

好氧 MBR 工艺处理垃圾渗沥液中硝化菌群特征分析*

熊小京¹, 严 贵¹, 郑天凌², 苏国强³

(1. 厦门大学 环境科学研究中心, 福建 厦门 361005; 2. 厦门大学 生命科学学院, 福建 厦门 361005;
3. 厦门液污生物技术有限公司, 福建 厦门 361006)

摘要: 采用好氧 MBR 工艺处理垃圾渗沥液, 系统考察进水氨氮负荷、水力停留时间 (HRT) 和温度对 MBR 硝化污泥中氨氧化细菌 (AOB) 与亚硝化细菌 (NOB) 数量及其氧化活性的影响。结果表明, 当进水氨氮浓度从 300 mg/L 逐渐上升到 600 mg/L 时, 硝化污泥中 AOB 从 6.0×10^4 个/mL 增至 6.0×10^5 个/mL, NOB 从 3.5×10^7 个/mL 升至 6.0×10^8 个/mL; 当 HRT 从 1 d 增加为 2 d 时, AOB 的数量约增加 1 倍, NOB 的数量增加很小。当反应温度低于 15 °C 时, AOB 与 NOB 的数量基本不变, 仅 NOB 的比硝化速率有所降低, 表明经渗沥液驯化的 AOB 的耐温度抑制能力有所增强。

关键词: 垃圾渗沥液; 好氧 MBR; 氨氧化细菌; 亚硝化细菌

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 1005-8206 (2010) 03-0015-04

Characteristics of Nitrifying Bacteria in Aerobic Membrane Bioreactor for Waste Leachate Treatment

Xiong Xiaojing¹, Yan Gui¹, Zheng Tianling², Su Guoqiang³

(1. Environmental Science Research Center, Xiamen University, Xiamen Fujian 361005; 2. School of Life Sciences, Xiamen University, Xiamen Fujian 361005; 3. Xiamen Liquid Waste Biotechnology Ltd, Xiamen Fujian 361006)

Abstract: The influences of influent ammonia concentration, hydraulic retention time (HRT) and temperature on the population and oxidizing ability of ammonia oxidizing bacteria (AOB) and nitrite oxidizing bacteria (NOB) in waste leachate treatment were investigated using aerobic membrane bioreactor. The results showed that when the influent ammonia concentration was raised from 300 to 600 mg/L gradually, the number of AOB and NOB increased from 6.0×10^4 /mL to 6.0×10^5 /mL and from 3.5×10^7 /mL to 6.0×10^8 /mL, respectively. When HRT prolonged from 1 day to 2 days, the number of AOB rose about 2 times, whereas the number of NOB increased slightly. At the temperature of below 15 °C, no any change was observed in the numbers of AOB and NOB, but the nitrite oxidation activity of NOB dropped, implying that the tolerance of AOB to low temperature was enhanced during acclimation period.

Key words: waste leachate; aerobic membrane bioreactor; ammonia oxidizing bacteria; nitrite oxidizing bacteria

由于垃圾渗沥液具有氨氮及有机物浓度高且变动范围较大、C/N 与营养水平低下等特点, 导致多数垃圾渗沥液生物处理系统出现启动周期长、运行稳定性差、出水中的氨氮和 COD 超标等问题^[1]。

硝化反应是氨氮生物脱除的关键步骤, 其原理是氨氧化菌 (AOB) 将氨氮转化为亚硝态氮, 然后由亚硝化菌 (NOB) 将亚硝态氮转化为硝态氮。渗沥液氨氮处理率低主要是生物处理系统中硝化细菌易受多种污染物的抑制, 对 pH、DO、温度等环境条件敏感所致^[2]。碱度不足也是限制硝化的因素之一^[3], 为了提高氨氮处理率, 许多学者以实际渗沥液为实验原水, 并采用不同的生化处理工艺, 系统考察了进水氨氮负荷、C/N、环境条件等因素对硝化特性影响^[2-3]。笔者曾采用不同的 MBR 组合工艺, 考察对渗沥液中氨氮的去除性能, 发现当渗沥液进水氨氮浓度为 400~600 mg/L, C/N 不低于 0.3 时, 氨氮去除率可达到

90%以上^[4-5]。然而, 由于渗沥液成分及浓度负荷的季节变动较大, 导致处理系统中硝化生物相出现相应改变, 使氨氮处理率波动剧烈, 严重时会导致硝化菌完全消失。因此, 准确地把握渗沥液氨氮的硝化过程中硝化生物相的特征十分重要。

本研究采用好氧 MBR 垃圾渗沥液处理工艺, 以实际垃圾渗沥液为处理对象, 贝壳粉末为碱度剂, 在不同的进水氨氮浓度负荷、水力时间和温度等条件下, 系统考察运行稳定期间硝化污泥中氨氧化细菌 (AOB) 与亚硝化细菌 (NOB) 数量与硝化活性的变化, 揭示好氧 MBR 渗沥液处理中操作因子对硝化菌量及其氧化性能的作用关系。

1 材料与方法

1.1 实验装置与操作条件

实验装置与流程如图 1 所示。原水经蠕动泵从反应槽的底部进入, 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)), 出水用膜片经蠕动泵吸出。

实验条件: 有效反应体积 9 L, 溶解氧 (DO)

* 基金项目: 深圳市科技计划项目深港联合资助 (08LH-04); 厦门市科技计划项目 (3502Z20083001, 3502Z20073009)

2. 0~3. 0 mg/L, 水力停留时间 (HRT) 1~2 d, 膜出水通量 0. 1~0. 3 m³/(m²·d), 污泥浓度 MLSS 3. 0~4. 5 g/L, 期间温度为 10~25 ℃, 实验期间无排泥。采用添加牡蛎壳的方法为硝化反应提供碱度, 根据氨氮负荷定期向反应槽内投加不同量的牡蛎壳粉末, 使反应槽内 pH 保持在 7. 0~7. 5。

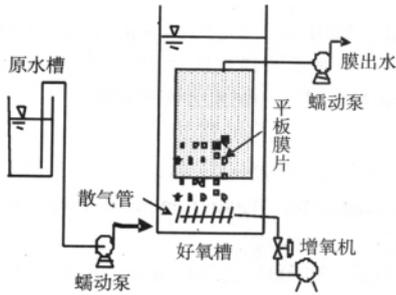


图 1 实验装置与流程

1. 2 原水组成

垃圾渗沥液取自厦门市东孚垃圾填埋场 (填埋年限 9 a), 其主要成分包括: COD 5~15 g/L, 总氮 3. 5~4. 0 g/L, 氨氮 3. 0~3. 5 g/L, 悬浮固体 0. 6~1. 0 g/L, pH8. 0~8. 5。

1. 3 操作方法

种污泥采自厦门市污水处理厂的曝气池。将种污泥洗净后装于膜生物反应器。

启动阶段实验: 在好氧条件下, 采用连续通水操作, 用 10 倍稀释垃圾渗沥液驯化污泥, 当系统 NH₃-N 去除率基本稳定在 80% 左右时, 即认为硝化活性已基本达到稳定 (约 2 个月), 驯化操作完成。

条件影响实验: 改变垃圾渗沥液进水氨氮浓度、水力停留时间和温度等条件, 待反应器的出水中 NH₃-N, NO₂-N 及 NO₃-N 均达到动态稳定时 (即出水氨氮去除率超过 85% 持续 10 d 以上), 用 MPN 法分别对污泥中 AOB 与 NOB 进行计数, 每组测试 3 个平行样, 取其平均值。实验工况条件如表 1 所示。

表 1 实验工况条件

| 序列 | ρ (NH ₃ -N) / (mg/L) | HRT/d | θ /℃ |
|----|--------------------------------------|-------|-------------|
| A | 300~370 | 1 | |
| B | 400~450 | 1 | |
| C | 450~500 | 1 | |
| D | 550~600 | 1 | 20~25 |
| E | 700~780 | 1 | |
| F | 750~800 | 2 | |
| G | 750~800 | 2 | 10~15 |

1. 4 分析方法

1. 4. 1 AOB 与 NOB 的计数 (MPN 法)

1) 用灭菌生理盐水对 1 mL 污泥水样进行 10

倍梯度稀释, 依次得到 10⁻¹、10⁻²、10⁻³ 直至 10⁻¹⁴ 连续稀释倍率样品; 采用四次重复法, 将上面各稀释度样品分别取 1 mL 接种到含 9 mL 计数培养基的试管中, 28 ℃ 暗培养 14 d。

2) AOB 的计数: 从每一稀释培养管中取出培养液 2~3 滴, 向其滴加 Griess 试剂 A 液和 B 液各 2 滴, 若变红则有亚硝酸盐生成, 若不变色, 另取培养液少许向其滴加二苯胺试剂 2 滴和浓硫酸 2 滴, 若有蓝色生成, 则有硝酸盐生成, 无论变红或变蓝均为阳性, 若二者皆无, 则为阴性; 根据出现的阳性管数, 得到 MPN 数量指标, 并根据 MPN 表计数出每克污泥水样中 AOB 数量。

3) NOB 的计数: 在培养物中加入醋酸 5~7 滴使之酸化, 再加入数粒磺胺酸 (对氨基苯磺酸); 当停止放气时, 再加入 1 粒磺胺酸, 此过程中亚硝酸盐转化为 N₂ 而逸去。加 Griess 试剂, 如不呈红色, 证明亚硝酸盐已除净。再分别滴加 2 滴浓硫酸和二苯胺试剂, 如呈蓝色, 即证明有硝酸盐存在, 为阳性, 再根据 MPN 表计数出每克污泥水样中 NOB 数量^[6]。

1. 4. 2 “三氮”的测定

氨氮、亚硝态氮和硝态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 紫外可见分光光度仪测定); pH 采用 PHB 型酸度计测定。

2 结果与讨论

2. 1 进水氨氮浓度的影响

进水氨氮浓度对 AOB 和 NOB 数量与去除效果的影响如表 2 所示。可以看出, 当进水氨氮浓度从 300~370 mg/L 升至 550~600 mg/L 时, AOB 从 6. 0×10⁴ 个/mL 增至 2. 0×10⁵ 个/mL, 约增大了 3. 3 倍, 而 NOB 增长较为迅速, 从 3. 5×10⁷ 个/mL 增至 6. 0×10⁸ 个/mL, 约增大了 17 倍, AOB 数量与 NOB 数量始终约相差 3 个数量级。刘亚为及杨敏等采用 MBR 工艺处理高浓度氨氮废水的研究中, 测得 AOB 与 NOB 的数量分别处于 10⁷ 和 10⁹ 个/mL 数量级^[7-8], 而本实验结果中, 仅 NOB 的数量接近这个数量级, AOB 的数量与之相比差 3 个数量级。此时硝化率从 80%~90% 升至 90%~98%, 在进水氨氮浓度为 550~600 mg/L 时略降为 85%~92%, 出水硝酸氮量持续增长, 从 190~250 mg/L 升至 380~500 mg/L。其原因可能是由于本实验是通过减小垃圾渗沥液稀释倍率来提高氨氮浓度负

重金属对 AOB 的抑制作用增强, 表现为 AOB 的数量变化被限制在 $10^4 \sim 10^5$ 个/mL, 与此相对照, 提高进水氨氮浓度负荷, 能使 NOB 的数量最大接近 10^9 个/mL。可以推测, 降低稀释倍率, 使反应液中的毒性有机物、重金属及氨氮的增大不会对 NOB 的增殖构成影响。由于采用了 MBR, 且运行过程不排泥, 这有利于世代周期较长的 AOB 与 NOB 的增殖及其数量的增加, 因此在较高渗沥液氨氮负荷运行时, 处理系统显示出良好的硝化特性。

增至 1.3×10^9 个/mL, NOB 的数量变化很小。与此同时, HRT 的延长提高了硝化率, 从 88%~95% 升至 95%~97%, 而两者的出水硝酸氮量都达到了 500~650 mg/L。其原因是由于 NOB 的数量在 HRT 为 1 d 时, 已达到 10^8 个/mL, 相对 AOB 的数量已处于绝对优势, 增殖的空间很小, 此时即使增大 HRT 也不会使 NOB 数量发生变化^[7,9], 而 AOB 的数量相对较少, 增大 HRT 可提供增殖的机会。

表 3 HRT 对 AOB 和 NOB 数量与去除效果的影响

| 进水氨氮/(mg/L) | HRT/d | AOB/(个/mL) | NOB/(个/mL) | 硝化率/% | 出水硝酸氮/(mg/L) |
|-------------|-------|-------------------|-------------------|-------|--------------|
| 700~780 | 1 | 6.0×10^5 | 1.2×10^9 | 88~95 | 540~630 |
| 750~880 | 2 | 1.2×10^6 | 1.3×10^9 | 95~97 | 500~600 |

表 2 进水氨氮浓度对 AOB 和 NOB 数量与去除效果的影响

| 进水氨氮/(mg/L) | AOB/(个/mL) | NOB/(个/mL) | 硝化率/% | 出水硝酸氮/(mg/L) |
|-------------|-------------------|-------------------|-------|--------------|
| 300~370 | 6.0×10^4 | 3.5×10^7 | 80~90 | 190~250 |
| 400~450 | 6.0×10^4 | 1.2×10^8 | 90~97 | 300~430 |
| 450~500 | 1.2×10^5 | 1.3×10^8 | 90~98 | 350~440 |
| 550~600 | 2.0×10^5 | 6.0×10^8 | 85~92 | 380~500 |

从图 2 可以看出, 当进水氨氮浓度从 300~600 mg/L 增大时, 单位质量 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成所需 AOB 从 2.3×10^5 个/mg 缓慢增至 4.1×10^5 个/mg, 而所需 NOB 则从 1.4×10^8 个/mg 缓慢增至 1.3×10^9 个/mg。表明 AOB 的比氨氧化反应速率与 NOB 的比硝化反应速率呈缓慢降低趋势; 而当进水氨氮浓度在 600 mg/L 以上增大时, 所需 AOB 与 NOB 的数量明显上升, 最大分别达到 3.7×10^6 个/mg 和 7.7×10^9 个/mg, 表明 AOB 的比氨氧化反应速率与 NOB 的比硝化反应速率下降明显。

2.3 温度的影响

不同反应温度条件下 AOB 和 NOB 的数量与去除效果的比较如表 4 所示。可以看出, 在本实验温度范围内, 槽内硝化污泥中的 AOB 与 NOB 数量几乎不受温度影响, AOB 的数量基本保持在 10^6 个/mL 左右, 硝化率不受温度影响, 仍维持在 93%~99%; NOB 的数量也基本保持在 10^9 个/mL 附近, 出水硝酸氮量降至 260~400 mg/L。可知温度对 AOB 的比氨氧化速率的影响不明显, 而对 NOB 的比硝化速率有一定影响。

表 4 反应温度对 AOB 和 NOB 数量与去除效果的影响

| 温度/℃ | AOB/(个/mL) | NOB/(个/mL) | 硝化率/% | 出水硝酸氮/(mg/L) |
|-------|-------------------|-------------------|-------|--------------|
| 20~25 | 1.2×10^6 | 1.3×10^9 | 95~97 | 500~600 |
| 10~15 | 1.3×10^6 | 1.2×10^9 | 93~99 | 260~400 |

一般认为硝化反应的适宜温度是 20~30 ℃, AOB 的最佳生长温度在 35 ℃左右, NOB 的最佳生长温度为 35~42 ℃。对于同时去除有机物和进行硝化反应的系统, 温度低于 15 ℃即会引起硝化活性的急剧下降, 而较高或较低温度对 NOB 的影响更为强烈^[8]。在本实验中观察到, 当反应温度低于 15 ℃时, AOB 的比氨氧化速率并未出现明显降低, 而 NOB 的比硝化速率却出现了降低趋势, 可见经渗沥液驯化的污泥中, AOB 耐温度抑制的能力有了一定的提高。

3 结论

1) 随着进水氨氮浓度的升高, AOB 从 $10^4 \sim 10^5$ 个/mL 缓慢上升, 而 NOB 从 $10^7 \sim 10^9$ 个/mL 迅速上升; 出水硝酸氮量从 190 mg/L 增至 500 mg/L, 处于稳定上升状态。

2) 当进水氨氮浓度在低于 600 mg/L 的范围上升时, AOB 的比氨氧化反应速率和 NOB 的比硝化反应速率呈缓慢降低趋势, (下转第 20 页)

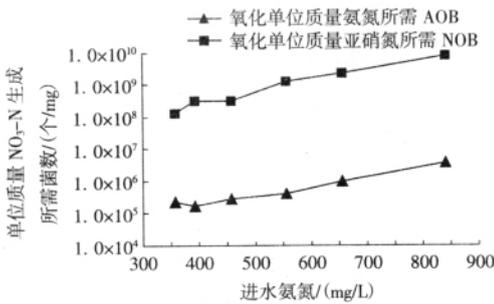


图 2 单位质量 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成所需 AOB 与 NOB 数量与进水氨氮浓度的关系

2.2 HRT 的影响

HRT 对 AOB 和 NOB 数量与去除效果的影响如表 3 所示。可以看出, 当 HRT 由 1 d 增加为 2 d 时, 槽内硝化污泥中 AOB 从 6.0×10^5 个/mL 增至 1.2×10^6 个/mL, 约增加了 1 倍; 其原因是随着 HRT 增加, 进水中污染物容积负荷的降低, 对 AOB 具有抑制作用的物质浓度被降低, 硝化抑制得到缓解, AOB 的增殖速度加快。与之相对照, 随着 HRT 增加, NOB 的数量仅从 1.2×10^9 个/mL

1 月和 12 月，二氧化硫却呈现出明显的上升之势。这是由于冬季城区的热岛效应明显，在较大的空气湿度下，先在大气层中出现了一个逆温层，阻碍了大气循环，进而阻碍了二氧化硫的扩散^[5]。而在该年的 6 月，相对湿度明显大于其他各月，与二氧化硫的变化趋势正好相反。据统计资料显示，在这期间，上海为长期且高强度的阴雨天气，这也解释了 6 月日照时数明显低于其他月而二氧化硫污染指数却较低的原因。

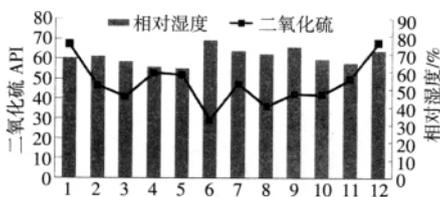


图 5 二氧化硫污染指数与相对湿度的关系

3 结论及建议

从 SO₂ 污染指数频率分布分析，2001—2008 年上海空气质量总体情况良好，夏秋季优于冬季。从 SO₂ 污染指数影响因素分析，上海第二产业比重与 SO₂ 污染正相关，工业排放是 SO₂ 污染的主

要产生源。上海的 SO₂ 污染指数还受到气象条件的影 响，日照、降水充分均有利于降低空气中 SO₂ 污染，而较大的相对湿度与冬季的热岛效应相结合则不利于 SO₂ 的消散。

建议上海加快产业结构调整，加快扶持以服务业为主导的第三产业，控制第二产业发展，控制 SO₂ 污染。建议在冬季加强二氧化硫的监测，防止二氧化硫污染事件的发生。

参考文献

[1] 杨家艳, 张峻. 论上海市大气污染及防治措施[J]. 职业卫生与应急救援, 2001, 19 (4): 222-223.
 [2] 张晓红. “季节变动分析”在评价环境污染规律性变动中的应用[J]. 中国环境监测, 1989, 5 (4): 32-34.
 [3] 石春娥, 姚克亚, 郭俊. 降雨对云下污染气体 SO₂ 清除的研究[J]. 中国科学技术大学学报, 2000, 30 (6): 735-739.
 [4] 上海统计局. 上海统计年鉴[M]. 上海: 中国统计出版社, 2008.
 [5] 迪丽努尔·塔力甫, 梁云, 阿布力克木·阿不力孜. 乌鲁木齐市冬季空气中 SO₂ 浓度与空气湿度的关系及对人体的影响[J]. 安全与环境学报, 2004, 4 (B06): 25-26.

作者简介: 李长风 (1989—), 华东师范大学资源与环境学院地理信息系统专业。
 E-mail: leechangfeng1013@163.com.

(责任编辑: 郑雯)

(上接第 17 页)

而当进水氨氮浓度高于 600 mg/L 继续升高时, 2 种菌的比反应速率下降显著。

3) 由于经渗沥液驯化的硝化污泥中 NOB 的数量已处于优势, 增长 HRT 仅对 AOB 的增殖有促进作用。

4) 当反应温度低于 15 ℃时, AOB 与 NOB 的数量基本不变, 仅 NOB 的比硝化速率有所降低, 表明经渗沥液驯化的 AOB 的耐温度抑制能力有所增强。

参考文献

[1] 蒋海涛, 周恭明, 高廷耀. 城市垃圾填埋场渗滤液的水质特性[J]. 环境保护科学, 2002, 28 (3): 11-13.
 [2] He S B, Xue G, Wang B Z. Factors Affecting Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND) and Its Kinetics Model in Membrane Bioreactor[J]. J Hazard Mater, 2009, 168 (15): 704-710.
 [3] 徐乐中. pH 值碱度对脱氮除磷效果的影响及其控制方法[J]. 给水排水, 1996, 22 (1): 10-13.

[4] 熊小京, 简海霞, 冯喆文. 膜生物反应器处理垃圾渗沥液硝化特性的研究[J]. 环境卫生工程, 2007, 15 (5): 12-14.
 [5] 熊小京, 冯喆文. 垃圾渗滤液厌氧 BF/好氧 MBR 工艺的脱氮特性[J]. 华侨大学学报: 自然科学版, 2008, 29 (1): 68-71.
 [6] 刘冰, 侯春芳, 付保荣. 硝化细菌 MPN-Griess 检测方法的改进[J]. 现代仪器, 2006, 12 (4): 44-45.
 [7] 李红岩, 张昱, 高峰, 等. 水力停留时间对活性污泥系统的硝化性能及其生物结构的影响[J]. 环境科学, 2006, 27 (9): 1862-1865.
 [8] Ilies P, Mavinic D S. The Effect of Decreased Ambient Temperature on the Biological Nitrification and Denitrification of a High Ammonia Landfill Leachate[J]. Water Res, 2001, 35 (8): 2065-2072.
 [9] Li H Y, Yang M, Zhang Y, et al. Nitrification Performance and Microbial Community Dynamics in a Submerged Membrane Bioreactor with Complete Sludge Retention[J]. J Biotechnol, 2006, 123 (1): 60-70.

作者简介: 熊小京 (1963—), 工学博士, 副教授, 主要从事水污染控制工程方面的研究。研究课题有 A/O MBR 处理垃圾渗沥液、贝壳填料生物滤池处理氨磷、固定化脱色菌及生物吸附剂处理印染废水。已发表学术论文 55 篇 (SCI 4 篇), 发明专利 8 项。
 E-mail: xiongxy@xmu.edu.cn.

(责任编辑: 刘冬梅)