运行时微生物代谢产物少,这也是 MSBR 工艺不同于传统活性污泥法的表现.试验中显微镜观察结果与反应器较轻的膜污染及良好的出水水质测定结果一致,说明 MSBR 可以同时结合 SBR 与 MBR 的优点.

系统进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度在 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下时,出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度均在 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下.图 3 是在曝气强度 b 时,在进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右的 1 个周期内的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的变化趋势.氨氮的转化即硝化反应在 180 min 就完成 90% 以上,出水在 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 在厌氧段初期 30 min

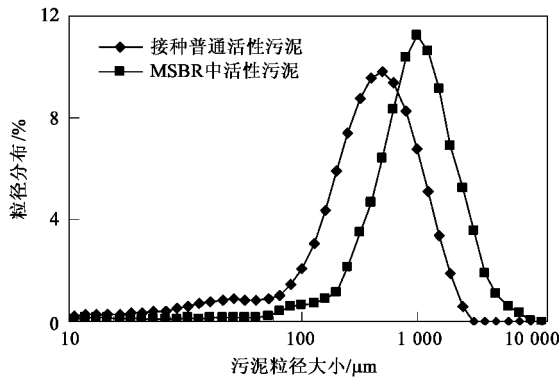


图 2 MSBR 颗粒污泥与接种普通活性污泥粒径分布大小比较
Fig.2 Comparison of size distribution between granular sludge and inoculated sludge in MSBR

内达到 $3.43 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,此后逐渐下降,在 180 min 就降到 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,出水浓度在 $0.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右. $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 在好氧段先升高,在 210 min 达到最高值 $29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,然后逐渐下降,到出水结束时的 360 min 达到 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,这表明 MSBR 系统发生了 SND.

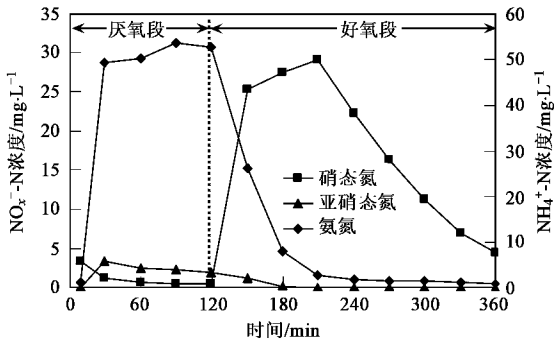
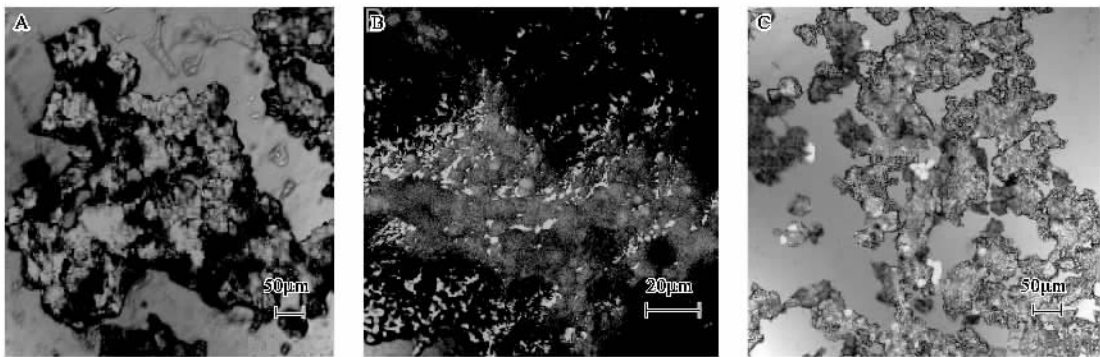


图 3 MSBR 1 个运行周期的氮去除特性
Fig.3 Nitrogen removal properties of MSBR system during one cycle operation

图 4 是 MSBR 系统污泥样品中 AOB 及 NOB 的 FISH-CLSM 观察结果.根据 2 种微生物群落的分布丰度表明反应器中硝化反应过程的微生物大量存在,并且代谢活性旺盛,这可从图 3 的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 降解反应印证这一点,也说明反应(1)已经不是本系统硝化反应的限制步骤,这主要是由于膜的截留作用使 MSBR 的 SRT 与 HRT 彻底分离,膜的有效截留与系统长的 SRT 适合世代时间长的 AOB 及 NOB 在反应器内富集,从图 4 对 AOB、NOB 的群落分布观察结果就可以发现这 2 种微生物群落占有一定的优势,同时由于 MSBR 系统中的污泥浓度高,使 F:M 保持很低的值,减少了系统中异养菌对 DO 的竞争,有利于 AOB 及 NOB 这类化能自养菌的生长,因此对系统硝化反应有利.



A、B 为 AOB(探针 NSO190),C 为 NOB(探针 NIT3)

图 4 FISH-CLSM 观察结果

Fig. 4 FISH-CLSM observation

2.2 不同曝气强度对硝化反硝化效果的影响

图 5、图 6 是曝气强度 a、b、c 分别为 31、69、100 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 相对应下的 1 个厌氧/好氧运行周期内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度随时间的变化趋势,反映的是 1 个周期内硝化-反硝化的情况.图 7 是在 3 种曝气强度下的好氧段氧利用速率 OUR 随时间的变化情况.从图 5 可以看到曝气强度与硝化速率密切相关,提高曝气强度有利于硝化反应.3 种曝气强度 a、b、c 下整个好氧段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率基本都在 96% 以上,反应器出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度都在 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的利用速率分别为 17.31、20.91、24.25 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$.在曝气强度为 b 时,硝化反应需 60 min $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度从 $49.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低到 $3.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;曝气强度 a 时,需 90 min 从 $51.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降到 $2.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.从图 7 OUR 的变化趋势可以看到,曝气强度 c 时的氧利用速率最高,曝气强度 a 时的最低,这说明提高曝气强度可提高对氧的利用率,对硝化反应有利,同时高的 OUR 值也说明 MSBR 中污泥保持了较高的活性.这种高程度的硝化作用,一方面是由于 MSBR 系统中污泥龄长,另一方面是膜对硝化菌的完全截留作用,驯化了硝化微生物,使硝化细菌生长环境得到优化.

从图 6 可以发现,好氧阶段 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度先增加后减少说明了好氧阶段发生了 SND,根据数据计算得到 3 种曝气强度下的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 最大利用速率分别为 7.05、10.98、9.02 $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$,在曝气强度 b 时,反硝化速率最大,且滞留在下一个厌氧段的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度最低为 $3.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,SND 效果最好,强度 c 时为 $4.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,SND 效果次之,强度 a 时为 $7.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,SND 最差.根据微观理论对 SND 的解

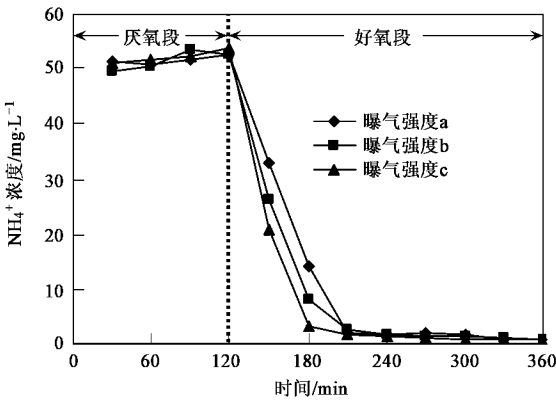


图 5 MSBR 运行过程中 NH_4^+ 的去除变化

Fig.5 Ammonium removal profiles in MSBR during one cycle operation

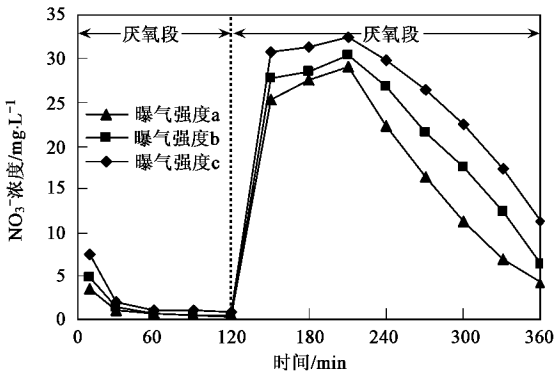


图 6 MSBR 运行过程中 NO_3^- 的去除变化

Fig.6 Nitrate removal profiles in MSBR during one cycle operation

释,活性污泥及生物膜和微环境中各种物质(DO 和有机物等)传递的变化,各类微生物的代谢活动及其相互作用,从而导致微环境中的物理、化学和生物条件或状态的改变,往往导致微观环境的变化或不均匀分布,从而影响微生物群体或类型的活动状态,并在某种程度上出现所谓的表里不一的现象. MSBR

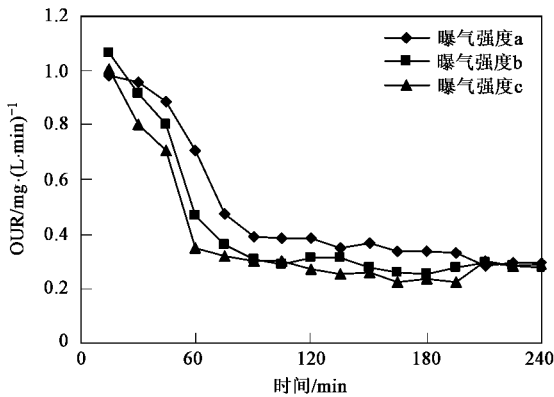


图 7 好氧段不同曝气强度下的 OUR

Fig.7 OUR of different aeration strength in MSBR during aerobic phase reaction

中的颗粒污泥为微生物生存提供了良好的载体,每一个颗粒污泥是一个微型的反应环境,污泥颗粒表面由于与空气良好地接触,好氧微生物(异氧菌、自养型硝化细菌)容易生长,颗粒内部由于传氧限制,造成缺氧,易生长兼氧或厌氧微生物(如异养反硝化细菌)为 SND 创造了理想条件.增大曝气强度有利于基质(如 NO_3^- -N 等)及氧传质过程,有利于生化反应的进行,但增大氧传质使反应器中 DO 浓度加大,增加了 DO 在污泥颗粒内的渗透,减少了反硝化进行所需的缺氧区,不利于反硝化的进行,在曝气强度 c 时 SND 效果明显下降就足以说明这一点.在曝气强度 a 时,硝化及反硝化效果均不佳,这是由于曝气量不足,影响到基质及氧传质过程,在反应器底部污泥颗粒不容易与反应器基质充分混合,最后影响到微生物生化反应效果,同时可以发现在曝气强度太大或不足时,由好氧段滞留在下一周期中厌氧段的 NO_3^- -N 浓度都很高(如图 6),在此阶段,将消耗进水中的易生物降解的有机基质 S_A ,会对系统除磷产生不利的影响.这是因为聚磷菌(PAOs)能够参与反硝化反应,从而影响了它将厌氧发酵产物 S_A 转化成细胞内多聚物 X_{PHA} ,并且 X_{PHA} 的储存过程的反应速率会受到 NO_3^- 浓度的限制,当 PAOs 在厌氧段未能储存足够的胞内多聚物 X_{PHA} ,就限制了它在好氧段的 PO_4^{3-} 的释放,直接影响到除磷效果,同时由于 X_{PHA} 的缺乏影响到好氧段的反硝化效果.因此,曝气不仅提供了 MSBR 系统中的 DO,参与生化反应,同时起到了搅拌的作用,而且可以优化系统曝气过程氧传质与混合^[18],这样一方面可以减少过量曝气中能量的损失,另一方面可以减少曝气不当(过量或不足)

对反应器系统的反应能力下降.

2.3 不同交换比对脱氮效果的影响

实验考察了曝气强度 b 时,交换比分别为 0.10、0.20、0.35 时的 MSBR 中硝化反硝化情况(图 8).从实验结果可以发现,在以上 3 种交换比的情况下系统出水 NO_3^- -N 浓度都在 $4.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,出水差别不大,这说明曝气强度 b 对于 COD 降解和硝化反应所需的供氧已经足够,而且由高污泥浓度所产生的强大代谢活性对不同交换比的污染物分解和硝化反应均可胜任.滞留在厌氧段的起始 NO_3^- 浓度稍有差别,交换比为 0.35 时的 NO_3^- 浓度为最小值 $3.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,交换比为 0.1 时为最大值 $4.33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.不过,这是因为稀释比不同所带来的影响.可以注意到,在厌氧段 NO_3^- -N 很快下降,说明反硝化反应进行得很快,进料中充足的碳源为该反应的进行提供了基质保证.另一方面, NO_3^- -N 的很快去除也为生物除磷的高效进行创造了条件,有利于厌氧过程 PAOs 的释磷及其后续好氧区段的聚磷反应.这些结果说明了 MSBR 中厌氧反应区段设置的必要性和合理性,以及 SBR 反应器交替运行所带来的优势.在保证系统稳定脱氮效果的同时,优先考虑采用大交换比运行以增加系统废水处理能力.

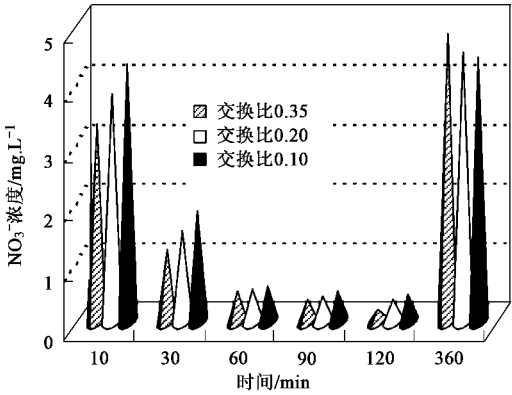


图 8 不同交换比的出水及厌氧段 NO_3^- 浓度变化

Fig.8 NO_3^- measurements of effluent and anaerobic phase under different exchange ratios

2.4 不同 C/N 对反硝化的影响

不同碳氮比对反硝化效果影响的静态实验结果见图 9,这是在 5 种不同 C/N 下 180 min 时的 NO_x^- -N (NO_3^- -N + NO_2^- -N)浓度值及反硝化百分含量.从中可以看出:在 C/N 为 0、0.8 时, NO_3^- -N 利用速率分别为 $5.3 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 、 $5.5 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$,在比值为 2、4.8、10 时, NO_3^- -N 的利用速率提高到 $9.4 \sim 9.9$

$\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 之间,说明提高 C/N 有利于提高 NO_3^- -N 的利用率,但在比值 >2 以后,提高幅度不大,并且在 C/N 值从 2 开始,存在 NO_2^- -N 的积累,比值越大其积累越多,导致反硝化效果变差,因此在比值为 2 时,反硝化速率最快, NO_2^- -N 的积累少,反硝化效果最好.

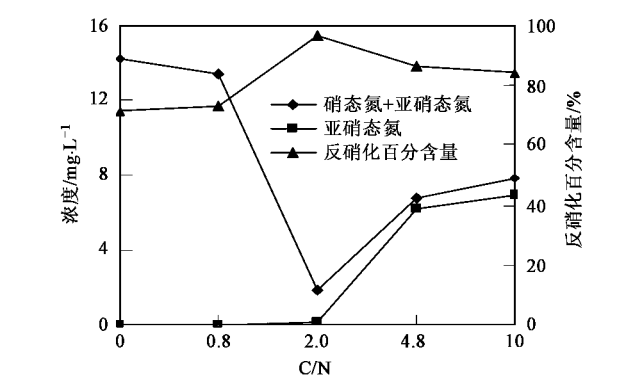


图 9 反硝化效果与 C/N 的关系
Fig.9 Effect of C/N ratios on denitrification reaction

3 结论

(1)MSBR 系统建立稳定的脱氮功能时,污泥浓度 MLSS 保持在约 $18\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,污泥沉降指数 SVI 40 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 左右.进水 COD $200\sim500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水 COD 在 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,出水浊度在 2 NTU 以下. MSBR 系统污泥出现颗粒化,粒径在 $100\text{ }\mu\text{m}$ 以上的占 96%.FISH-CLSM 对污泥微生物分析的结果表明系统中 AOB 及 NOB 大量存在.

(2)MSBR 系统的硝化反应与曝气强度密切相关,在曝气强度为 $100\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 时, NH_4^+ -N 降解速率最佳达 $24.25\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$,系统硝化性能稳定.影响系统脱氮的主要因素是反硝化速率,曝气强度为 $69\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 时,对 NO_3^- -N 的利用率为 10.98 $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$,出水 NO_3^- -N 浓度为 $4.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,滞留在厌氧段的浓度 $3.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 为最低,系统 SND 效果最好.曝气过量或不足时反硝化速率都低.

(3)MSBR 系统在 0.1、0.2 和 0.35 交换比的情况下系统出水 NO_3^- -N 浓度都在 $4.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,出水浓度差别不大.厌氧段反硝化反应进行得很快,说明厌氧反应区段设置的必要性和合理性.在保证系统稳定脱氮效果的同时,优先考虑采用大交换比运行以增加系统废水处理能力.

(4)MSBR 中 C/N 为 2 时反硝化速率最高,质量比 <2 时由于碳源不足影响反硝化反应效果,质量比 >2 时,随 C/N 值增大,反硝化速率受限的主要因素是生成的 NO_2^- -N 形成积累,不利于反硝化的进行.

参考文献:

[1] Holakoo L, Nakhla G, Bassi A S, *et al.* Long term performance of MBR for biological nitrogen removal from synthetic municipal wastewater[J]. *Chemosphere*, 2007, **66**: 849-857.

[2] Kraume M, Bracklow U, Vocks M, *et al.* Nutrients removal in MBRs for municipal wastewater treatment[J]. *Water Science and Technology*, 2005, **51**(6-7):391-402.

[3] Bracklow U, Drews A, Vocks M, *et al.* Comparison of nutrients degradation in small scale membrane bioreactors fed with synthetic/ domestic wastewater[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, **144**: 620-626.

[4] 王景峰,王暄,季民,等. 好氧颗粒污泥膜生物反应器脱氮特性[J].*环境科学*,2007, **28**(3):528-533.

[5] 徐峥勇,杨朝晖,曾光明,等. 单级序批式膜生物反应器 (SBBR)多途径生物脱氮研究[J]. *环境科学*, 2007, **28**(10): 2326-2331.

[6] 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.

[7] Davies W J, Le M S, Heath C R. Intensified activated sludge process with submerged membrane microfiltration[J]. *Water Science and Technology*, 1998, **38**(4): 421-428.

[8] Ueda T, Hata K, Kikuoka Y. Treatment of domestic sewage from rural settlements by a membrane bioreactor[J].*Water Science and Technology*, 1996, **34**(9): 189-196.

[9] Ahn Y T, Kang S T, Chae S R, *et al.* Simultaneous high-strength organic and nitrogen removal with combined anaerobic upflow bed filter and aerobic membrane bioreactor[J]. *Desalination*, 2007, **202**: 114-121.

[10] Ng W J, Ong S L, Gomez M J, *et al.* Study on a sequencing batch membrane bioreactor for wastewater treatment[J]. *Water Science and Technology*, 2000, **41**(10-11): 227-234.

[11] Krampe J, Krauth K. Sequencing batch reactor with submerged hollow fiber membranes for the biomass separation[J].*Water Science and Technology*, 2001, **43**(3):195-199.

[12] 国家环境保护总局.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.

[13] Amann R I, Snaird J, Wagner M, *et al.* *In situ* visualization of high genetic diversity in a natural microbial community [J]. *Journal of Bacteriol*, 1996, **178**:3496-3500.

[14] Snaird J, Amann R, Huber I, *et al.* Phylogeny analysis and *in situ* identification of bacteria in activated sludge [J]. *Appl Environ Microbiol*, 1997, **63**:2884-2896.

[15] Amman R. Fluorescently labelled ribosomal-RNA-targeted oligonucleotide probes in the study of microbial ecology [J]. *Molecular Ecology*, 1995, **4**:543-553.

[16] Wagner M, Noiguera D R, Juretschko S, *et al.* Combining fluorescent *in situ* hybridization (FISH) with cultivation and mathematical modeling to study function of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge[J]. *Water Science Technology*, 1998, **37**(4-5): 441-449.

[17] 张颖,吴忆宁,任南琪. 污泥膨胀对 SMBR 系统脱氮性能影响的试验研究[J].*中国给水排水*, 2007, **23**(5):65-68.

[18] Judd S. The MBR Book: Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment [M]. ELSEVIER Publishing, 2006.