



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.201901008

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

姬倩, 彭党聪, 赵文钊. 缺氧及厌氧环境下厌氧氨氧化菌的衰减系数[J]. 环境工程学报, 2019, 13(12): 3012-3018.

Ji Qian, PENG Dangcong, ZHAO Wenzhao. Determination of decay coefficients of Anammox bacteria under anoxic and anaerobic conditions[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(12): 3012-3018.

缺氧及厌氧环境下厌氧氨氧化菌的衰减系数

姬倩^{1,2}, 彭党聪^{1,2,*}, 赵文钊^{1,2}

1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710055

2. 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710055

第一作者: 姬倩(1994—), 女, 硕士研究生。研究方向: 污水处理理论与技术。E-mail: jiqian@xauat.edu.cn

*通信作者: 彭党聪(1957—), 男, 硕士, 教授。研究方向: 污水处理理论与技术。E-mail: dcpeng@xauat.edu.cn

摘要 衰减系数是表征微生物增长的重要动力学参数, 与所处环境密切相关。采用基质利用速率测定方法, 以厌氧氨氧化工艺中最常见的厌氧氨氧化菌(*Candidatus Brocadia*)为对象, 探讨了其在缺氧(NO_2^- -N、 NO_3^- -N)及厌氧环境下的衰减系数。结果表明: 基质利用速率测定方法可有效避免由于其他细菌的衰减而引起的实验误差; 缺氧(NO_2^- -N、 NO_3^- -N)及厌氧环境下厌氧氨氧化菌的衰减系数依次为 0.0352 d^{-1} 、 0.0257 d^{-1} 和 0.0512 d^{-1} , 相比于其他自养菌, 厌氧氨氧化菌的衰减系数较小。在进行污泥保存时, 维持 NO_3^- -N的缺氧环境有利于厌氧氨氧化菌活性和数量的保存。

关键词 厌氧氨氧化; 衰减系数; 缺氧环境; 厌氧环境

厌氧氨氧化是指在厌氧条件下, 厌氧氨氧化菌利用 NO_2^- -N将 NH_4^+ -N氧化, 最终生成 N_2 和少量 NO_3^- -N的过程^[1-2]。与传统硝化反硝化工艺相比, 厌氧氨氧化工艺不消耗有机物, 污泥产率低, 尤其适合于处理高氨氮、低C/N的废水^[3-4], 因此, 其已受到了国内外广泛关注。2006年, 荷兰鹿特丹污水处理厂以厌氧氨氧化工艺进行污泥压滤液的脱氮处理, 反应器总氮负荷高达 $9.5\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 远高于传统脱氮工艺的去氮效率^[5]。目前, 全球范围内已有超过100座以厌氧氨氧化工艺运行的污水处理装置^[6]。

尽管厌氧氨氧化工艺具有高效脱氮、运行成本低等优势, 然而, 由于厌氧氨氧化菌的细胞产率低^[7], 如何在较短时间内获得足够的厌氧氨氧化菌成为厌氧氨氧化工艺启动和运行的关键所在。微生物的增长是同化和衰减共同作用的结果, 而表征微生物衰减的参数为衰减系数。因此, 研究衰减系数对探讨厌氧氨氧化微生物的增殖和培养具有重要意义。目前, 有关厌氧氨氧化菌衰减系数的研究大多为厌氧条件, 而缺氧条件下的较少, 探究不同环境下厌氧氨氧化菌的衰减系数, 可为厌氧氨氧化工艺的广泛应用提供理论依据和技术指导。

本研究以实验室稳定运行6年的SBR中的厌氧氨氧化菌(*Candidatus Brocadia*)为研究对象, 在温度为 $35\text{ }^\circ\text{C}$ 且无电子供体的条件下, 分别进行缺氧(NO_2^- -N、 NO_3^- -N)和厌氧环境的衰减培养, 通过测定厌氧氨氧化污泥的基质利用速率, 从而确定了不同环境下厌氧氨氧化菌的衰减系数。

收稿日期: 2019-01-02; 录用日期: 2019-05-08

基金项目: 陕西省住房城乡科技开发项目(2015-K65)

1 材料与方法

1.1 实验材料

衰减培养的污泥取自以 SBR 方式稳定运行的厌氧氨氧化反应器^[8-9]。该污泥的总氮负荷为 $1.59 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 、总氮去除率为 90.64%、 $\Delta\text{NO}_2\text{-N}/\Delta\text{NH}_4\text{-N}$ 为 1.33、 $\Delta\text{NO}_3\text{-N}/\Delta\text{NH}_4\text{-N}$ 为 0.26，其参数比 LOTTI 等^[10] 报道的理论值偏大。该污泥颗粒化程度较好，呈红棕色。

实验用水采用无氧去离子水配制。缺氧环境下衰减系数测定的培养液中分别投加 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ NaNO_2 和 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ NaNO_3 ，厌氧环境下衰减系数测定的培养液中无 NaNO_2 和 NaNO_3 。基质利用速率测定过程中同时投加 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ NH_4Cl 和 $33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ NaNO_2 。两者均投加 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ KHCO_3 、 $180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ KH_2PO_4 、微量元素 I 和 II^[11-13] 均为 $1 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.2 实验装置

1) 衰减培养。从反应器中各取 150 mL 颗粒污泥混合液，采用细胞破碎仪将污泥破碎，使污泥呈现悬浮状态，然后经无氧去离子水淘洗后，置于 3 个 500 mL 的培养瓶中，缺氧环境分别投加 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ NaNO_2 和 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ NaNO_3 ，厌氧环境无 NaNO_2 和 NaNO_3 ，3 个培养瓶中均投加微量元素后用无氧去离子水定容至 400 mL，用橡胶塞塞紧后，向瓶内通入高纯氮气，以去除水中溶解氧，密封后，置于 $35 \text{ }^\circ\text{C}$ 恒温水浴中进行衰减培养。

2) 基质利用速率测定。厌氧氨氧化污泥的基质利用速率测定装置见图 1，具体操作步骤：从培养瓶中取一定体积的厌氧氨氧化污泥，用无氧去离子水淘洗后，置于 250 mL 广口瓶中，同时加入 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ NH_4Cl 、 $33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ NaNO_2 和微量元素，然后用无氧去离子水定容至 200 mL，采用高纯氮气进行曝气，以去除水中溶解氧。通过恒温水浴控制温度在 $35 \text{ }^\circ\text{C}$ ， KHCO_3 作为缓冲液，将 pH 控制为 7.3~7.8，每隔 15 min 取样，分析测定样品中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的浓度，由 t - c 曲线确定厌氧氨氧化污泥的基质利用速率。

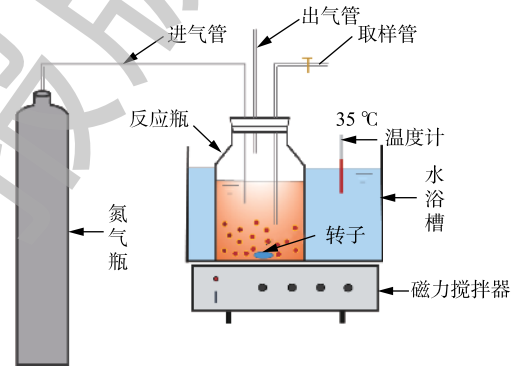


图 1 基质利用速率测定实验装置图

Fig. 1 Schematic diagram of substrate utilization rate determination

1.3 基质利用速率确定衰减系数的方法

衰减系数的定义：在无外加基质的条件下，单位质量的微生物在单位时间内减少的细胞量，计算方法如式 (1) 所示。

$$b = - \frac{1}{X} \frac{dX}{dt} \quad (1)$$

式中： b 为衰减系数；边界条件为 $t=0$ 时， $X=X_0$ 。对式 (1) 进行积分得到式 (2)。

$$X_t = X_0 e^{-bt} \quad (2)$$

基质利用速率的定义：在基质充足的条件下，单位体积 (反应器) 微生物在单位时间内利用基质的量，计算方法如式 (3) 所示。

$$R = q_{\max} X \quad (3)$$

当 $t=0$ 时，对应的污泥浓度 $X=X_0$ ，对应的基质利用速率 $R=R_0$ ，将其代入式 (3)，得到式 (4)。

$$R_0 = q_{\max} X_0 \quad (4)$$

当 $t=t$ 时，对应的污泥浓度 $X=X_t$ ，对应的基质利用速率 $R=R_t$ ，将其代入式 (3)，得到式 (5)。

$$R_t = q_{\max} X_t \quad (5)$$

将式(5)与式(4)合并,并将式(2)代入,得到式(6)。

$$\ln \frac{R_t}{R_0} = -bt \quad (6)$$

式中: X_0 为初始时刻的污泥浓度, $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; X_t 为 t 时刻的污泥浓度, $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; R_0 为初始时刻的基质利用速率, $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$; R_t 为 t 时刻的基质利用速率, $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$; q_{\max} 为单位生物量的最大基质利用速率, d^{-1} ; b 为微生物的衰减系数, d^{-1} 。

依据式(6),通过测定厌氧氨氧化污泥基质利用速率随时间的变化,即可确定厌氧氨氧化菌的衰减系数。

1.4 测定项目与方法

1) 常规水质指标分析。实验中各项常规水质指标均按文献中的方法^[14]进行测定: $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法; $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用紫外分光光度法; MLSS 和 MLVSS 均采用重量法; pH 采用雷磁 PHS-3C 型 pH 计进行测定。

2) 荧光原位杂交 (FISH)。厌氧氨氧化污泥中的微生物种群采用荧光原位杂交法 (FISH) 进行分析。颗粒污泥经冷冻切片机 (Leica CM 1950) 进行切片,固定在正电荷黏附玻片上,杂交后,用激光共聚焦显微镜 (TCS SP8, 莱卡) 进行观察和图像采集。实验所用探针如表 1 所示,总细菌采用 Eub338mix (Eub338, Eub338 II 和 Eub338 III 等体积混合),厌氧氨氧化菌采用 Amx368。厌氧氨氧化菌的定量分析是将污泥样品用细胞破碎机破碎,杂交后,在激光共聚焦显微镜下观察,并随机采集 50 幅图像,经 Image-Pro Plus 软件进行分析后,统计目标微生物占总生物数量的比例。

表 1 荧光原位杂交检测细菌所用探针

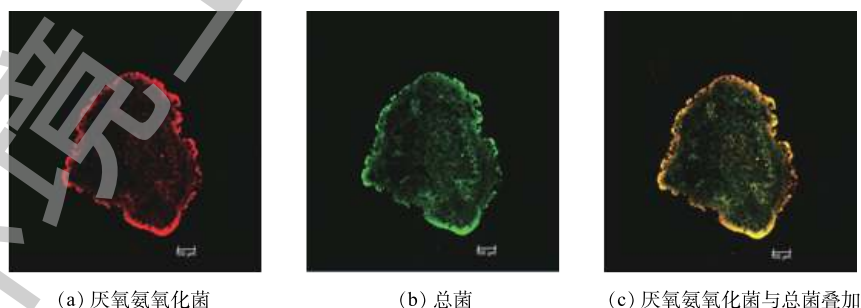
Table 1 FISH probes of bacteria detection

探针名称	RNA 序列(5'~3')	标记细菌种群
Eub338	GCT GCC TCC CGT AGG AGT	总菌
Eub338 II	GCA GCC ACC CGT AGG TGT	总菌
Eub338 III	GCT GCC ACC CGT AGG TGT	总菌
Amx368	CCT TTC GGG CAT TGC GAA	所有厌氧氨氧化菌

2 结果与讨论

2.1 厌氧氨氧化污泥 FISH 分析

采用荧光原位杂交对实验所用污泥中的微生物菌群进行分析,结果表明,厌氧氨氧化菌为优势菌(图 2),采用 Image-Pro Plus 软件进行图像分析,确定污泥中厌氧氨氧化菌的含量占总细菌含量的 86.03%,因此,采用该污泥进行厌氧氨氧化菌衰减系数的实验测定是可行的。



(a) 厌氧氨氧化菌

(b) 总菌

(c) 厌氧氨氧化菌与总菌叠加

图 2 厌氧氨氧化污泥 FISH 图像

Fig. 2 FISH images of anammox sludge

2.2 厌氧氨氧化污泥初始基质利用速率

图 3 为实验所用污泥 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 利用速率及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 产生速率的测定结果。如图 3 所示, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、

NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的浓度随时间变化的线性关系均较好。依据图 3 的数据, 可得厌氧氨氧化污泥的 NH_4^+ -N 利用速率为 $155.66 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 。反应结束时, 测得污泥的 MLVSS 为 $1.028 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 对应的以 MLVSS 计量的 NH_4^+ -N 利用速率为 $151.49 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 。然后, 以此作为缺氧 (NO_2^- -N、 NO_3^- -N) 及厌氧环境下衰减培养的厌氧氨氧化污泥的初始基质利用速率 (R_0)。

2.3 不同衰减环境下厌氧氨氧化污泥基质利用速率随时间的变化

将厌氧氨氧化污泥分别置于缺氧 (NO_2^- -N、 NO_3^- -N) 及厌氧环境进行衰减培养, 每隔 5 d 对其进行基质利用速率测定, 相应的厌氧氨氧化污泥基质利用速率 (R_t) 随时间的变化趋势见图 4。

图 4(a) 为缺氧 (NO_2^- -N) 环境下 R_t 随时间的变化。由图 4(a) 可见, 经过 40 d 的衰减培养后, R_t 的 NH_4^+ -N 利用速率为 $32.69 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 仅为初始值的 21%。由 FISH 检测结果及反应化学计量比可知, 系统中可能存在少量反硝化菌, 而反硝化菌会利用 NO_2^- -N 产生 NH_4^+ -N, 为厌氧氨氧化菌提供了基质, 导致厌氧氨氧化污泥基质利用速率在衰减培养初期下降较快, 随后呈线性下降的趋势。

图 4(b) 为缺氧 (NO_3^- -N) 环境下 R_t 随时间的变化。由图 4(b) 可见, 相比于 NO_2^- -N 衰减环境, NO_3^- -N 环境下厌氧氨氧化污泥基质利用速率较大, 即相应的衰减较小。经过 40 d 的衰减培养, R_t 的 NH_4^+ -N 利用速率为 $48.82 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 为初始值的 31.36%。系统中存在的反硝化菌也会利用 NO_3^- -N 产生 NH_4^+ -N, 导致衰减培养初期厌氧氨氧化污泥的基质利用速率下降较快, 之后呈线性下降的趋势。

图 4(c) 为厌氧环境下 R_t 随时间的变化。由图 4(c) 可见, 经过 40 d 的衰减培养, R_t 的 NH_4^+ -N 利用速率为 $19.58 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 基质利用速率大幅减小, 仅为初始值的 12.58%。在实验过程中, 部分污泥颜色变黑, 这是因为厌氧氨氧化菌因富含血红素而呈现红色, 而汪彩华等^[15]的研究结果表明, 在无基质的环境下, 血红素含量会逐渐减少; 另外, 死亡菌体水解后会产生硫化物, 且硫化物含量随着时间的延长会增多^[16], 而大部分金属硫化物是黑色沉淀物, 最终导致厌氧氨氧化污泥外观颜色呈现黑色。但是, 厌氧氨氧化污泥的基质利用速率随时间变化的线性关系良好, 这说明厌氧环境下产生的硫化物并未对基质利用速率的测定产生影响。

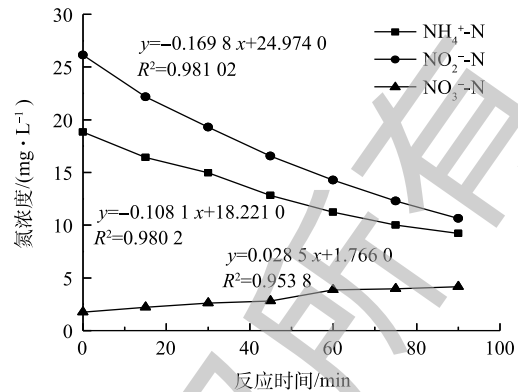


图 3 初始基质利用速率测定过程中 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度随时间的变化

Fig. 3 Variations of NH_4^+ -N, NO_2^- -N and NO_3^- -N concentrations during the initial substrate utilization rate determination process

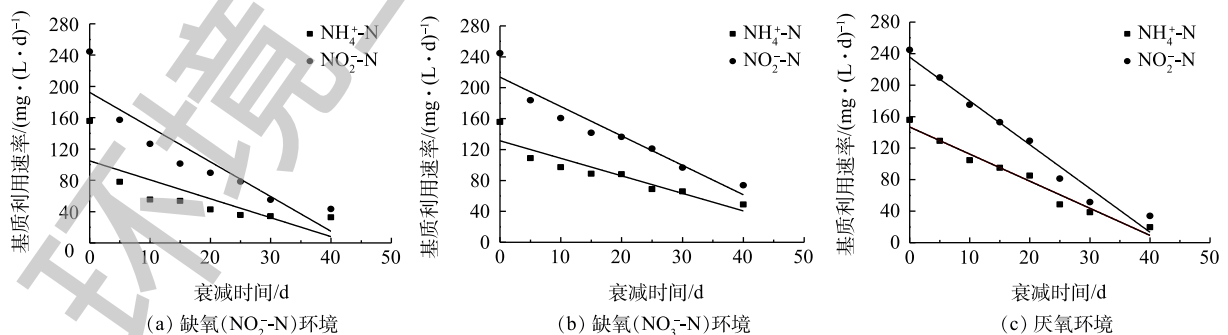


图 4 不同衰减环境下厌氧氨氧化污泥基质利用速率随时间的变化

Fig. 4 Variations of substrate utilization rate determination of anammox sludge under different decay environment conditions

以上实验结果表明, 经过 40 d 的衰减培养后, NO_3^- -N 环境下的厌氧氨氧化污泥剩余基质利用速率最大(即相应的衰减最小), NO_2^- -N 环境次之, 厌氧环境最小(即相应的衰减最大)。

2.4 不同环境下厌氧氨氧化菌的衰减系数

依据测定的厌氧氨氧化污泥的 R_0 与缺氧(NO_2^- -N、 NO_3^- -N)及厌氧环境下的 R_t , 采用式(6), 可得出不同环境下 $-\ln(R_t/R_0)$ 随时间的变化, 结果见图 5。由此可见, 投加 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的缺氧环境下, 厌氧氨氧化菌的衰减系数分别为 0.0352 d^{-1} 和 0.0257 d^{-1} , 厌氧环境下, 厌氧氨氧化菌的衰减系数为 0.0512 d^{-1} 。

由上述实验结果可知, 厌氧及缺氧(NO_2^- -N、 NO_3^- -N)环境下, 厌氧氨氧化菌的衰减系数依次减小。这是因为在厌氧环境中, 35°C 的温度下, 厌氧氨氧化菌新陈代谢仍比较旺盛, 在没有外源基质的情况下, 导致大量细菌进行衰减。而在缺氧环境中, 厌氧氨氧化菌以 NO_2^- -N 作为基质, 与投加 NO_3^- -N 的环境相比, NO_2^- -N 的存在会促进厌氧氨氧化菌的衰减。

由于厌氧氨氧化菌的增殖速率较小, 并且启动一个具有高效脱氮效能的厌氧氨氧化反应器所需时间较长。因此, 在进行污泥保存时, 维持 NO_3^- -N 的缺氧环境有利于厌氧氨氧化菌活性和数量的保存。

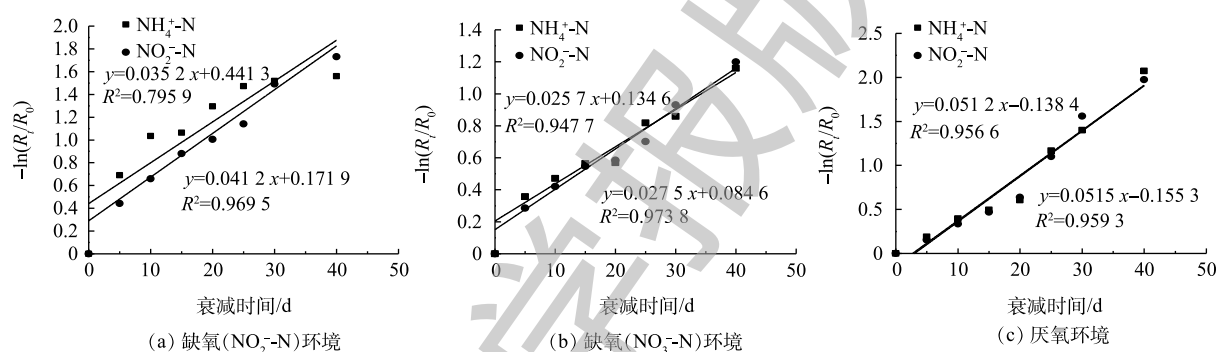


图 5 不同衰减环境下 $-\ln(R_t/R_0)$ 与衰减时间的变化关系

Fig. 5 Relationship between $-\ln(R_t/R_0)$ and time under different decay environment conditions

2.5 衰减系数对比

厌氧氨氧化菌的种类、纯度及所处环境不同均会影响衰减系数。表 2 为文献报道的不同条件下厌氧氨氧化菌的衰减系数。SCAGLIONE 等^[17]研究了 35°C 下厌氧氨氧化菌的衰减系数, 其中含有 3 种不同种属的厌氧氨氧化菌 (*Candidatus Brocadia anammoxidans*, *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis* 以及 1 种尚未鉴定的浮霉菌), 总的衰减系数为 0.0048 d^{-1} , 小于本研究的实验结果, 这可能是由于实验所用污泥中厌氧氨氧化菌的种类及纯度不同所致。李祥等^[18]采用一阶指数衰减模型对厌氧氨氧化菌在 $(30\pm 2)^\circ\text{C}$ 条件下的衰减系数进行了测定, 结果为 0.0630 d^{-1} , 略大于本研究的实验结果, 这可能是一阶指数衰减模型依据的是衰减培养过程中 MLVSS 的变化, MLVSS 表征的是总菌,

表 2 不同条件下厌氧氨氧化菌的衰减系数

Table 2 Decay coefficients of anammox bacteria under different environment conditions

条件	温度/ $^\circ\text{C}$	衰减系数/ d^{-1}	来源
NO_3^- -N	35	0.004 8	[17]
无	5 ± 2	0.044 3	[18]
无	15 ± 2	0.033 0	[19]
无	30 ± 2	0.063 0	[18]
无	35	0.017 3	[20]
无	20	0.013 5	[20]
无	4	0.012 3	[20]
无	-30	0.003 2	[20]
NH_4^+ -N + NO_2^- -N	37	0.002 9~0.008 1	[21]
持续饥饿	35	0.006 2	[22]
间歇饥饿	35	0.011 0	[22]

而厌氧氨氧化菌不能进行纯培养，污泥中会含有一定数量的其他细菌，从而导致测定结果出现误差。本研究依据厌氧氨氧化污泥基质利用速率随时间的变化确定衰减系数，可有效避免非纯培养体系造成的误差。

目前，硝化菌和异养菌的衰减系数也被众多学者研究。HENZE 等^[23]的研究结果见表 3。异养菌在 10 ℃ 和 20 ℃ 下的衰减系数分别为 0.20 d⁻¹

和 0.40 d⁻¹，而硝化菌在 10 ℃ 和 20 ℃ 下的衰减系数分别为 0.05 d⁻¹ 和 0.15 d⁻¹。SALEM 等^[24]也研究了在 20 ℃ 好氧条件下的 AOB 和 NOB 的衰减系数，分别为 0.02 d⁻¹ 和 0.08 d⁻¹。一般情况下，温度越高，衰减系数越大，因此，在相同温度下，异养菌、硝化菌和厌氧氨氧化菌的衰减系数依次减小。

3 结论

1) 依据基质利用速率测定混合菌群中厌氧氨氧化菌的衰减系数，可有效避免由于其他细菌的衰减而引起的实验误差。

2) 采用基质利用速率测定方法，确定了在缺氧 (NO₂-N、NO₃-N) 及厌氧环境下厌氧氨氧化菌的衰减系数分别为 0.035 2、0.025 7 和 0.051 2 d⁻¹，这表明厌氧氨氧化菌的衰减系数与衰减环境密切相关。相比于其他自养菌，厌氧氨氧化菌的衰减系数较小。

3) 由于厌氧氨氧化菌的增殖速率很小，在进行污泥保存时，厌氧条件下厌氧氨氧化菌衰减较快，维持 NO₃-N 的缺氧环境有利于厌氧氨氧化菌活性和数量的保存。

参 考 文 献

- [1] 彭永臻, 张向晖, 马斌, 等. 厌氧氨氧化菌群体感应机制[J]. *北京工业大学学报*, 2018, 44(3): 449-454.
- [2] CHEN D Y, GU X S, ZHU W Y, et al. Denitrification- and anammox-dominant simultaneous nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in subsurface flow constructed wetlands[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 271: 298-305.
- [3] ALI M, OSHIKI M, OKABE S. Simple, rapid and effective preservation and reactivation of anaerobic ammonium oxidizing bacterium "*Candidatus Brocadia sinica*"[J]. *Water Research*, 2014, 57: 215-222.
- [4] YANG W, HE S L, HAN M, et al. Nitrogen removal performance and microbial community structure in the start-up and substrate inhibition stages of an anammox reactor[J]. *Journal of Bioscience & Bioengineering*, 2018, 126(1): 88-95.
- [5] STARVVDW R L, ABMA W R, BLOMMERS D, et al. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam[J]. *Water Research*, 2007, 41(18): 4149-4163.
- [6] LACKNER S, GILBERT E M, VLAEMINCK S E, et al. Full-scale partial nitrification/anammox experiences: An application survey[J]. *Water Research*, 2014, 55: 292-303.
- [7] STROUS M, KUENEN G J, JETTEN M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, 65(7): 3248-3250.
- [8] 李惠娟, 彭党聪, 陈国燕, 等. ANAMMOX 的快速启动及 EPS 在 ANAMMOX 颗粒污泥中的空间分布[J]. *环境科学*, 2017, 38(7): 2931-2940.
- [9] 陈国燕, 彭党聪, 李惠娟, 等. 厌氧氨氧化耦合部分反硝化处理低浓度氨氮废水[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(7): 1888-1895.
- [10] LOTTI T, KLEEREBEZEM R, LUBELLO C, et al. Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture[J]. *Water Research*, 2014, 60: 1-14.
- [11] GRAAF V D A A, DE BRUIJN P D, ROBERTSON L A, et al. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing

表 3 异养菌和硝化菌在不同温度下的衰减系数

Table 3 Decay coefficients of heterotrophic bacteria and nitrifying bacteria under different temperatures

菌种	温度/℃	衰减系数/d ⁻¹
异养菌	10	0.20
	20	0.40
硝化菌	10	0.05
	20	0.15

- microorganisms in a fluidized bed reactor[J]. *Microbiology*, 1996, 142(8): 2187-2196.
- [12] HE S L, CHEN Y, QIN M, et al. Effects of temperature on anammox performance and community structure[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 260: 186-195.
- [13] SUN S H, SONG Y, YANG X J, et al. Strategies for improving nitrogen removal under high sludge loading rate in an anammox membrane bioreactor operated at 25 °C[J]. *Chemical Engineering Science*, 2018, 183: 106-114.
- [14] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [15] 汪彩华, 郑平, 唐崇俭, 等. 间歇性饥饿对厌氧氨氧化菌混培物保藏特性的影响[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(1): 36-43.
- [16] 汪彩华, 郑平, 蔡靖, 等. 厌氧氨氧化菌混培物保藏方法的研究[J]. *中国环境科学*, 2013, 33(8): 1474-1482.
- [17] SCAGLIONE D, CAFFAZ S, BETTAZZI E, et al. Experimental determination of Anammox decay coefficient[J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology Biotechnology*, 2009, 84(8): 1250-1254.
- [18] 李祥, 郑宇慧, 黄勇, 等. 保存温度及时间对厌氧氨氧化污泥活性的影响[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(1): 56-61.
- [19] 郑宇慧, 李祥, 黄勇. 保藏温度对厌氧氨氧化污泥活性的影响研究[J]. *环境污染与防治*, 2011, 33(5): 82-86.
- [20] XING B S, GUO Q, JIANG X Y, et al. Influence of preservation temperature on the characteristics of anaerobic ammonium oxidation (anammox) granular sludge[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100(10): 4637-4649.
- [21] OSHIKI M, AWATA T, KINDAICHI T, et al. Cultivation of planktonic anaerobic ammonium oxidation (anammox) bacteria using membrane bioreactor[J]. *Microbes & Environments*, 2013, 28(4): 436-443.
- [22] ZHANG Z Z, BUAYI X, CHENG Y F, et al. Anammox endogenous metabolism during long-term starvation: Impacts of intermittent and persistent modes and phosphates[J]. *Separation & Purification Technology*, 2015, 151: 309-317.
- [23] HENZE M, GUJER W, MINO T, et al. *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3*[M]. London: IWA Publishing, 2000.
- [24] SALEM S, MOUSSA M S, LOOSDRECHT V M C M. Determination of the decay rate of nitrifying bacteria[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2006, 94(2): 252-262.

(本文编辑: 金曙光, 曲娜, 郑晓梅)

Determination of decay coefficients of Anammox bacteria under anoxic and anaerobic conditions

Ji Qian^{1,2}, PENG Dangcong^{1,2,*}, ZHAO Wenzhao^{1,2}

1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China

2. Key Laboratory of Northwest Water Resources, Environment and Ecology, Ministry of Education, Xi'an 710055, China

*Corresponding author, E-mail: dcpeng@xauat.edu.cn

Abstract As an important parameter to characterize the growth of microorganism, decay coefficient is closely related to the environment conditions. In this study, the decay coefficient of the most common anammox bacteria (*Candidatus Brocadia*) was analyzed by substrate utilization rate determination method under anoxic (NO₂-N, NO₃-N) and anaerobic conditions. The results showed that substrate utilization rate determination method could effectively avoid the experimental errors caused by the decay of other bacteria. The decay coefficients of anammox bacteria under anoxic (NO₂-N, NO₃-N) and anaerobic conditions were 0.035 2, 0.025 7 and 0.051 2 d⁻¹, respectively. Compared with other autotrophic bacteria, it was observed that decay coefficient of anammox bacteria was smaller. An anoxic condition of NO₃-N was favorable to the preservation of activity and quantity of anammox bacteria during sludge storage.

Keywords anammox; decay coefficient; anoxic condition; anaerobic condition