

胡宝兰,陈旭良,郑平,等.两种 Anammox 反应器性能的对比研究 [J]. 环境科学学报, 2005, 25(4): 545 - 551

HU Baolan, CHEN Xuliang, ZHENG Ping, et al. Performance of two kinds of Anammox reactors[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2005, 25(4): 545 - 551

两种 Anammox 反应器性能的对比研究

胡宝兰¹, 陈旭良¹, 郑平^{1,*}, 周尚兴², 丁革胜²

1. 浙江大学环境工程系, 杭州 310029

2. 浙江蜜蜂集团, 义乌 322002

摘要: 固定床生物膜反应器和序批式反应器分别是废水处理中附着生长型和悬浮生长型反应器的典型代表。对比研究表明, 两种生物反应器的总氮容积去除潜力相当(大约 $1960 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$), 都明显优于传统硝化-反硝化工艺; 在供试条件下, 序批式反应器所需的启动时间(30 d)可比生物膜反应器(40 d)缩短 $1/3$; 序批式反应器中的菌体积累量大于生物膜反应器; 但序批式反应器抗基质浓度冲击和水力负荷冲击的能力弱于生物膜反应器。

关键词: 序批式反应器; 生物膜反应器; 厌氧氨氧化; 反应器性能

文章编号: 0253-2468(2005)04-0545-07 中图分类号: X703.1 文献标识码: A

Performance of two kinds of Anammox reactors

HU Baolan¹, CHEN Xuliang¹, ZHENG Ping^{1,*}, ZHOU Shangxing², DING Gesheng²

1. Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China

2. Zhejiang Mi Feng Group Co. LTD, Yiwu 322002, China

Abstract: Fixed-bed biofilm reactor and sequence batch reactor are two kinds of common bioreactors in wastewater treatment. The comparison of their performance showed that volumetric removal potential of total nitrogen in the sequence batch reactor was close to the biofilm reactor ($1960 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Both of them were far higher than the traditional nitrification and denitrification process. In the experiment, the start-up time for the sequence batch reactor was one third shorter than the biofilm reactor. And the biomass accumulation in the sequence batch reactor was higher than that in the biofilm reactor. However, the sequence batch reactor could tolerate smaller pulse of substrate concentration and hydraulic load than the biofilm reactor.

Key words: sequence batch reactor; biofilm reactor; anaerobic ammonia oxidation; performance

厌氧氨氧化(Anaerobic ammonia oxidation, Anammox)是在厌氧氨氧化菌的作用下以氨(NH_4^+)为电子供体, 亚硝酸盐(NO_2^-)为电子受体, 生成 N_2 的生物反应。因厌氧氨氧化过程能同时去除氨和亚硝酸盐, 且无需外加有机碳源, 与传统脱氮工艺相比可节省 40% 的运行费用, 故在环境工程上具有较高开发价值^[1~3]。厌氧氨氧化菌生长缓慢, 其倍增时间至少要 11 d^[4]。如何扩增并持留菌体已成为该工艺进一步开发的关键问题。探寻一个既能满足厌氧氨氧化菌的生长条件, 促进细胞增殖, 又能有效地持留菌体, 在装置中积累足够生物量的生物反应器, 将会有助于推动厌氧氨氧化工艺的实用化进程。为此, 需要选择合适的反应器。目前采用较多的是生物膜系统, 如固定床反应器、流化床反应器、气提式反应器等^[5], 此类反应器能高效持留生物体。此外, 比较流行的反

应器还有序批式反应器(SBR)^[4,6,7]。该反应器可通过静止沉淀和滗水过程实现高效的泥水分离。鉴于郑平等^[8]已成功地用硝化污泥启动了 Anammox 反应器, 本课题拟通过用硝化污泥启动厌氧氨氧化固定床生物膜反应器和厌氧氨氧化序批式反应器, 并对 2 种反应器的性能进行对比, 为反应器选型提供依据。

1 材料和方法

1.1 模拟废水与接种污泥

模拟废水组成见表 1。固定床生物膜反应器的原始接种污泥为某污水处理厂的厌氧消化污泥, 有关性状见表 2。将厌氧消化污泥好氧曝气, 培育好硝化膜后作为厌氧氨氧化生物膜反应器的接种污泥。SBR 反应器的接种污泥来自本实验室的气提式内循

表1 模拟废水的配方

Table 1 Composition of synthetic ammonia wastewater

组成	含量/(g L ⁻¹)	组成	含量/(mL L ⁻¹)
NaH ₂ PO ₄	0.05	微量元素	1.25
MgSO ₄ · 7H ₂ O	0.2	微量元素	1.25
CaCl ₂	0.3	(NH ₄) ₂ SO ₄	按需投加
KHCO ₃	1.25	NaNO ₂	按需投加

微量元素 (g L⁻¹): EDTA 5.000, FeSO₄ 5.000; 微量元素 (g L⁻¹): EDTA 15.000, ZnSO₄ · 7H₂O 0.430, CoD₂ · 6H₂O 0.240, MnC₁₂ · 4H₂O 0.990, CuSO₄ · 5H₂O 0.250, NaMnO₄ · 2H₂O 0.220, NiCl₂ · 6H₂O 0.190, H₃BO₄ 0.014

环硝化反应器^[9], 污泥硝化活性为 13 mg · g⁻¹ · d, 接种浓度为 0.5 g L⁻¹.

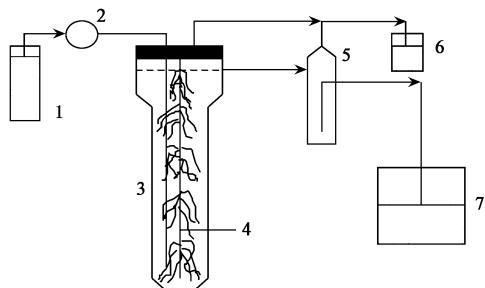
表2 接种污泥性状

Table 2 Character of inoculum

TS/(g L ⁻¹)	VS/(g L ⁻¹)	m _{VS} /m _{TS}	pH
71.81	46.12	0.64	6.76

1.2 试验装置

1.2.1 固定床生物膜反应器 固定床生物膜反应器由有机玻璃管制成, 总体积 1.5 L, 有效体积 1.2 L, 接种污泥 800 mL。内挂软性填料作为微生物附着生长的介质。模拟废水由蠕动泵打入反应器底部, 向上流经生物膜, 从上部出水, 排气管接水封。反应器置于 30 恒温室中运行, pH 值控制在 7.5 ~ 8.5。反应器系统的装置与流程如图 1 所示。



1.进水贮瓶 2.蠕动泵 3.固定床生物膜反应器
4.软性填料 5.三相分离器 6.出气口 7.出水贮瓶

图1 厌氧氨氧化固定床生物膜反应器系统

Fig. 1 Anammox fixed-bed biofilm reactor system

反应器接种污泥后, 以添加 (NH₄)₂SO₄ 的无机培养基先进行硝化细菌的富集培养。将曝气头置于反应器底部, 以曝气泵充氧, 保持 DO 值 6.5 mg L⁻¹ 左右, 通气量为 6.4 L · min⁻¹。通过逐步提高进水 NH₄⁺-N 浓度来富集培养硝化细菌。经过 51 d 的连续培养, 进水 NH₄⁺-N 浓度从 70 mg L⁻¹ 提高到 700 mg L⁻¹, NH₄⁺-N 的去除率保持在 95% 以上。硝化细菌的

数量增加, 数量达到 1.6×10^7 个 mL⁻¹, 表明硝化生物膜成熟, 挂膜成功, 以此成熟的硝化膜作为氧氨氧化反应器的接种物。硝化生物膜培养成功后, 停止曝气, 用橡皮塞将反应器密封, 并充高纯氩气 0.5 d, 以除去反应器内的 DO, 使反应器保持厌氧状态, 进行厌氧氨氧化反应器的运行。

1.2.2 厌氧序批式生物反应器 厌氧序批式生物反应器的结构和尺寸与上述固定床生物膜反应器相同, 硝化污泥接种浓度为 0.5 g L⁻¹。反应器置于 30 恒温室中运行, pH 值控制在 7.5 ~ 8.5。模拟废水由蠕动泵打入反应器底部, 从上部出水, 排气管接水封。为使泥水充分混合, 采用高纯氩气通入反应器底部进行搅拌, 每 30 min 搅拌 1 次, 每次 30 s, 气体流量为 3 L · min⁻¹。反应器在启动阶段的运行参数为: 进水和反应时间为 23 h, 静止 0.5 h, 排水 0.5 h。反应器的装置和流程与固定床生物膜反应器相类似, 不同在于反应器内无软性填料填充, 反应器底部有高纯氩气的通气口, 具体装置及流程见图 1。

1.3 反应器操作方法

1) 启动阶段 控制 2 个反应器的 HRT 均为 1 d 不变, 以无机盐培养基运行反应器, 初始进水 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 浓度均为 70 mg L⁻¹, 通过逐步提高基质浓度的方式启动 Anammox 反应器。

2) 反应器潜力试验阶段 在启动完成后保持进水浓度 140 mg L⁻¹ 不变, 通过增加进水量缩短 HRT, 试验反应器负荷承受能力。

3) 稳定性试验阶段 基质浓度冲击试验: 保持进水 HRT 不变, 固定床生物膜反应器控制在 8 ~ 9 h, SBR 反应器控制在 21 ~ 22 h, 进水浓度每 2 d 上升 28 mg L⁻¹, 试验反应器在连续的浓度负荷冲击下的稳定能力。水力冲击试验: 保持进水浓度 140 mg L⁻¹ 不变, 进水量每 2 d 提升 10%, 试验反应器在连续水力负荷冲击下的稳定能力。

1.4 分析方法

NH₄⁺-N: 苯酚-次氯酸盐光度法^[10]; NO₂⁻-N: N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法^[10]; NO₃⁻-N: 紫外分光光度法^[10]; TS, VS: 重量法^[10]; pH:pHS-9V 酸度计。

2 实验结果

2.1 启动期间 2 种反应器的运行性能

反应器的启动是使微生物量得到富集, 微生物活性得到提高, 反应器工艺性能达到设计要求的过程。对于 Anammox 反应器, 其启动完成与否, 尚无明

确标准。基于本试验目的,应以是否达到目前常规硝化反应器平均容积去除率($140 \text{ mg L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)^[11]为标

准。启动期间反应器的性能变化见表 3、表 4。

表 3 启动期间固定床生物膜反应器的工作性能

Table 3 Performance of fixed-bed biofilm reactor during start-up

运行时间/d	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$		$\text{NO}_2^- \text{-N}$		总氮	
	浓度 /(mg L^{-1})	去除率	容积去除率 /($\text{mg L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	浓度 /(mg L^{-1})	去除率	容积去除率 /($\text{mg L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)
1	76.3	27.14 %	21.7	60.6	60.79 %	38.6
4	60.9	33.77 %	21.6	65.2	38.32 %	26.2
7	55.4	71.08 %	41.3	61.2	100 %	64.1
10	61.9	98.92 %	64.1	69.6	97.12 %	70.8
13	67.9	89.57 %	63.7	67.1	100 %	70.2
16	77.1	100 %	80.8	97.2	96.29 %	98
19	109.1	95.34 %	108.9	118.3	100 %	123.9
22	149.8	95.45 %	149.8	148.0	98.74 %	153.0
25	203.8	99.34 %	212.1	218.6	100 %	249.9
28	244.4	94.73 %	231.6	259.3	97.32 %	264.3
31	265.2	97.33 %	256.2	277.8	98.45 %	272.7

表 4 启动期间序批式生物反应器的工作性能

Table 4 Performance of SBR during start-up

运行时间/d	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$		$\text{NO}_2^- \text{-N}$		总氮	
	浓度 /(mg L^{-1})	去除率	容积去除率 /($\text{mg L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	浓度 /(mg L^{-1})	去除率	容积去除率 /($\text{mg L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)
3	80.2	39.81 %	35.6	82.7	45.22 %	41.7
12	85.9	50.00 %	48.0	83.7	55.77 %	52.1
21	81.8	39.48 %	35.9	92.7	49.39 %	51.1
30	89.0	48.10 %	47.7	88.5	46.95 %	46.3
33	84.7	50.59 %	47.7	68.2	60.59 %	46.1
36	76.3	84.35 %	71.7	70.1	87.01 %	68.5
39	119.7	98.21 %	109.4	112.1	100 %	124.5
42	158.9	98.38 %	151.4	160.1	100 %	176.1
45	200.9	90.30 %	189.2	189.3	98.07 %	207.2
48	216.7	97.85 %	208.2	207.2	100 %	227.7
51	226.9	91.05 %	215.3	234.1	96.78 %	238.2
54	238.4	94.32 %	226.0	245.8	99.85 %	254.3
57	246.7	96.54 %	238.1	253.6	98.59 %	282.3
60	268.9	93.78 %	253.4	275.4	97.46 %	294.1

2.2 两种反应器的工作潜能

固定床生物膜反应器工作潜能试验结果见表 5,SBR 反应器工作潜能试验结果见表 6。

2.3 两种反应器的工作稳定性

1) 对基质浓度冲击的耐受性能 连续的基质浓度对固定床生物膜反应器和 SBR 反应器的冲击结果见表 7 和表 8。

2) 对水力负荷冲击的耐受性能 不同的水力负荷对固定床生物膜反应器和 SBR 反应器的冲击结果见图 2。

2.4 两种反应器中的厌氧氨氧化菌产量估算

2 种反应器出水硝酸盐浓度与进水氨氮浓度的关系见图 3。

3 讨论

3.1 启动期间两种反应器的运行性能

从表 3 看,启动初期(1~6 d),固定床生物膜反应器的运行性能不佳, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ (进水浓度均为 70 mg L^{-1}) 的去除率分别为 34.79 % 和 61.04 %。在随后的 16 d 运行中,反应器效能逐渐提高, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率最后稳定在 90 % 以上, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的去除率迅速上升并稳定在 95 % 以上。 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 去除率大于 90 % 后,以 28 mg L^{-1} 的步幅提升进水基质浓度,经过 40 d 的运行,进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度达到 272 mg L^{-1} 和 291.5 mg L^{-1} ,二者的去除率都稳定在 90 % 以上。反应器启动成功。

表5 运试期间固定床生物膜反应器的工作性能

Table 5 Performance of fixed-bed biofilm reactor during operation

HRT /h	NH ₄ ⁺ -N		NO ₂ ⁻ -N		总氮	
	容积负荷率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	容积去除率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	容积负荷率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	容积去除率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	容积负荷率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	容积去除率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)
20.66	147.1	140.0	154.1	151.1	301.2	291.1
14.75	224.8	218.4	235.5	235.5	460.3	453.9
13.48	268.9	260.1	252.0	252.0	520.9	512.1
12.36	323.5	314.4	304.5	304.5	628.0	618.9
9.39	390.6	365.5	354.5	321.9	745.1	687.4
7.07	482.2	459.1	502.0	502.0	984.2	961.1
5.70	614.7	600.0	628.3	628.3	1 243.0	1 228.3
4.60	816.9	797.0	841.1	841.1	1 658.0	1 637.1
4.00	909.6	723.8	906.1	903.0	1 815.7	1 626.8
3.38	1 109.6	877.8	1 258.5	1 165.8	2 368.1	2 043.6
3.02	1 230.0	840.4	1 273.0	1 148.8	2 503.0	1 989.2

表6 运试期间序批式反应器的工作性能

Table 6 Performance of SBR during operation

HRT /h	NH ₄ ⁺ -N		NO ₂ ⁻ -N		总氮	
	容积负荷率 (mmol L ⁻¹ d ⁻¹)	容积去除率 (mmol L ⁻¹ d ⁻¹)	容积负荷率 (mmol L ⁻¹ d ⁻¹)	容积去除率 (mmol L ⁻¹ d ⁻¹)	容积负荷率 (mmol L ⁻¹ d ⁻¹)	容积去除率 (mmol L ⁻¹ d ⁻¹)
20.16	220.8	210.7	229.7	227.6	450.5	438.3
18.99	271.5	253.4	303.4	284.1	574.9	537.5
13.45	331.7	295.1	333.5	302.3	665.2	597.4
11.28	386.3	386.3	427.0	416.6	813.3	802.9
8.72	500.4	459.6	604.2	566.0	1 104.6	1 025.8
6.89	725.5	673.7	749.3	736.0	1 474.8	1 409.7
6.10	768.9	653.0	657.0	603.8	1 425.9	1 256.8
5.11	863.8	788.9	882.7	868.6	1 736.5	1 657.5
4.21	946.5	709.9	954.2	680.4	1 900.7	1 390.3
3.85	1 162.7	788.8	1 243.6	1 018.6	2 406.3	1 807.4
2.43	1 292.3	966.4	1 435.3	1 043.6	2 727.6	2 010.0

表7 不同基质浓度下生物膜反应器的工作性能

Table 7 Performance of biofilm reactor at different substrate concentrations

HRT /h	NH ₄ ⁺ -N		NO ₂ ⁻ -N	
	浓度 (mg L ⁻¹)	去除率	容积负荷率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	容积去除率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)
8.33	249.9	93.50 %	720.0	673.3
7.99	345.4	81.47 %	1 037.4	845.2
8.90	398.4	66.21 %	1 074.5	711.3
9.42	431.5	61.68 %	1 099.3	678.0
9.36	499.9	56.05 %	1 281.8	718.5
8.06	519.4	51.94 %	1 546.6	803.3
8.79	541.0	28.41 %	1 477.0	419.6

在随后的运行中,随着进水浓度的进一步提高,
NH₄⁺-N 浓度(301 mg L⁻¹)和 NO₂⁻-N 浓度(315 mg · L⁻¹)大于 280 mg L⁻¹ 时,二者的去除率急剧下滑至 21.65 % 和 51.54 %. 将进水浓度降到 210 mg L⁻¹,重
复 2 次提高进水浓度,都出现了同样的现象. 这一现
象与 Strous 等人^[4] 的报道相吻合. Strous 认为,当

NO₂⁻-N 浓度高于 280 mg L⁻¹ 时,会抑制厌氧氨氧化的活性.

厌氧序批式生物反应器采用 99.99 % 的高纯氩气进行搅拌,使基质与污泥充分混合,加速反应,同时可以缓解高浓度的 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 对厌氧氨氧化菌的抑制作用. 启动初期(1 ~ 30 d),直接将钢瓶

表 8 不同基质浓度下序批式反应器的工作性能
Table 8 Performance of SBR at different substrate concentrations

HRT /h	NH ₄ ⁺ -N				NO ₂ ⁻ -N			
	浓度 (mg L ⁻¹)	去除率	容积负荷率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	容积去除率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	浓度 (mg L ⁻¹)	去除率	容积负荷率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	容积去除率 (mg L ⁻¹ d ⁻¹)
22.33	350.8	97.45 %	377.0	367.5	466.6	87.85 %	501.5	440.6
21.97	390.0	94.13 %	426.0	401.1	505.0	83.99 %	551.6	463.3
20.93	422.9	85.33 %	485.0	413.8	549.9	75.31 %	630.6	474.9
22.11	460.7	81.96 %	500.1	409.9	586.6	68.64 %	636.7	437.1
22.02	479.4	78.29 %	522.5	409.1	605.4	65.58 %	659.8	432.7
21.86	495.0	64.07 %	543.5	348.2	620.6	54.20 %	681.4	369.3
21.43	515.1	48.05 %	576.8	277.2	640.1	50.50 %	716.8	362.0

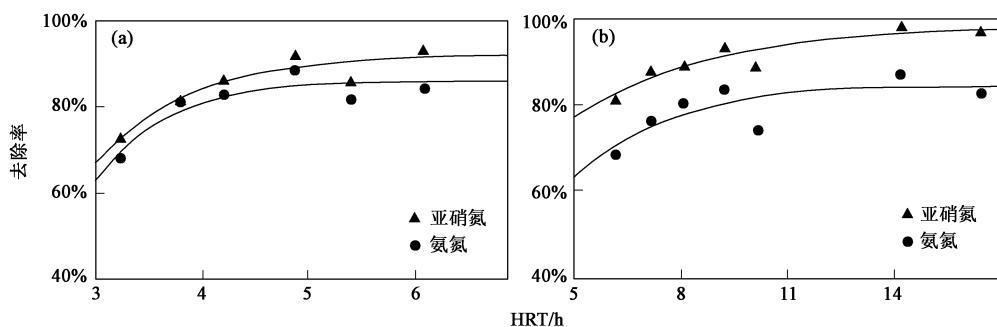


图 2 生物膜反应器和序批式反应器中 HRT 对氨氮和亚硝氮去除率的影响 ((a) 生物膜反应器 ; (b) 序批式反应器)

Fig. 2 Effect of HRT on ammonia and nitrite removal of biofilm and sequence batch reactor ((a) biofilm reactor ; (b) sequence batch reactor)

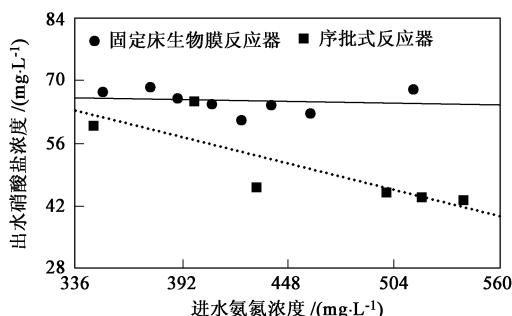


图 3 两种反应器中出水硝酸盐浓度与进水氨氮浓度的关系

Fig. 3 Relationship of effluent nitrate concentration with influent ammonia concentration

中的气体通入反应器,由于气体中含有微量的氧气,对厌氧氨氧化菌具有明显的抑制影响,运行 1 个月后没有出现明显厌氧氨氧化现象,NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 去除率没有明显提高(分别为 39 % 和 45 %)。这一现象与 Strous 等人^[12]的报道相吻合。Strous 认为,溶解氧会对 Anammox 反应产生抑制影响。此后,在惰性气体通入反应器之前,对其进行了除氧处理,反应器工作性能迅速得到改善,NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 去除率分别提高到 98.4 % 和 100 % (表 4)。经过 30 d 连续运行,进水 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 分别提高到 268.9 mg L⁻¹

和 301.3 mg L⁻¹,去除率均稳定在 90 % 以上(表 4)。反应器启动成功。随后的运行中,也出现了类似固定床生物膜反应器运行时出现的现象,当进水浓度高于 280 mg L⁻¹ 时,出现了 Anammox 反应的抑制。经几次重复试验后,反应器中的微生物可适应高浓度的 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 后,又可继续提高进水中基质的浓度。

比较表 3 和表 4 可知,虽然两种反应器都能从硝化污泥成功启动 Anammox 反应,但 Anammox 序批式生物反应器的启动时间(约 30 d)短于 Anammox 固定床生物膜反应器(约 40 d)。推测这种差异可能与反应器的混合方式有关,在厌氧序批式生物反应器中,基质完全混合,可以缓解 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 对厌氧氨氧化菌的抑制作用。

3.2 两种反应器的工作潜能

在完成反应器的启动后,对 2 个反应器的工作潜能进行了试验。在 44 d 运行中,固定床生物膜反应器的 HRT 从 20.66 h 逐步缩短到 3.02 h,氨容积负荷从 147.1 mg L⁻¹ d⁻¹ 提高到 1230.1 mg L⁻¹ d⁻¹。当 HRT 大于 4.60 h(氨容积负荷小于 816.9 mg L⁻¹ d⁻¹) 时,NH₄⁺-N 去除率维持在 89 % 以上;当 HRT 继续缩短时,NH₄⁺-N 去除率开始下降,最低降到

64.79%。与此同时,亚硝氮容积负荷从 $154.1\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 提升至 $1273.1\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,去除率维持在85%以上。总氮容积负荷从 $301.1\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 增至 $2503.1\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,相应的总氮容积去除率分别为 $291.1\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $1989.3\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (表5)。

厌氧序批式生物反应器的HRT从 20.16 h 逐步缩短到 2.43 h ,氨容积负荷从 $220.8\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 提高到 $1292.3\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。当HRT大于 4.97 h (氨容积负荷小于 $738.2\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率维持在85%以上,亚硝氮容积负荷从 $229.7\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 提升至 $1435.3\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,去除率维持在87%以上;当HRT继续缩短时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除率开始下降,最低分别为66.81%和72.71%。整个过程总氮容积负荷从 $450.5\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 上升至 $2727.6\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,相应的总氮容积去除率分别为 $438.3\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $2010.0\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (表6)。

固定床生物膜反应器的总氮容积去除负荷为 $1989.2\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,与厌氧序批式生物反应器相当($2010.0\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)。这表明在试验运行条件下,2种反应器的脱氮能力相当,但明显高于传统的硝化-反硝化工艺的脱氮能力($336.0 \sim 517.0\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)^[13]。

3.3 两种反应器的工作稳定性

3.3.1 对基质浓度冲击的耐受性能 为了比较2种反应器的工作稳定性,进行了基质浓度连续冲击试验。对固定床生物膜反应器,保持HRT为 $8 \sim 9\text{ h}$,以每 2 d 提高 28 mg L^{-1} 的方式将进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度由 249.9 mg L^{-1} 提高至 541.0 mg L^{-1} (提高116%),相应的容积负荷由 $720.0\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 提升至 $1477.0\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (提高105%),去除率由刚开始的93.5%降至28.41%(降低70%);进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度由 349.6 mg L^{-1} 提高至 733.3 mg L^{-1} (提高110%),相应的容积负荷由 $1007.2\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 提升至 $2002.3\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (提高99%),去除率由刚开始的83.96%降至24.32%(降低71%,表7)。

对厌氧序批式生物反应器,保持HRT为 $21 \sim 22\text{ h}$,以每 2 d 提高 28 mg L^{-1} 的方式将进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度由 350.8 mg L^{-1} 提高至 534.2 mg L^{-1} (提高52%),相应的容积负荷率由 $377.0\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 上升至 $579.3\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (提高54%),去除率由刚开始的97.45%降至33.71%(降低65%);进水 NO_2^- 浓度由 466.6 mg L^{-1} 提高至 664.9 mg L^{-1} (提高42%),相应的容积负荷率由 $501.5\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 提升

至 $721.0\text{ mg L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (提高44%),去除率由刚开始的87.85%降至26.63%(降低70%,表8)。序批式生物反应器对基质浓度冲击和总氮负荷冲击的耐受能力弱于生物膜反应器。

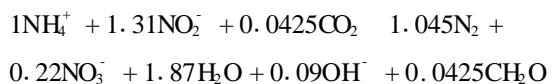
3.3.2 对水力负荷冲击的耐受性能 对生物膜反应器,以每 2 d 增加10%进水量的方式,将水力停留时间(HRT)由 7.11 h 缩短至 4.87 h ,氨氮和亚硝氮去除率相对稳定,分别保持在85%和90%左右;HRT继续缩短至 3.23 h ,氨氮和亚硝氮分别降至68%和73%(图2)。

将序批式反应器的HRT由 16.40 h 缩短至 10.12 h ,氨氮和亚硝氮去除率相对稳定,分别保持在81%和95%左右;HRT继续缩短至 6.17 h ,氨氮和亚硝氮去除率分别降至69%和81%(图2)。

生物膜反应器对水力负荷冲击的能耐受性能远远优于序批式反应器。

3.4 两种反应器中的厌氧氨氧化菌产量估算

由于厌氧氨氧化菌生长极其缓慢,故直接测定反应器内的生物量比较困难。在厌氧氨氧化过程中,由亚硝酸盐产生硝酸盐的生理功能还不清楚,相关的酶也未确定。根据Strous等人^[14]提出的厌氧氨氧化反应模型,认为亚硝酸盐在氧化成硝酸盐的过程中产生还原力,用以合成细胞物质。若用 CH_2O 表示细胞物质,则厌氧氨氧化菌的生化反应为^[15]:



每转化 280 mg L^{-1} 的氨,产生 3.1 mg L^{-1} 的硝酸盐,合成 26 mg 干细胞物质。这与测定值(每消耗 280 mg 的氨可合成 20 mg 干细胞物质)很接近^[16]。此外,迄今为止还没有在厌氧氨氧化系统中发现其它生成硝酸盐的反应,因此可以通过测定反应器中硝酸盐的生成量来估算厌氧氨氧化菌的产量。在本次试验中,对于生物膜反应器,当进水氨浓度上升至 336 mg L^{-1} 以后,出水 NO_3^- -N浓度呈下降的趋势;而对于序批式反应器,出水 NO_3^- -N浓度波动不大,并保持在较高的水平(图3)。比较图3的结果可以认为,在进水氨氮浓度较高的情况下序批式反应器更有利厌氧氨氧化菌的生长和菌体的积累。

4 结论

1) 2种反应器都能从硝化污泥成功启动Anammox反应,但Anammox序批式生物反应器的启动时间(约30 d)短于Anammox固定床生物膜反应器(约

40 d).

2) 在试验条件下,2种反应器的厌氧氨氧化脱氮的工作潜能相当,但都明显大于传统的硝化-反硝化工艺的脱氮能力.

3) 对2种反应器进行的浓度及负荷冲击试验结果表明,厌氧氨氧化序批式反应器抗基质浓度冲击和容积负荷冲击的能力均弱于固定床生物膜反应器.

4) 用硝酸盐的产量估算厌氧氨氧化菌的产量可知,厌氧氨氧化序批式生物反应器中的菌体积累能力大于厌氧氨氧化固定床生物膜反应器.

通讯作者简介:郑平(1962—),男,浙江金华人.浙江大学环境工程系教授,博士生导师,主要从事废水生物处理与环境微生物的教学和研究工作.地址:310029,浙江大学华家池校区环境工程系;Email: pzheng@zju.edu.cn; Tel: 0571-6971709.

参考文献(References):

- [1] Zheng P, Feng X S. Study on substrate conversion characteristics of mixed microbial culture for anaerobic ammonium oxidation [J]. Journal of Zhejiang Agricultural University, 1997, 23(4):409—413 (in Chinese)
- [2] Zheng P, Hu B L, Xu X Y. Study on electron acceptor of mixed microbial culture for anaerobic ammonia oxidation [J]. Chin J Appl Environ Biol, 1998, 4(1):74—78 (in Chinese)
- [3] Zheng P, Feng X S, Jetten M S M, et al. Study on performance of anammox fluidized bed reactor [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 1998, 18(4):367—372 (in Chinese)
- [4] 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 microorganisms [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 1998, 50: 589—596
- [5] Sliekers A O, Third K A, Abma W, et al. CANON and Anammox in a gas-lift reactor [J]. FEMS Microbiol Lett, 2003, 218, 339—344
- [6] Van Dongen U, Jetten M S M, van Loosdrecht M C M. The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater [J]. Water Sci Technol, 2001, 44:153—160
- [7] Fux C, Boehler M, Huber P, et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in a pilot plant [J]. J Biotechnol, 2002, 99: 295—306

- [8] Zheng P, Lin F M, Hu B L, et al. Start-up of anaerobic ammonia oxidation bioreactor with nitrifying active sludge [J]. Journal of Environmental Sciences, 2004, 16(1):13—16
- [9] Lin F M, Zheng P, Zhao Y Y, et al. Performance of internal-loop airlift nitrifying bioreactor [J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2002, 18(4):492—496 (in Chinese)
- [10] State Environmental Protection administration of China. The methods of water and wastewater monitor (The Third) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1997:252—274 (in Chinese)
- [11] Liu J X, Cong L, Wang B Z, et al. Research on Nitrogen and Phosphorous Removal by Biofilm Activated Sludge Process [J]. China Water & Wastewater, 2000, 16(12):1—5 (in Chinese)
- [12] Strous M, Van Cerven E, Kuenen J G, et al. Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) sludge [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1997, 63(6):2446—2448
- [13] Zheng X C, Li Y X, The nitrogen and phosphorus removal technology of sewage [M]. Beijing: China architecture & Building Press, 1998: 37—159 (in Chinese)
- [14] Strous M, Kuenen J G, Jetten S M S. Key physiology of anaerobic ammonia oxidation [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999, 65(7):3248—3250
- [15] Zheng P, Xu X Y, Hu B L. New biological nitrogen removal theory and technology [M]. Beijing: Science Press, 2004:110 (in Chinese)
- [16] Van de Graaf A A A, De Bruijn P, Robertson L A, et al. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor [J]. Microbiology, 1996, 142:2187—2196

附中文参考文献:

- [1] 郑平,冯孝善,Jetten M S M, et al. 厌氧氨氧化菌基质转化特性的研究[J].浙江农业大学学报,1997, 23(4): 409—413
- [2] 郑平,胡宝兰,徐向阳.厌氧氨氧化电子受体的研究[J].应用与环境生物学报,1998,4(1):74—78
- [3] 郑平,冯孝善,Jetten M S M,Ammonium 流化床反应器性能的研究[J].环境科学学报,1998,18(4):367—372
- [9] 林丰妹,郑平,赵洋阳,等.气提式内循环硝化反应器运行性能的研究.生物工程学报,2002,18(4):492—496
- [10] 国家环保局.水和废水监测分析方法(第3版)[M].北京:中国环境科学出版社,1997:252—274
- [11] 刘俊新,丛丽,王宝珍,等.生物膜与活性污泥工艺脱氮除磷研究[J].中国给水排水,2000,16(12):1—5
- [13] 郑兴灿,李亚新.污水除磷脱氮技术[M].北京:中国建筑工业出版社,1998:37—159
- [15] 郑平,徐向阳,胡宝兰.新型生物脱氮理论与技术[M].北京:科学出版社,2004:110