

文章编号: 1000-5013(2008)01-0068-04

垃圾渗滤液厌氧 BF/ 好氧 MBR 工艺的脱氮特性

熊小京, 冯喆文

(厦门大学 环境科学研究中心, 福建 厦门 361005)

摘要: 采用厌氧生物滤池 (BF) 与好氧膜生物反应器 (MBR) 组合工艺, 以实际垃圾渗滤液为处理对象, 在连续进水条件下, 考察该工艺在处理垃圾渗滤液时, 进水稀释倍率、厌氧/好氧 (A/O) 回流比和 C/N 比值对其硝化与反硝化特性的影响。结果表明, 在处理稀释 10 倍的渗滤液时, 氨氮和总氮的平均去除率分别稳定在 90% 和 65% 附近, 回流比和 C/N 比值对好氧的硝化与厌氧反硝化反应的影响很小; 在处理稀释 5 倍的渗滤液时, 提高 C/N 比值能使厌氧反硝化能力增强, 有效地消除亚硝氮的积累。渗滤液中有较高的浓度的氨氮与有机物负荷, 容易对硝化菌产生抑制作用, 使膜出水的亚硝氮积累明显, 氨氮和总氮平均去除率分别稳定在 69% ~ 78% 和 46% ~ 50%。

关键词: 垃圾渗滤液; 厌氧生物滤池; 好氧膜生物反应器; 硝化; 反硝化

中图分类号: X 705

文献标识码: A

渗滤液中含有的多种有机物和高浓度氨氮, 会对生物脱氮过程产生强烈的抑制作用, 如何提高渗滤液中高浓度氨氮的降解率, 已成为生物脱氮技术的研究热点^[1]。王宝贞等^[2]采用缺氧活性污泥与厌氧/好氧 (A/O) 淹没式生物膜复合工艺处理渗滤液, 氨氮和总氮去除率分别达到了 95.1% 和 73.9%。申欢等^[3]采用膜生物反应器 (MBR), 对上流式厌氧污泥床 (UASB) 预处理的垃圾渗滤液进行试验, 结果表明 MBR 对氨氮去除率可达到 90% 以上。任鹤云等^[4]采用硝化/反硝化与超滤和纳滤组合工艺, 陈忠等^[5]采用 A/O 生化与 PW 生物膜处理组合工艺, 熊小京等^[6]采用 A/O MBR 与 BAF 组合工艺, 分别处理不同的垃圾填埋场渗滤液, 结果显示氨氮的去除率可稳定在 75% ~ 90%。考虑到渗滤液中氨氮浓度较高及有机成分生化性差等不利影响, 为了充分发挥厌氧菌的反硝化及 MBR 内高浓度硝化菌的硝化作用, 获得更为稳定的氨氮去除效果。本研究采用厌氧生物滤池 (BF) 与好氧膜生物反应器 (MBR) 组合工艺, 处理实际垃圾渗滤液, 考察影响该工艺脱氮特性的影响因素, 确立该工艺处理实际垃圾渗滤液的适宜操作条件。

1 材料和方法

1.1 装置流程及操作条件

实验装置与流程, 如图 1 所示。原水经蠕动泵进入厌氧滤柱底部, 于柱内推流式上升, 从上部溢流至好氧槽, 部分膜出水回流至厌氧柱底部, 其他为处理水。厌氧和好氧有效反应体积均为 9 L, 厌氧滤柱内填有牡蛎壳填料 (充填率为 80%); 好氧槽内下设多孔散气管, 中间插入有机平板膜片 (日本 KUBOTA 公司制, 尺寸为 0.303 m × 0.212 m, 表面积为 0.128 5 m², 孔径为 0.1 ~ 0.4 μm, 额定通量 0.4 m³ · (m² · d)⁻¹。膜出水及厌氧回流水分别用不同膜片经蠕动泵吸出。厌氧柱出水 and 好氧槽内的 pH 值分别为 6.5 ~ 7.0

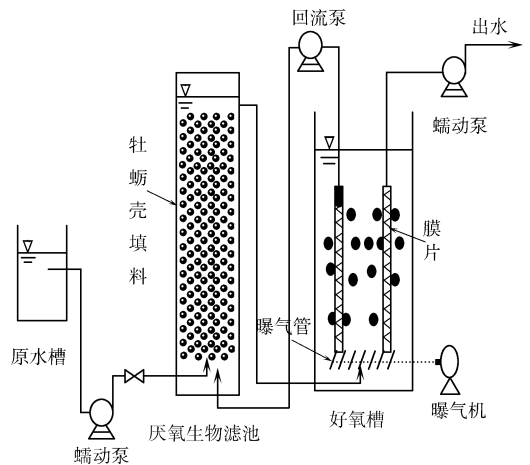


图 1 实验装置与流程图

Fig.1 Experimental apparatus and flow-sheet

尺寸为 0.303 m × 0.212 m, 表面积为 0.128 5 m², 孔径为 0.1 ~ 0.4 μm, 额定通量 0.4 m³ · (m² · d)⁻¹。膜出水及厌氧回流水分别用不同膜片经蠕动泵吸出。厌氧柱出水 and 好氧槽内的 pH 值分别为 6.5 ~ 7.0

收稿日期: 2007-11-14

作者简介: 熊小京 (1963-), 男, 副教授, 工学博士, 主要从事水污染控制工程的研究。E-mail: xiongxi@xmu.edu.cn.

基金项目: 福建省自然科学基金计划资助项目 (D0610021)

和 7.0~ 7.8, 好氧槽污泥质量浓度为 2.0~ 5.0 g · L⁻¹, 溶解氧(DO) 量为 2.0~ 3.0 g · L⁻¹, 厌氧柱与好氧槽水力停留时间均为 24 h; 膜出水通量 0.1 m³ · (m² · d)⁻¹, 期间温度为 20~ 28 ℃.

1.2 原水组成

(1) 合成废水. 主要组成为 2.5 g · L⁻¹葡萄糖, 0.5 g · L⁻¹苯酚, 0.25 g · L⁻¹硫酸铵, 0.1 g · L⁻¹无水氯化钙, 0.1 g · L⁻¹碳酸氢钠, 0.1 g · L⁻¹磷酸二氢钾.(2) 垃圾渗滤液. 取自福建厦门东孚垃圾填埋厂渗滤液排放口(填埋期约 9 a). 其具体水质情况: 化学需氧量(COD 值) 为 15~ 20 g · L⁻¹, 氨氮为 2.0~ 2.5 g · L⁻¹, 悬浮物为 0.6~ 1.0 g · L⁻¹, 总磷为 10~ 25 mg · L⁻¹, pH 值为 7.1~ 8.0.

1.3 实验方法

厌氧与好氧种污泥分别取自福建厦门前埔污水厂的污泥浓缩池与曝气池, 实验分如下两个阶段进行. (1) 污泥驯化阶段. 首先用合成废水通水驯化, 至出水水质达到稳定, 然后切换为 20 倍稀释的渗

表 1 实验工况系列表

Tab.1 Experimental conditions at various runs

工况	$R_{A,0}/\%$	n	$\rho(\text{葡萄糖})/\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	$\rho(\text{COD})/\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	C/N
1	100	10	0.6	2.8	6:1
2	100	10	0	2.2	3:1
3	200	10	0.6	2.8	6:1
4	100	5	1.2	5.6	6:1
5	100	5	0	4.4	3:1

滤液与 0.5 g · L⁻¹葡萄糖混合液继续驯化, 至厌氧柱与好氧槽出水的氨氮与 COD 值基本稳定.(2) 垃圾渗滤液处理阶段. 在不同的厌氧/好氧回流比、进水稀释比和 C/N 比值条件下, 考察厌氧 BF 和好氧 MBR 的硝化与反硝化反应特性. 实验工况如表 1 所示. 表 1 中, $R_{A,0}$ 为厌氧/好氧回流比, n 为稀释倍数, $\rho(\text{葡萄糖})$ 为外加葡萄糖量, $\rho(\text{COD})$ 为化学需氧量. 分别

以原水槽、厌氧柱出水、好氧槽和膜出水为取样点, 每改变一个实验工况需要约 2~ 3 周的稳定期, 达到稳定后每天取样一次, 测定氨氮(NH₄⁺-N)、亚硝氮(NO₂⁻-N)、硝氮(NO₃⁻-N) 质量浓度(ρ) 和 COD 值.

1.4 分析方法

氨氮、亚硝氮和硝氮分别采用纳氏试剂分光光度法、N-(1-萘基)-乙二胺光度法和酚二磺酸光度法测定; 吸光值采用 HP-8453 型紫外可见分光光度仪测定; COD 值采用重铬酸钾法测定.

2 结果与讨论

2.1 回流比对脱氮效果的影响

好氧槽至厌氧柱的回流比对厌氧柱出水、好氧槽和膜出水中氨氮质量浓度(ρ 氨氮) 的影响, 如表 2 所示. 从表 2 可看出, 由于膜不能截流氨氮, 好氧槽和膜出水(ρ 氨氮) 基本相同, 在 25 mg · L⁻¹ 左右. 虽

表 2 回流比对脱氮效果的影响

Tab.2 Effect of recycle ratio on nitrogen removal

取样点	$\rho(\text{氨氮})/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$		$\rho(\text{硝氮})/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$		$\rho(\text{亚硝氮})/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	
	$R_{A,0}=100\%$	$R_{A,0}=200\%$	$R_{A,0}=100\%$	$R_{A,0}=200\%$	$R_{A,0}=100\%$	$R_{A,0}=200\%$
进水	207.87	204.11	5.22	7.74	0.04	0.17
厌氧柱	89.80	155.51	2.28	8.65	0.04	0.12
好氧槽	26.41	23.99	44.17	47.61	5.93	0.77
膜出水	22.16	20.74	44.31	47.67	2.31	0.04

然增大好氧槽至厌氧柱的回流量, 会加快厌氧柱中的氨氮送入好氧槽, 但好氧槽中的氨氮并没有出现上升, 回流比的提高对好氧槽和膜出水的(ρ 氨氮) 影响很小. 厌氧柱出水随着回流比的增大从 89.80 mg · L⁻¹ 上升到 155.5 mg · L⁻¹, 当回流比增大到 200% 时, 厌氧柱出水升至 150 mg · L⁻¹. 这可能是增大回流量会导致厌氧柱中的厌氧氨氧化反应停留时间不足. 因推流作用, 厌氧柱从进口至出口处存在着氨氮质量浓度分布, 加大回流量会使进口附近较高浓度的氨氮迅速提升至出口. 从表 2 中看出, 厌氧柱出水氨氮质量浓度即使上升到 155.5 mg · L⁻¹, 好氧槽中的氨氮质量浓度没有明显升高. 由此可见, MBR 好氧污泥中含有充足的硝化菌来缓解氨氮负荷的冲击, 使出水的氨氮质量浓度保持良好的稳定.

从表 2 还可看出, 回流比增大一倍时, 厌氧柱的硝氮质量浓度略有升高, 亚硝氮未检出, 好氧槽和膜出水的硝氮质量浓度变化都很小, 稳定在 45~ 50 mg · L⁻¹. 此外, 好氧槽和膜出水中的亚硝氮质量浓度

也是接近于零,亚硝氮几乎不积累,好氧槽显示出较高的硝化活性.由此可见,该工况进水条件下渗滤液产生的硝化抑制影响很小.当好氧槽至厌氧柱的回流量增大一倍时,厌氧柱的氨氮流入好氧槽即随之倍增,好氧槽的硝化反应加快,但好氧槽的硝氮质量浓度仅增加了 10% 左右.当然这里也不排除好氧异养菌的反硝化作用.此外,随着好氧槽回流至厌氧柱的硝氮量增大,厌氧柱的硝氮质量浓度仅上升了 5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右.可见,厌氧柱中的反硝化活性也很高,将从好氧槽回流的硝氮完全地还原为氮气.实验还发现,虽然回流比增大了一倍,但好氧槽的硝氮浓度并没有降低.说明从厌氧柱流入的氨氮负荷较高,提高了硝化反应速度,硝氮的生成速度也随之明显加快,大量的硝氮生成抵消了厌氧柱出水产生的稀释作用.考虑到增大回流量会增加膜片使用成本,况且对降低出水的硝氮质量浓度效果不明显.因此,认为该工艺在处理渗滤液过程中,能够最大地发挥硝化与反硝化反应效果的适宜回流比应为 100%.

2.2 C/N 比值对脱氮效果的影响

考察 C/N 比值和稀释倍数对系统的氨氮去除率的影响.渗滤液原水的 C/N 比值为 3:1,改变 C/N 比值是通过外加葡萄糖(氨氮浓度保持不变).可以看出,在稀释 10 倍的渗滤液,当进水氨氮质量浓度为 200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, C/N 比值从 3:1 增大到 6:1 时,氨氮平均去除率由 89.04% 升至 90.28%,保持在 90% 附近, C/N 比值对氨氮的去除几乎没有影响;而在稀释 5 倍的渗滤液,当进水氨氮浓度为 400 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, C/N 比值从 3:1 增大到 6:1 时,氨氮平均去除率从 69.6% 增加到 78.1%.可知,高浓度负荷进水条件下,提高 C/N 比值对氨氮去除的促进作用比低浓度负荷进水时要明显.由于硝化菌对氨氮的硝化过程仅利用无机碳源,可以认为靠外加有机碳(葡萄糖)提高氨氮去除效果,主要依赖异养菌对氨氮的同化作用及好氧条件的反硝化作用^[7].

C/N 比值和稀释倍数与硝氮和亚硝氮生成量的关系,如表 3 所示.由表 3 可以看出,在稀释 10 倍的

表 3 稀释倍率和 C/N 比值对硝氮和亚硝氮质量浓度的影响

取样点	$\rho(\text{硝氮})/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$				$\rho(\text{亚硝氮})/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$			
	C/N= 6: 1		C/N= 3: 1		C/N= 6: 1		C/N= 3: 1	
	n= 10	n= 5	n= 10	n= 5	n= 10	n= 5	n= 10	n= 5
进水	5.22	9.63	5.23	6.77	0.04	0.27	0.04	0.21
厌氧柱	2.58	7.55	1.10	36.86	0.04	0.35	0.28	29.20
好氧槽	44.17	43.93	45.99	45.96	5.93	53.59	0.28	50.98
膜出水	44.31	47.71	42.93	49.45	2.31	53.49	2.59	51.39

渗滤液,进水氨氮质量浓度为 200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,当 C/N 比值从 3:1 增大到 6:1 时,厌氧柱出水的硝氮与亚硝氮质量浓度接近于零,好氧槽和膜出水的硝氮与亚硝氮质量浓度变化很小,分别稳定在 40~45 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 3~6 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间;与之相对照,在稀释 5 倍的渗滤液,进水氨氮质量浓度为 400 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,当 C/N 比值从 3:1 增大到 6:1 时,厌氧柱出水的硝氮与亚硝氮质量浓度均变化很显著,降低幅度达到了 30 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.虽然好氧槽和膜出水的硝氮与亚硝氮质量浓度的变化均不显著,分别稳定在 46 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 50 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,但是,此时的亚硝氮质量浓度值却远高于稀释 5 倍时的浓度水平.从表 3 还可以发现,在处理较高浓度渗滤液时,低 C/N 比值操作容易引起厌氧柱内亚硝氮的积累,而通过外加有机碳源提高 C/N 比值来增强厌氧的反硝化能力,可有效地消除亚硝氮的积累.但是,由于渗滤液中较高的氨氮与有机物的浓度负荷,均容易对好氧槽中的硝化菌产生抑制作用,使槽内及膜出水的亚硝氮出现明显积累.因此,对较高渗滤液浓度处理操作,必须提高反应系统对氨氮与有机物的降解效果,以缓解硝化抑制影响.

2.3 不同工况下系统的去除效果

比较 5 种工况条件下,工艺对氨氮、总氮以及 COD 的去除效果,结果如表 4 所示.由表 4 可以看出,当稀释 10 倍的渗滤液进水时,氨氮平均去除率(η_{NH})和总氮(TN)的平均去除率(η_{TN})基本稳定在 90% 和 65% 附近,即回流比和 C/N 比值的变化对硝化与反硝化反应能力的影响很小(如工况 1~3).与此相对照,当稀释 5 倍的渗滤液进水时,氨氮和总氮的平均去除率只能稳定在 69%~78% 和 46%~50%(如工况 4,5).可见,渗滤液的稀释倍率是影响硝化与反硝化性能的主要因素.究其原因可能是,稀释倍率减小使硝化抑制有机物浓度升高,降低了硝化反应活性,使出水中的亚硝氮积累更为显著.从表 4 中也

可看出,随着渗滤液稀释倍率的减小,系统对 COD 的平均去除率(η_{cod})基本保持在 50% 左右(如工况 1,3 和 4),而 C/N 比值的降低对 COD 值的去除效果影响明显(如工况 2,5).通过外加有机碳源来提高进水的 C/N 比值,仅对 COD 的去除有效果,对氨氮与总氮的去除效果不明显.表明渗滤液中的有机碳源可以被反硝化过程作为供氢体所利用,对维持稳定的污泥絮团结构和 COD 的降解有促进作用.

3 结束语

(1) 在处理较低浓度渗滤液时,氨氮和总氮的平均去除率基本稳定在 90% 和 65% 附近,回流比和 C/N 比值的变化对硝化与反硝化反应能力影响很小.(2) 在处理较高浓度渗滤液时,外加有机碳源提高 C/N 比值,可有效地增强厌氧柱的反硝化能力降低亚硝氮的积累;同时,对氨氮与有机物的去除也有一定的提高.(3) 渗滤液中较高的氨氮与有机物负荷,容易对硝酸化菌产生抑制作用,使膜出水的亚硝氮积累明显,导致系统的氨氮和总氮去除率只能稳定在 69%~78% 和 46%~50% 之间.

参考文献:

[1] 赵庆良,李湘中.垃圾渗滤液中的氨氮对微生物活性的抑制作用[J].环境污染与防治,1998,20(6):1-4.
[2] 王宝贞,王承武,杨铨大,等. A(缺氧活性污泥)/B(A/O 淹没式生物膜)复合系统处理垃圾填埋场渗沥液[J]. 给水排水,1996,22(5):15-18.
[3] 申欢,金奇庭,李明波,等.膜生物法处理城市垃圾渗滤液[J].中国给水排水,2004,20(3):56-59.
[4] 任鹤云,李月中.MBR 法处理垃圾渗滤液工程实例[J].给水排水,2004,30(10):36-38.
[5] 陈忠.垃圾渗沥液 A/O 生化-PW 生物膜处理技术[J].有色冶金设计与研究,2001,22(4):58-60.
[6] 熊小京,简海霞. A/O MBR 与 BAF 组合工艺处理垃圾渗滤液[J].工业水处理,2007,27(9):39-42.
[7] 林燕,何义亮,孔海南,等.MBR 中同步硝化反硝化及异养硝化现象试验研究[J].膜科学与技术,2006,26(2):22-26.

Study on Nitrogen Removal Behavior in Landfill Leachate Treatment by a Combination of Anaerobic Bio-Filter and Aerobic Membrane Bioreactor Process

XIONG Xiao-jing, FENG Zhe-wen

(Environmental Science Research Center, Xiamen University, Xiamen 361005, China)

Abstract: The nitrogen removal behaviors in landfill leachate treatment were investigated under various dilution ratios, recycle ratios and C/N using a combination of anaerobic bio-filter (BF) and aerobic membrane bioreactor (MBR) process. The results showed that when dilution ratio of landfill leachate was set at 10, the average removal efficiency of NH_4^+-N and TN possibly reached at about 90% and 65%, respectively. Both nitrification and de-nitrification activities in anaerobic bio-filter and aerobic MBR were not affected under the various recycle ratios and C/N. However, when dilution ratio dropped to 5, although the de-nitrification activity could be enhanced effectively and nitrite accumulation was eliminated by increasing the C/N. But due to the relatively high strength of ammonia and organic compound containing in influent, the activity of nitrifying bacteria in aerobic MBR was easily inhibited and nitrite was accumulated significantly, which led to the average removal efficiencies for both NH_4^+-N and total N in whole system could be maintained at the range of 69%~78% and 46%~50%, respectively.

Keywords: landfill leachate; anaerobic bio-filter; aerobic membrane bioreactor; nitrification; de-nitrification

(责任编辑:黄仲一)