

DO对膜曝气生物反应器同步除碳脱氮的影响

董文艺¹, 甘光华¹, 王宏杰², 张仲玲¹

(1. 哈尔滨工业大学 深圳研究生院, 518055 广东 深圳, dwy1967@yahoo.com.cn;

2. 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 150090 哈尔滨)

摘要: 为获得膜曝气生物反应器(membrane aerated bioreactor, MABR)处理污水同步除碳脱氮的最佳DO质量浓度, 构建以亲水性聚丙烯中空纤维膜为曝气膜组件的MABR, 在80 d连续运行的时间内, 考察DO质量浓度对MABR处理模拟生活污水同步除碳脱氮效果的影响. 结果表明: 在水力停留时间8 h、膜表面COD及TN负荷分别为 $3.7 \text{ g} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ (COD计)和 $0.36 \text{ g} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ (TN计)相对稳定的条件下, 当混合液DO质量浓度为0.5 mg/L左右时, MABR能实现较好地同步除碳脱氮, 此时对COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TN去除率分别为80%、86.4%和66.5%; 当DO质量浓度分别为4 mg/L和2 mg/L左右时, 对COD和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率均提高到88%以上, 但反硝化受到限制, TN去除效果不佳, 去除率分别为10%和24%; 当DO质量浓度降至0.1 mg/L左右时, MABR对COD和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除均受到限制, 去除率分别为60%和57.4%, TN去除率为46.8%.

关键词: 溶解氧; 膜曝气生物反应器; 同步除碳脱氮

中图分类号: TU992.3

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2011)02-0050-06

Effect of DO on simultaneous removal of carbon and nitrogen by a membrane aerated bioreactor

DONG Wen-yi¹, GAN Guang-hua¹, WANG Hong-jie², ZHANG Zhong-ling¹

(1. Harbin Institute of Technology Shenzhen Graduate School, 518055 Shenzhen, Guangdong, China, dwy1967@yahoo.com.cn;

2. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China)

Abstract: In order to achieve an optimum DO for simultaneous carbon and nitrogen removal by the Membrane Aerated Bioreactor(MABR)treating wastewater, a MABR in which the hydrophilic polypropylene hollow-fiber membrane module was used was constructed, and the effect of DO on simultaneous removal of carbon and nitrogen by MABR treating synthetic wastewater was investigated during the 80 days' continuous operation. The results show that under the relative stable condition that hydraulic retention time(HRT)was 8 h, and the membrane surface loading rate was $3.7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (COD)or $0.36 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (TN), MABR realized preferable simultaneous removal of carbon and nitrogen when DO was 0.5 mg/L around. The removal rate of COD, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TN was 80%, 86.4% and 66.5%, respectively. When DO was 4 mg/L or 2 mg/L around, both COD and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal rate rose to more than 88%, but denitrification was limited, which resulted in a poor TN removal, with the former TN removal rate being 10% and the latter 24%. When DO dropped to 0.1 mg/L around, COD and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal rate decreased to 60% and 57.4%, respectively, and TN removal rate also decreased to 46.8%. It was suggested that DO in the mixed liquor of MABR should be controlled at 0.5 mg/L around for an effective simultaneous carbon and nitrogen removal.

Key words: DO; membrane aerated bioreactor; simultaneous carbon and nitrogen removal

收稿日期: 2009-06-25.

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划项目(2006BAB17B06);
建设部研究开发项目(2008-k7-8);深圳市科技计划项目(深科信2008-343号);深圳市南山区科技计划项目(南科院2007009).

作者简介: 董文艺(1967—),男,教授,博士生导师.

膜曝气生物反应器(membrane aerated bioreactor, MABR)是针对传统膜分离生物反应器存在的氧利用率低、能耗大等缺陷而开发出来的一种

新型污水处理工艺,该工艺采用透气性膜对生物反应器进行无泡充氧,可以大大提高氧利用率和降低能耗^[1-3].在MABR中,当采用的透气膜组件的比表面积较大时,不仅可以起到很好的曝气效果,同时也为微生物的附着提供了良好的载体,因此透气膜表面能迅速形成生物膜(membrane aerated biofilm, MAB)^[4].与传统生物膜中的基质扩散不同,在MABR中,由于透气膜的双重作用,氧将于生物膜的内侧(靠近载体即透气膜)向外侧(靠近混合液)扩散,而有机底物将由生物膜的外侧向内侧扩散,如能妥善控制供氧量,生物膜内可同时形成高氧低碳和低氧高碳区域^[5],因而有利于硝化菌与反硝化菌的共存,使得MABR不仅能够有效去除有机物和氨氮,而且还可进行反硝化去除硝态氮,达到同步除碳脱氮的目的^[6-7].MABR的供氧量对于同步除碳脱氮有较大的影响,供氧量通过混合液DO质量浓度来间接反应.控制DO可以优化除碳脱氮,提高出水水质.目前,国内外对于MABR的同步除碳脱氮已有较多的研究:Hibiya K等^[8]研究了MABR中的同步硝化与反硝化作用;Matsumoto S等^[9]通过建立MAB模型考察了MABR同步除碳脱氮的最佳碳氮比及生物膜厚度.其他一些研究者也探讨了MABR同步除碳脱氮的效果^[10-11],但DO对MABR同步除碳脱氮的影响尚未得到系统研究.为此,本文采用聚丙烯中空纤维膜MABR,考察了混合液DO对模拟废水同步除碳脱氮的影响,以期获得最佳DO值.

1 实验

1.1 实验装置

实验装置如图1所示.人工配制的模拟生活污水贮存在高位水箱1中,依靠重力自流到平衡水箱2,由浮球阀4控制其液位.平衡水箱中的原水经虹吸进入MABR反应器3.反应器有效容积8 L,水力停留时间8 h,内置中空纤维膜组件6进行曝气充氧.气源为高压氧气瓶7提供质量分数为99.9%的氧气,经过减压阀8后输送给膜组件.采用气体流量计9控制曝气量,同时调节膜腔内气压,气压值由气压表10计量.MABR混合液DO质量浓度采用DO仪13同步监测.为使进水混合均匀,同时强化混合液中DO的均匀分布,在反应器底部放置潜水泵5强化混合液流动搅拌.反应器内的混合液由恒流泵11抽吸至沉淀槽12,沉淀后溢流排出.

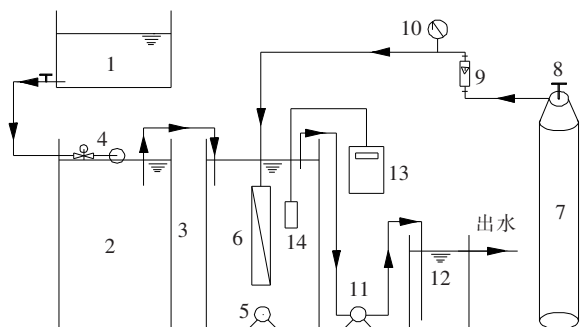


图1 实验装置

1.2 实验材料

实验用的膜材料为亲水性聚丙烯中空纤维膜(PP),膜丝内径约0.36 mm,外径0.40 mm,膜孔径为0.1~0.2 μm ,开孔率40%~50%,膜面积为0.1 m^2 .实验原水为人工配水,由葡萄糖、淀粉、蛋白胨、氯化铵、磷酸氢二钾、氯化钙、氯化铁及硫酸镁配制而成,并加入碳酸氢钠调节pH值.配置的原水COD约为370 mg/L, TN质量分数约为36 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量分数约为34 mg/L, pH值为7.0~7.5.实验用的污泥取自深圳市某污水处理厂脱水机房,并利用SBR反应器驯化.

1.3 检测方法

COD采用重铬酸钾快速密闭消解法测定, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定, TN采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用紫外分光光度法测定. DO采用便携式DO仪测定, SS采用哈希DR-890型快速检测分光光度计测定.

1.4 实验过程

MABR启动时,采用间歇运行方式进行挂膜,先按3 000 mg/L的污泥量向反应器内投加驯化后的污泥,并加入一定量的人工配水,使反应器内的初始COD为300~500 mg/L.开启潜水泵搅拌混合,24 h后停止搅拌,静沉后将上清液排空,重新加入人工配水重复上述过程,2 d后观察到反应器内的大部分污泥已附着在膜组件上,混合液中的污泥含量较低(SS质量浓度<100 mg/L),于是开始连续进水.整个挂膜过程,混合液DO质量浓度控制在4 mg/L左右.

MABR连续运行时,保持混合液DO质量浓度为4 mg/L,运行一段时间,待其对污染物的去除趋于稳定后,开始考察DO质量浓度分别为

(4 ± 0.2) mg/L、(2 ± 0.2) mg/L、(0.5 ± 0.2) mg/L和(0.1 ± 0.1) mg/L 时, MABR 对污染物的去除效果. 整个实验期间, 膜表面 COD 及 TN 负荷分别控制在 $3.7 \text{ g} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ (以 COD 计) 和 $0.36 \text{ g} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ (以 TN 计) 左右, 反应器稳定运行 80 d, 对于不同的 DO 条件, 各运行 20 d.

1.5 膜腔内气压的变化

MABR 混合液 DO 含量的变化可通过调节膜腔内气压的大小来实现^[12-13]; 对于同一 DO 条件, 亦可通过调节膜腔内气压的大小使得混合液 DO 质量浓度维持在相对稳定的状态. 本实验过程中, 随着运行时间的延长, 反应器内生物量逐渐增加 (系统不排泥), 为使混合液 DO 质量浓度在连续 20 d 的时间内维持在相对恒定的状态, 需要相应地提高膜腔内气压. 不同 DO 条件下的膜腔内气压值见表 1.

表 1 不同 DO 条件下的膜腔内气压

运行时间/d	DO 质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	膜腔内气压/MPa
1 ~ 20	4 ± 0.2	0.117 ~ 0.128
21 ~ 40	2 ± 0.2	0.109 ~ 0.118
41 ~ 60	0.5 ± 0.2	0.104 ~ 0.112
61 ~ 80	0.1 ± 0.1	0.102 ~ 0.108

2 结果与讨论

2.1 DO 质量浓度对 COD 去除效果的影响

不同 DO 条件下, MABR 对 COD 的去除效果如图 2 所示. 可以看出, 当混合液 DO 质量浓度分别为 4 mg/L 和 2 mg/L 左右时, MABR 对于 COD 具有非常好的去除效果, 出水 COD 分别维持在 25 mg/L 和 40 mg/L 左右, 去除率分别为 93.4% 和 88.8%; 当混合液 DO 质量浓度降至 0.5 mg/L 时, COD 去除效果下降, 出水 COD 平均为 76.4 mg/L, 去除率约为 80%; 当 DO 质量浓度降至 0.1 mg/L 时, MABR 出水 COD 迅速上升, 质量浓度为 150 mg/L 左右, 去除率降低至 60%.

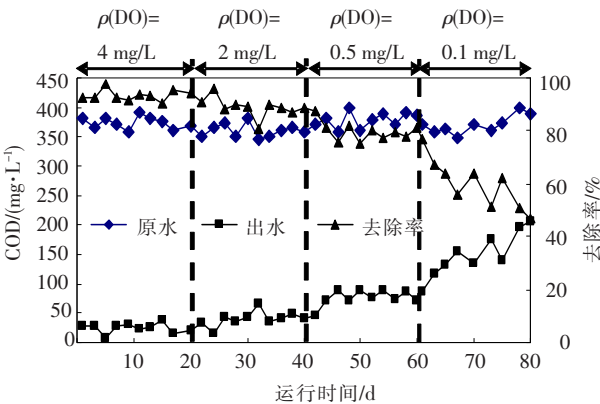


图 2 DO 质量浓度对 COD 去除的影响

可见, 混合液 DO 质量浓度为 0.5 mg/L 时, MABR 对 COD 去除已经达到较好的效果, 提高 DO 质量浓度可以相应提高 COD 去除率, 但经济性欠佳, DO 质量浓度分别提高到 2 mg/L 和 4 mg/L 时, COD 去除率仅分别提高了 8.8% 和 13.4%; 而传统活性污泥法或生物膜法工艺中, 混合液的 DO 质量浓度一般需控制在 2 mg/L 以上才能对 COD 有较好的去除效果^[14-16]. 其差别主要在于供氧方式的不同. 对于 MABR, 当混合液 DO 质量浓度高于 0.5 mg/L 时, 混合液 SS 质量浓度均低于 100 mg/L, 此时微生物大部分附着于膜丝表面, 形成生物膜; 而当混合液 DO 质量浓度在 0.1 mg/L 左右时, 虽然混合液 SS 含量有所增加, 但由于混合液中 DO 质量浓度较低, 此时混合液中的活性污泥对污染物的去除作用仍然有限. 因此, MABR 中污染物的去除主要依靠附着在透气膜上的生物膜, 氧从生物膜的内侧 (靠近透气膜一侧) 向外侧 (靠近混合液一侧) 传递, 尽管混合液中 DO 质量浓度较低, 但生长在生物膜中间层的异养氧化菌仍可获得较充足的氧进行异养氧化反应, 因此 COD 去除效果较好; 而在传统活性污泥法或生物膜法工艺中, 氧是由菌胶团或生物膜的外侧 (靠近混合液一侧) 向内侧传递的, 混合液 DO 质量浓度需控制在较高的水平, 才能使异养氧化菌获得充足的氧来完成 COD 的降解.

2.2 DO 质量浓度对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除效果的影响

不同 DO 质量浓度下, MABR 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果如图 3 所示. 由图 3 可知, 不同 DO 条件下, MABR 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除规律与对 COD 的去除规律类似, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度随 DO 质量浓度的降低而增加. 当混合液 DO 质量浓度为 4 mg/L 和 2 mg/L 左右时, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度分别维持在 1.0 mg/L 和 1.8 mg/L 左右, 去除率达到 97.1% 和 94.5%; 当混合液 DO 质量浓度降至 0.5 mg/L 时, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度增加至 4.7 mg/L, 平均去除率降低到 86.4%; 当 DO 质量浓度进一步降至 0.1 mg/L 时, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度迅速升高至 14.5 mg/L, 平均去除率仅为 57.4%. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除主要依靠硝化细菌完成. 在 MABR 中, 氧和有机底物沿着相反的方向向生物膜扩散, 生物膜内侧靠近氧源、远离主体料液, 因而形成了高氧低碳环境, 好氧自养型的硝化细菌容易在内侧生长繁殖. 当混合液 DO 质量浓度在 0.5 mg/L 左右时, 尽管生物膜外侧处于低氧的环境, 但生长在内侧靠近氧源的硝化细菌仍可获得较充足的氧进行硝化反应, 因此

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率较高. 当 DO 质量浓度降低至 0.1 mg/L 时, 由于混合液处于厌氧状态, 外层生物膜极易脱落, 使得有机底物容易渗透至生物膜内层, 较高的有机物含量将抑制硝化细菌的生长, 因此 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率下降.

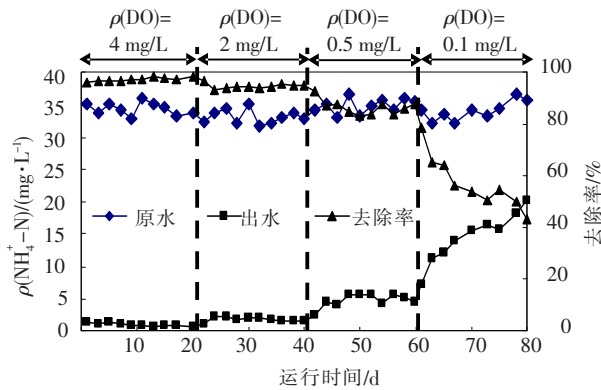


图3 DO 质量分数对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除的影响

2.3 DO 质量浓度对 TN 去除效果的影响

不同 DO 条件下, MABR 对 TN 的去除效果如图 4 所示.

可以看出, 在不同的 DO 质量浓度下, MABR 出水 TN 质量浓度出现了较大的波动. 当混合液 DO 质量浓度为 4 mg/L 时, MABR 对 TN 的去除甚微, 去除率仅有 10% 左右; 将 DO 质量浓度降至 2 mg/L, TN 的去除率升高到 24%, 出水 TN 质量浓度仍较高, 平均约为 26 mg/L; 当 DO 质量浓度降至 0.5 mg/L 时, MABR 对 TN 的去除效果明显, 平均去除率为 66.5%, 出水 TN 质量浓度仅为 12 mg/L 左右; 当 DO 质量浓度为 0.1 mg/L 时, 出水 TN 质量浓度又升至 19 mg/L, 去除率降至 46.8%.

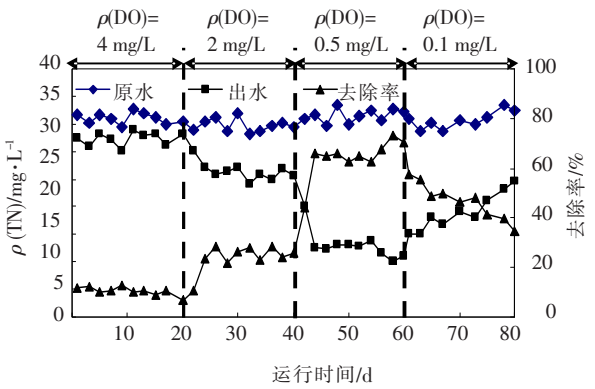


图4 DO 质量浓度对 TN 去除的影响

MABR 中, TN 的去除是同步硝化与反硝化的结果, 由于硝化作用是在好氧条件下完成, 反硝化作用在缺氧条件下完成, 因此, DO 质量浓度对于 TN 的去除影响很大. 对不同 DO 质量浓度下出水中 TN 的各组分进行分析, 可得表 2 所示结果 (表中各形态 N 质量浓度均为试验期间的平均值).

由表 2 可知, 在不同的 DO 条件下, MABR 出水 TN 中各种形态氮的含量存在较大的差别. 当 DO 质量浓度为 4 mg/L 和 2 mg/L 时, 出水中氮以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为主, 同时含有少量的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, 此时反应器硝化作用较强, 但反硝化环境不易形成, TN 的去除效果不佳. 当 DO 质量浓度降至 0.5 mg/L 时, 生物膜外层处于低氧环境, 反硝化菌的数量开始增多, 反硝化作用增强, 此时反应器仍有较强的硝化作用 (出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度低), 因此 TN 去除效果好. 当 DO 质量浓度为 0.1 mg/L 时, 出水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度非常低, 反硝化作用较彻底, 但硝化作用逐渐减弱 (出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度升高), 对 TN 的去除效果变差.

表2 原水和不同 DO 质量浓度下 MABR 出水中各形态氮的含量 mg/L

氮的形态	原水 N 的质量浓度	不同 DO 质量浓度下出水各态 N 的质量浓度			
		$\rho(\text{DO}) = 4 \text{ mg/L}$	$\rho(\text{DO}) = 2 \text{ mg/L}$	$\rho(\text{DO}) = 0.5 \text{ mg/L}$	$\rho(\text{DO}) = 0.1 \text{ mg/L}$
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	34.06	0.97	1.87	4.7	14.52
$\text{NO}_2^- - \text{N}$	0.05	0.67	0.82	2.27	1.18
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	1.65	30.38	23.65	5.84	3.19
TN	35.96	32.22	26.04	12.26	18.90

在参考了表 2 所示的结果及文献[7,9]中关于 MABR 生物膜的分层和基质分布的阐述的基础上, 示意了本实验中不同 DO 质量浓度下, MABR 生物膜的分层及基质的分布情况. 如图 5 所示, 在不同 DO 条件下, MABR 生物膜上基质分布规律基本一致, DO 及 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度均由生物膜内侧向外侧逐渐降低, 而 COD 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$

的质量浓度由生物膜外侧向内侧逐渐降低. 但由于 DO 含量的变化, 导致生物膜上的分层现象及污染物的含量有所差别. 当混合液 DO 质量浓度为 4 mg/L 和 2 mg/L 左右时, 生物膜外侧的 DO 质量浓度已达到较高值, COD 在生物膜外侧得到了有效的去除, 从而在生物膜内侧形成了较大区域的高氧低碳环境, 有利于硝化菌的生存, 因此反

反应器对 COD 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 有很好的去除效果. 但由于缺氧区及厌氧区的缺乏, 难以实现反硝化作用, 此时 TN 的去除主要依靠微生物的同化作用, 效果不佳.

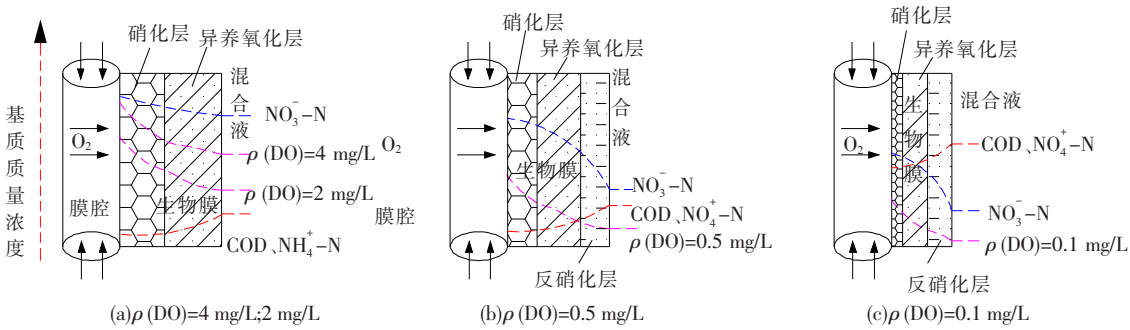


图 5 不同 DO 条件下生物膜及基质的分布

当混合液中 DO 质量浓度降至 0.5 mg/L 时, 生物膜外侧的 DO 降低, 使异养氧化层向生物膜内侧靠近, 硝化层有所压缩, 导致出水的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量略有上升. 但由于生物膜外侧缺氧区域的存在, 同时在该区域存在较高的 COD 和由生物膜内侧扩散至此的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, 有利于进行反硝化作用. 因此, 此时 MABR 虽然对 COD 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果略有下降, 但对 TN 的去除率显著上升.

当混合液中 DO 质量浓度降至 0.1 mg/L 时, 生物膜外侧的缺氧厌氧区域进一步加大, 异养氧化层逐渐向生物膜内侧迁移, 硝化层进一步压缩, 导致 COD 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果显著下降. 生物膜外侧的缺氧厌氧区域的增加, 使反应器能达到很好的反硝化效果, 出水 TN 中以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为主.

2.4 DO 质量浓度对出水 SS 含量的影响

图 6 显示的是不同 DO 条件下, MABR 出水 SS 含量的变化情况.

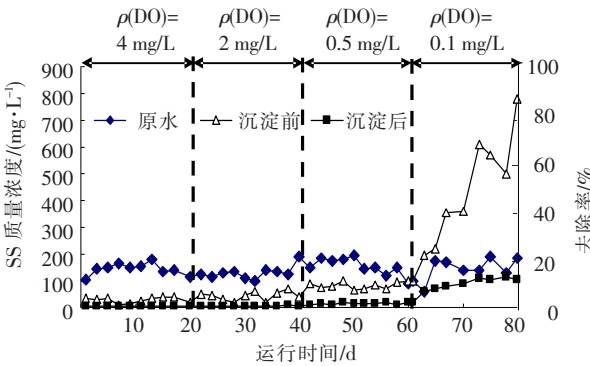


图 6 不同 DO 条件下出水 SS 质量浓度的变化

从图 6 中可看出, 当混合液 DO 质量浓度分别为 4 mg/L 和 2 mg/L 时, MABR 出水 SS 质量浓度均较低, 沉淀前维持在 35 mg/L 左右, 经过沉淀后, 出水 SS 质量浓度降到 5 mg/L 左右. 将 DO 质

量浓度降至 0.5 mg/L 时, 出水 SS 含量有所升高, 沉淀前平均为 84 mg/L 左右, 沉淀后约为 14 mg/L. 当 DO 质量浓度将至 0.1 mg/L 时, 出水 SS 含量急剧上升, 沉淀前最高达到了 781 mg/L, 沉淀后达 107 mg/L. 通过观察发现, 在 DO 质量浓度为 0.1 mg/L 的 20 d 的运行时间内, 附着在膜组件上的污泥量明显比前 60 d 少, 混合液较浑浊, 这主要是由于厌氧状态下, 外层生物膜逐渐脱落至混合液中, 造成了出水 SS 含量偏高、附着在膜组件上的污泥量减少, 同时也导致污染物的去除效果下降.

3 结 论

1) 通过考察不同 DO 质量浓度下 MABR 对模拟生活污水的处理效果, 确定了较优的 DO 条件, 以达到同步除碳脱氮的效果. 当混合液 DO 质量浓度高于 2 mg/L 时, MABR 对 COD 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 具有很好的去除效果, COD 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率分别高于 88.8% 和 94.5%, 但对于 TN 的去除效果较差, 去除率低于 24%.

2) 当混合液 DO 质量浓度为 0.5 mg/L 左右时, MABR 具有很好的同步除碳脱氮效果, COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除率分别为 80%、86.4% 和 66.5%.

3) 当混合液 DO 质量浓度降为 0.1 mg/L 左右时, MABR 对 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 及 TN 的去除率均降低, 分别为 60%、57.4% 和 46.8%, 此时出水 SS 含量大幅度上升, 水质逐渐恶化.

参考文献:

[1] PANKHANIA M, STEPHENSON T. Hollow fibre bioreactor for wastewater treatment using bubbleless membrane aeration [J]. Water Res, 1994, 28(10): 2233 - 2236.

- [2] COTE P L, BERSILLON J L, HUYARD A. Bubble-free aeration using membranes: Process analysis [J]. Wat Pollut Control, 1988, 60(11):1986-1992.
- [3] BRINDLE K, STEPHENSON T, SEMMENS M J. Pilot plant treatment of a high strength brewery wastewater using a membrane aeration bioreactor [J]. Water Environ Res, 1999, 71(6):1197-1204.
- [4] COLE A C, SHANAHAN J W, SEMMENS M J, *et al.* Preliminary studies on the microbial community structure of membrane-aerated biofilms treating municipal wastewater [J]. Desalination, 2002, 146(1/2/3):421-426.
- [5] SEMMENS M J, DAHM K, SHANAHAN J, *et al.* COD and nitrogen removal by biofilms growing on gas permeable membranes [J]. Water Res, 2003, 37(18):4343-4350.
- [6] 汪舒怡, 汪诚文, 黄霞. 用于废水处理的膜曝气生物反应器[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, 7(6):131-137.
- [7] SATOH H, ONO H, RULIN B, *et al.* Macroscale and microscale analyses of nitrification and denitrification in biofilms attached on membrane aerated biofilm reactors [J]. Water Res, 2004, 38(6):1633-1641.
- [8] 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]. Journal of Biotechnology, 2003, 100(1):23-32.
- [9] MATSUMOTO S, TERADA A, TSUNEDA S. Modeling of membrane-aerated biofilm: effects of C/N ratio, biofilm thickness and surface loading of oxygen on feasibility of simultaneous nitrification and denitrification [J]. Biochemical Engineering Journal, 2007, 37(1):98-107.
- [10] 汪舒怡, 汪诚文, 梁鹏, 等. 膜曝气生物反应器除碳脱氮特性研究[J]. 中国给水排水, 2007, 23(9):40-43, 52.
- [11] TERADA A, HIBIYA K, NAGAI J, *et al.* Nitrogen removal characteristics and biofilm analysis of a membrane-aerated biofilm reactor applicable to high-strength nitrogenous wastewater treatment [J]. J Biosci Bioeng, 2003, 95(2):170-178.
- [12] TERADA A, YAMAMOTO T, IGARASHI R, *et al.* Feasibility of a membrane-aerated biofilm reactor to achieve controllable nitrification [J]. Biochemical Engineering Journal, 2006, 28(2):123-130.
- [13] GONG Z, YANG F L, LIU S T, *et al.* Feasibility of a membrane-aerated biofilm reactor to achieve single-stage autotrophic nitrogen removal based on Anammox [J]. Chemosphere, 2007, 69(5):776-784.
- [14] 霍国友, 花勇刚. 溶解氧对CASS工艺影响的研究[J]. 山西建筑, 2009, 35(10):188-189.
- [15] 章志元, 张莉, 刘新, 等. 活性污泥培养初期溶解氧的控制[J]. 环境工程, 2008, 26(S1):163-164.
- [16] 孙剑辉, 闫怡新, 徐文刚. 循环式活性污泥法(CAST)的设计要点[J]. 中国给水排水, 2003, 19(1):89-91.

(编辑 魏希柱)