

高浓度 Mg^{2+} 对厌氧氨氧化菌的影响

彭锦玉, 张玉生, 王全勇, 李振邦

(中国城市建设研究院有限公司 山东分院, 山东 济南 250101)

摘要: 采用序批式和连续流反应器, 考察 Mg^{2+} 浓度对厌氧氨氧化菌脱氮性能和微生物形态的影响。结果表明, 厌氧氨氧化菌的最适 Mg^{2+} 投量为 0.4 mmol/L, 抑制投加量为 2.4 mmol/L。在相同的条件下, 设置对照试验, 控制进水 Mg^{2+} 浓度分别为 0.4 和 2.4 mmol/L, 经过 119 d 的运行, 后者的 TN 去除负荷降至 1.33 g/(gVSS · d), 为 0.4 mmol/L 时的 63.6%; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 生成量与氨氮去除量之比从 0.2 降至 0.13, 表明高浓度 Mg^{2+} 对厌氧氨氧化菌活性产生抑制, 导致其脱氮效率和生长速率降低。扫描电镜图像表明, Mg^{2+} 浓度为 2.4 mmol/L 环境中的厌氧氨氧化菌更容易发生团聚并形成团簇结构。FISH 分析显示, 当 Mg^{2+} 浓度过高时, 一部分厌氧氨氧化菌因没有适应环境而死亡, 导致 DOC 升高, 厌氧氨氧化菌在总菌中的比例下降。另外, Mg^{2+} 浓度从 2.4 mmol/L 降至 0.4 mmol/L 后的 25 d 内, 厌氧氨氧化菌活性得到恢复。

关键词: 厌氧氨氧化; Mg^{2+} 浓度; TN 去除负荷; 活性恢复

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)13-0023-07

Influence of Mg^{2+} on Anammox Bacteria: Adaptability and Activity Recovery Strategy

PENG Jin-yu, ZHANG Yu-sheng, WANG Quan-yong, LI Zhen-bang

(Shandong Branch, China Urban Construction Design & Research Institute Corporation Limited, Jinan 250101, China)

Abstract: The effect of Mg^{2+} concentration on the nitrogen removal performance and microbial morphology of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process was investigated by using sequencing batch reactor and continuous flow reactor. It was demonstrated that 0.4 mmol/L was the optimal condition, whereas the reaction was inhibited at 2.4 mmol/L. Under the same experiment condition, the influent concentration of Mg^{2+} was controlled at 0.4 mmol/L and 2.4 mmol/L, respectively. During the long-term operation of 119 days, TN (total nitrogen) removal load decreased by 36.4% to 1.33 g/(gVSS · d) when adding 2.4 mmol/L of Mg^{2+} , which compared with 0.4 mmol/L of Mg^{2+} . Furthermore, the decrease of reaction ratio of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ production to $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ consumption from 0.2 to 0.13 indicated that high concentration of Mg^{2+} caused the inhibition on Anammox bacteria, and resulted in the reduction of TN removal load and growth velocity. SEM images and FISH analysis showed that it was more likely to form Anammox cluster since the proportion of Anammox bacteria decreased with the increasing of DOC when the concentration of Mg^{2+} was 2.4 mmol/L. In addition, the nitrogen removal load recovered within 25 days after the concentration of Mg^{2+} decreased from 2.4 mmol/L to 0.4 mmol/L.

Key words: Anammox; Mg^{2+} concentration; TN removal load; biological activity recovery

厌氧氨氧化 (Anammox) 是指在厌氧环境中,微生物以 $NO_2^- - N$ 为电子受体,以 NH_2OH 和 N_2H_4 为中间产物,将 $NH_4^+ - N$ 转化为 $NO_3^- - N$ 和 N_2 的生物氧化过程^[1-2]。厌氧氨氧化作为一种新型的脱氮工艺,与传统生物脱氮工艺相比具有无需外加碳源、耗氧少、无温室气体排放等优点,有较好的研究价值和应用前景,因而受到研究者的广泛关注^[3]。

然而,厌氧氨氧化菌世代时间较长,对生长环境要求苛刻,这是制约其工程化推广的重要因素。因此,各种限制因素对厌氧氨氧化菌的抑制一直是研究的热点问题。已有研究表明,进水 $NO_2^- - N$ 与 $NH_4^+ - N$ 的浓度、反应基质的比例、DO、有机物类型与浓度、盐度、温度、金属离子等超过厌氧氨氧化菌的耐受范围后,均会对菌的生长速率和脱氮效率产生不良影响^[4-9]。在金属离子对厌氧氨氧化菌的影响方面,现有研究多集中在 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 、 Ca^{2+} 、 Zn^{2+} 等离子影响^[10-11],有关 Mg^{2+} 的抑制在国内外还鲜有报道。

Mg^{2+} 是微生物细胞内酶的重要成分^[12],也是水体中常见的金属离子。因此,探究 Mg^{2+} 浓度对厌氧氨氧化反应的影响和调控策略,对于推动厌氧氨氧化的进一步应用具有重要的参考价值。为此,通过考察厌氧氨氧化菌在高浓度 Mg^{2+} 环境中的脱氮性能和微生物形态,研究其对高浓度 Mg^{2+} 的适应性和在受到 Mg^{2+} 抑制后的恢复策略。

1 试验装置与方法

1.1 反应器设计

主体试验部分由两套完全相同的反应器组成,其装置如图1所示。反应器由有机玻璃制成,高为60 cm,内径为5 cm,总容积为1.18 L,有效容积为1 L。顶端装有搅拌装置,控制搅拌速度在100 r/min。反应器表面用黑布包裹以避光,温度通过水浴夹套控制在 $(35 \pm 1)^\circ C$;采用 pH 仪实时监测反应器内的酸碱度,并通过在进水中投加 HCl (10%) 和 $NaHCO_3$ 控制 pH 值在 7.5 ± 0.2 。两套反应器从同一水箱内取水,进水从反应器底部进水口泵入,经厌氧氨氧化处理后出水溢流进入沉淀池,沉淀后直接外排,定期将沉淀池污泥回流至反应器。原水进入反应器前用高纯氮气曝气 30 min,并在后端设置水封以保证系统的完全厌氧环境。

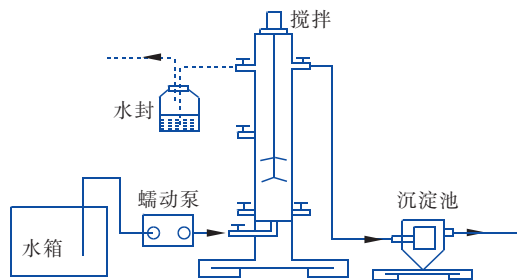


图1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic of Anammox reactor

1.2 接种污泥和配水组成

接种的厌氧氨氧化污泥取自清华大学环境模拟与污染控制国家重点联合实验室厌氧氨氧化富集反应器,利用100目的不锈钢筛网将其中颗粒污泥去除,所得菌液呈鲜红色,沉降性较好,SVI为64.2 mL/g, TN去除负荷为1.62 g/(gVSS·d)。试验所采用模拟废水的组成: KH_2PO_4 为10 mg/L, $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ 为5.6 mg/L, $KHCO_3$ 为1 250 mg/L。微量元素投加量为1 mL/L,其组成如文献[7]所述。 Mg^{2+} 、 $NH_4^+ - N$ 和 $NO_2^- - N$ 分别由 $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ 、 $(NH_4)_2SO_4$ 和 $NaNO_2$ 提供,浓度按需配制。

1.3 试验方法

试验分为3个阶段, $NH_4^+ - N$ 和 $NO_2^- - N$ 的浓度分别保持50和65 mg/L不变。第1阶段:利用批次试验确定 Mg^{2+} 的抑制浓度。将接种的厌氧氨氧化菌液搅拌均匀后等分为11份,每份体积为250 mL,挥发性悬浮固体浓度(VSS)约为1 500 mg/L,投加 Mg^{2+} 浓度范围为0~3 mmol/L。以运行开始后25 d内的平均TN去除负荷作为脱氮效果衡量指标,得出 Mg^{2+} 的最适浓度与抑制浓度。第2阶段:利用连续流反应器考察厌氧氨氧化菌在最适与过量 Mg^{2+} 浓度下的运行性能,探究菌体对高浓度 Mg^{2+} 的适应性。第3阶段:考察厌氧氨氧化菌受到高浓度 Mg^{2+} 的抑制后,降低进水 Mg^{2+} 浓度对厌氧氨氧化反应性能的影响。

1.4 分析方法

$NH_4^+ - N$ 、 $NO_2^- - N$ 、 $NO_3^- - N$ 、VSS、SVI均采用标准方法检测^[13];EPS的测定参照文献[14];磷酸铵镁(MAP)的测定:基于溶解沉淀反应测定磷酸,通过ICP测定 Mg^{2+} 含量;DOC利用岛津TOC-

5000A 有机碳测定仪检测;溶解氧/pH 值由德国 WTW - Multi 340i 便携式多参数测定仪检测。

厌氧氨氧化菌在总菌中所占的比例利用荧光原位杂交技术 (FISH) 检测;用由 Cy3 染料标记的 EUB338 探针确定总菌,由染料 FITC 标记的 Amx368 探针检测厌氧氨氧化菌。

2 结果与讨论

2.1 Mg^{2+} 抑制浓度的确定

图 2 为批式试验中 Mg^{2+} 浓度对 TN 去除负荷的影响。在 Mg^{2+} 浓度低于 1.6 mmol/L 时, TN 去除负荷变化幅度较小。在 Mg^{2+} 浓度为零时, TN 去除负荷为 1.49 g/(gVSS · d), 与 Mg^{2+} 为 0.8 mmol/L 时相同。 Mg^{2+} 与微生物的合成代谢有关^[12], 但厌氧氨氧化菌的世代时间较长^[2], 因此在未投加 Mg^{2+} 的情况下, 短期内并未对厌氧氨氧化菌的活性产生抑制。在 Mg^{2+} 投加量为 0.4 mmol/L 时, TN 去除负荷为 1.58 g/(gVSS · d), 为批式试验中的最高值, 由此确定 0.4 mmol/L 为厌氧氨氧化反应的最适 Mg^{2+} 投加量。当 Mg^{2+} 浓度提高至 2.4 mmol/L 时, TN 去除负荷下降幅度较大, 降至 1.26 g/(gVSS · d), 与投加 0.4 mmol/L 时相比降低了 20.3%; 之后, 随着 Mg^{2+} 浓度继续升高至 3 mmol/L, TN 去除负荷降至 1.19 g/(gVSS · d)。

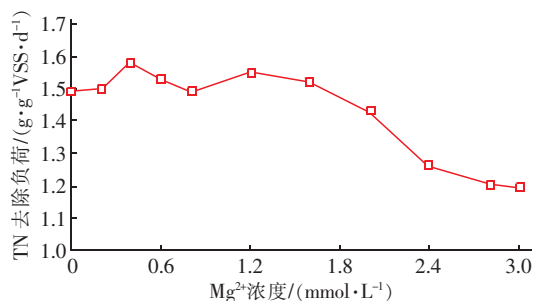


图 2 总氮去除负荷和 Mg^{2+} 浓度之间的关系

Fig. 2 Relationship between nitrogen removal load and Mg^{2+} concentration

综上所述, 厌氧氨氧化菌的最适 Mg^{2+} 投加量为 0.4 mmol/L, 投加量为 2.4 mmol/L 时 TN 去除负荷出现较大幅度的降低, 并随着 Mg^{2+} 浓度的升高, 抑制逐渐加重。因此, 分别选定 0.4 和 2.4 mmol/L 作为后续试验的对照浓度。

2.2 长期试验中 Mg^{2+} 浓度的影响

2.2.1 Mg^{2+} 对 TN 去除负荷的影响

为探究在不同 Mg^{2+} 浓度下厌氧氨氧化反应器

的性能差异, 在两个反应器中接种相同的厌氧氨氧化菌, VSS 同为 1 500 mg/L, 控制 Mg^{2+} 浓度分别为 0.4 和 2.4 mmol/L (相应编号为反应器 I 和 II), 结果见图 3。在整个运行阶段, 反应器 I 的脱氮性能明显高于反应器 II, 其 TN 去除负荷变化较小, 并呈逐渐升高的趋势。接种后反应器 I 的 TN 去除负荷均值为 1.96 g/(gVSS · d) (前 10 d); 经 119 d 的培养后, 第 109 ~ 119 天 TN 去除负荷均值升至 2.09 g/(gVSS · d), 上升幅度为 6.6%。其中 $NH_4^+ - N$ 、 $NO_2^- - N$ 的去除负荷和 $NO_3^- - N$ 的生成负荷分别从 0.96、1.2 和 0.21 g/(gVSS · d) 升至 1.06、1.35 和 0.25 g/(gVSS · d), 增幅分别为 10.4%、12.5% 和 19%。

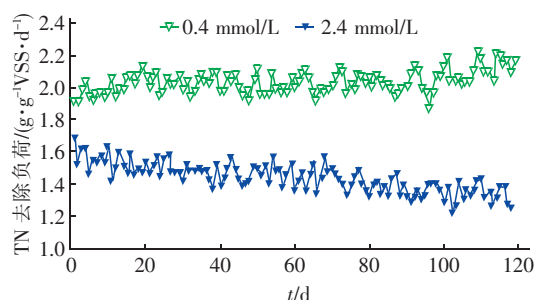


图 3 不同 Mg^{2+} 浓度下总氮去除负荷对比

Fig. 3 Nitrogen removal load with different Mg^{2+} concentration

相比之下, 反应器 II 的 TN 去除负荷呈下降趋势。接种后的第 1 ~ 11 天, TN 去除负荷平均值为 1.57 g/(gVSS · d); 第 109 ~ 119 天 TN 去除负荷均值降至 1.33 g/(gVSS · d), 降幅为 15.3%, 与同时期的反应器 I 相比下降了 36.4%。其中, $NH_4^+ - N$ 、 $NO_2^- - N$ 的去除负荷和 $NO_3^- - N$ 的生成负荷分别为 0.65、0.62、0.08 g/(gVSS · d), 与同时期的反应器 I 相比分别减少了 38.7%、54.1% 和 68%。对于厌氧氨氧化反应来说, $NH_4^+ - N$ 和 $NO_2^- - N$ 去除负荷降低表明厌氧氨氧化菌的活性受到抑制, $NO_3^- - N$ 的生成量减少一般表示厌氧氨氧化菌的生长速率减慢^[3]。由此可见, 投加 2.4 mmol/L 的 Mg^{2+} 对厌氧氨氧化菌产生了抑制作用, 导致脱氮性能和生长速率降低。

2.2.2 Mg^{2+} 对反应比例的影响

图 4 为厌氧氨氧化菌在 Mg^{2+} 浓度为 0.4 和 2.4 mmol/L 时, DOC 浓度与氮消耗和生成之比随时间的变化。 Mg^{2+} 浓度为 0.4 mmol/L 时, 随着厌氧氨

氧化菌逐渐适应新的环境,反应器的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 消耗: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 消耗和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 生成: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 消耗分别逐渐稳定在 1.28 ~ 1.33 和 0.24 ~ 0.29, DOC 稳定在 10 mg/L 以下,这与文献报道的经验值相符^[1-2]。

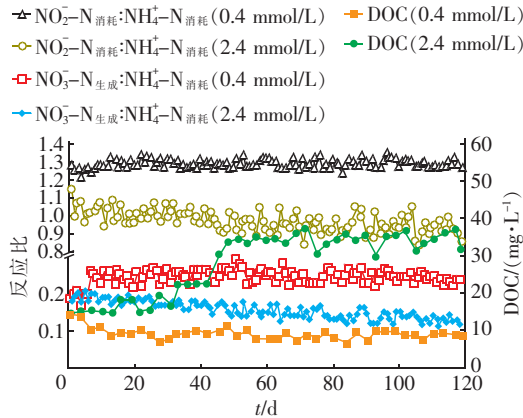
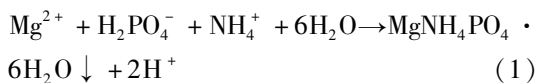


图4 不同 Mg^{2+} 浓度下反应比例与 DOC 值

Fig.4 Reaction ratio and DOC with different Mg^{2+} concentration

由图4可知, Mg^{2+} 浓度为 2.4 mmol/L 时,接种前期 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 消耗: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 消耗均值为 1.05, 低于经验值。此时在反应器内出现少许白色颗粒沉淀,通过测试确定其 MAP 含量为 32.1%, 即反应器内发生了如式(1)的反应,部分 NH_4^+ 以 MAP 的形式沉淀^[15], 导致 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 消耗: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 消耗低于经验值。运行至第 45 天, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 消耗: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 消耗均值降至 0.91, 此时反应器内 DOC 从 22.4 mg/L 升高至 34.6 mg/L, 菌液从浅红色逐渐变黄, 出水也由原来的无色透明变为淡黄色。DOC 值升高表明厌氧氨氧化菌受到高浓度 Mg^{2+} 的抑制后, 细菌的凋亡速率加快, 使得有机物浓度升高。当有机物、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 共存时, 反硝化反应的吉布斯自由能 (-472 kJ/mol) 低于厌氧氨氧化 (-335 kJ/mol), 因此反硝化反应更容易发生^[16]。从自由能的角度, 反硝化反应更容易将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ^[17], 因此在化学反应和反硝化菌的影响下, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 消耗: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 消耗低于理论值。



另外, 在高 Mg^{2+} 浓度条件下, 一方面, 反硝化菌将部分 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 N_2 ; 另一方面, 当厌氧氨氧化菌活性差、生长速率低时, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 生成量也会降低^[3]。因此, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 生成: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 消耗

从最初的 0.2 降至 0.13。

2.2.3 降低进水 Mg^{2+} 浓度后厌氧氨氧化菌的恢复

为了探讨高 Mg^{2+} 浓度抑制条件下的活性恢复方法, 第 120 天将反应器 II 的进水 Mg^{2+} 浓度降低至 0.4 mmol/L, 其脱氮性能和反应比例分别如图 5 和图 6 所示。当 Mg^{2+} 浓度降低后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除负荷和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的生成速率都呈上升趋势, 第 145 天后趋于平稳。此时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除负荷和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的生成速率分别从 0.65、0.62、0.08 g/(gVSS · d) 升高至 0.72、0.90、0.16 g/(gVSS · d), 升高幅度分别为 10.8%、45.2% 和 100%; $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 消耗: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 消耗和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 生成: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 消耗分别升至 1.25 和 0.22, DOC 从 34.6 mg/L 降至 11.2 mg/L。这表明进水 Mg^{2+} 浓度降低后, 金属离子对厌氧氨氧化菌的抑制作用逐渐减弱, 微生物活性逐渐恢复, 氮去除负荷升高。另外细胞凋亡速率下降, DOC 浓度降低, 导致反硝化菌的影响逐渐减弱, 反应比例逐渐趋于文献报道值。

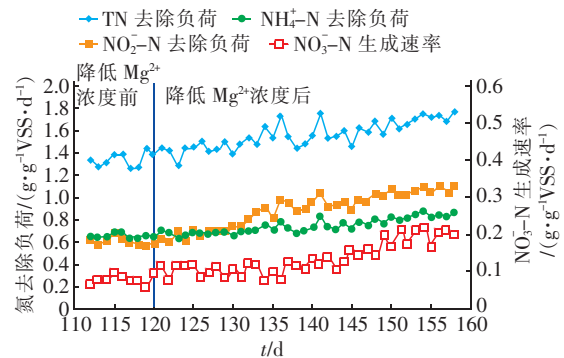


图5 Mg^{2+} 浓度降低前后氮去除负荷变化

Fig.5 Changes of nitrogen removal load before and after Mg^{2+} concentration decrease

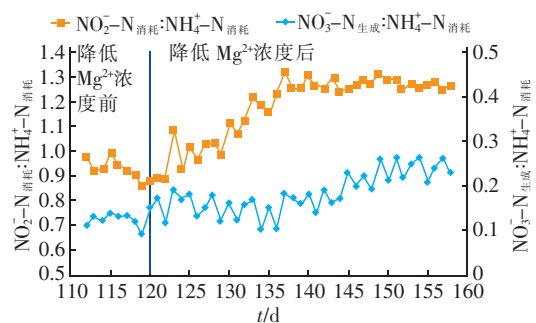


图6 Mg^{2+} 浓度降低前后反应比例变化

Fig.6 Changes of reaction ratios before and after Mg^{2+} concentration decrease

2.2.4 Mg^{2+} 对厌氧氨氧化菌结构的影响

图 7 给出了反应器 I 运行至第 119 天、反应器 II 运行至第 119 天和第 155 天时菌体的 SEM 图像。可知在不同 Mg^{2+} 浓度下,厌氧氨氧化菌微生物群落结构不同。与 Mg^{2+} 浓度为 0.4 mmol/L 时相比, Mg^{2+} 浓度为 2.4 mmol/L 时的厌氧氨氧化菌数量较少,并呈现出明显的团簇状态。另外,反应器 I 的 EPS 浓度为 10.6 mg/gVSS,反应器 II 的 EPS 浓度为 25.1 mg/gVSS,产生这种现象的原因主要有以下两个方面:①EPS 和细胞表面通常带负电荷,而 Mg^{2+} 带正电荷, Mg^{2+} 可以降低细胞表面电荷,使微生物之间更易于聚合^[18]。② Mg^{2+} 可以增加 EPS 的骨架数量和多糖含量,并通过桥连作用促进微生物的聚集。EPS 的大量生成也会加强微生物聚集体对金属离子的吸附作用,提高去除 Mg^{2+} 的可能性^[19-20]。降低 Mg^{2+} 浓度后, EPS 由 25.1 mg/gVSS 降至 13.6 mg/gVSS,但微生物仍呈现出明显的团簇结构。这表明厌氧氨氧化菌聚合后,降低 Mg^{2+} 浓度在短时期内不能改变其聚合状态。

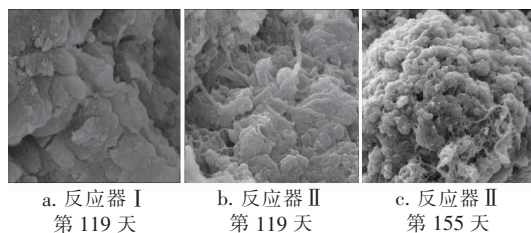


图 7 不同 Mg^{2+} 浓度下厌氧氨氧化菌 SEM 图像

Fig. 7 SEM images of Anammox bacteria with different Mg^{2+} concentration

2.2.5 Mg^{2+} 对厌氧氨氧化菌落分布的影响

图 8 是反应器 I 运行至第 119 天、反应器 II 运行至第 119 天和第 155 天时微生物的荧光原位杂交图像。红色是由带有染料 Cy3 的 EUB338 探针染色,代表总菌;绿色是由带有染料 FITC 的 Amx368 探针染色,代表全体厌氧氨氧化菌。由图 8 可见,不同 Mg^{2+} 浓度下厌氧氨氧化菌的丰度不同。第 119 天,在 Mg^{2+} 浓度为 0.4 mmol/L 时,利用 Image Pro-Plus 软件对 FISH 图像进行分析,获得厌氧氨氧化菌在反应器中的比例为 87.1%。在 Mg^{2+} 浓度为 2.4 mmol/L 时,这一比例降至 56.1%。此时反应器内的 DOC 为 34.6 mg/L,表明在 Mg^{2+} 浓度过高时,一部分厌氧氨氧化菌因没有适应环境而死亡,导致 DOC 浓度升高,厌氧氨氧化菌在总菌中的比例下

降。反应器 II 中 Mg^{2+} 浓度降低 36 d 后,厌氧氨氧化菌的比例升至 67.2%,表明 Mg^{2+} 对厌氧氨氧化菌的抑制作用减弱,使得厌氧氨氧化菌的活性恢复,在菌群中的比例升高。

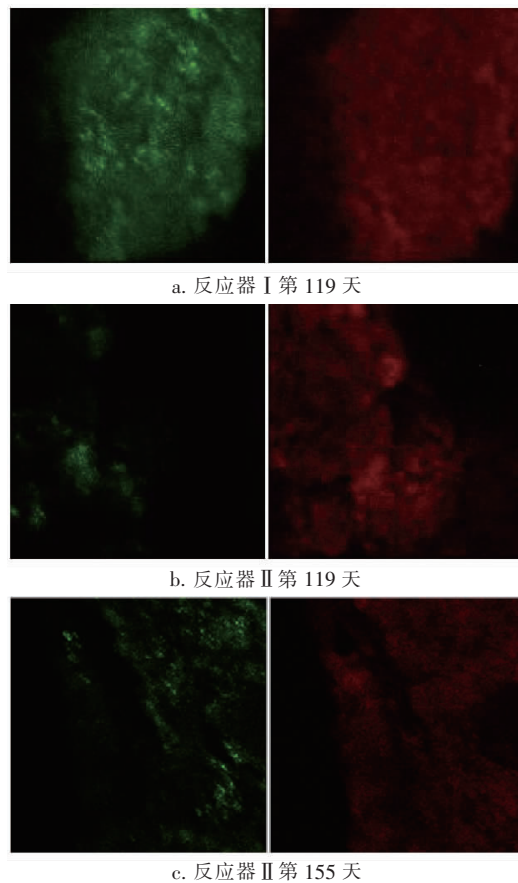


图 8 不同 Mg^{2+} 浓度下厌氧氨氧化菌的 FISH 图像

Fig. 8 FISH images of Anammox bacteria with different Mg^{2+} concentration

3 结论

① 通过序批式试验发现,厌氧氨氧化菌的 TN 去除负荷在 Mg^{2+} 浓度为 0.4 mmol/L 时达到最高,而在 Mg^{2+} 投加量为 2.4 mmol/L 时开始显著下降,并且随着 Mg^{2+} 浓度的进一步提高, TN 去除负荷继续降低。

② 厌氧氨氧化菌在 Mg^{2+} 浓度为 2.4 mmol/L 的环境中, TN 去除负荷降低至 1.33 g/(gVSS · d), $NO_2^- - N$ 消耗量和 $NO_3^- - N$ 生成量与 $NH_4^+ - N$ 消耗量的比值低于文献报道值,表明其脱氮性能和生长速率均受到了抑制。

③ 在高浓度 Mg^{2+} 环境中,厌氧氨氧化菌更容易发生团聚现象,呈现出明显的团簇结构,且厌氧氨

氧化菌在菌群中的比例降至 56.1%。

④ 进水 Mg^{2+} 浓度降至 0.4 mmol/L 后,受高浓度 Mg^{2+} 抑制的厌氧氨氧化脱氮性能和生长速率在 25 d 内得到恢复。

参考文献:

- [1] 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 (5): 589 – 596.
- [2] Kartal B, Maalcke W J, de Almeida N M, *et al.* Molecular mechanism of anaerobic ammonium oxidation [J]. *Nature*, 2011, 479 (7371): 127 – 130.
- [3] 张蕾, 郑平. 厌氧氨氧化菌的代谢[J]. 科技通报, 2010, 26(6): 931 – 937.
Zhang Lei, Zheng Ping. Metabolism of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) bacteria [J]. *Bulletin of Science and Technology*, 2010, 26 (6): 931 – 937 (in Chinese).
- [4] Bi Z, Qiao S, Zhou J, *et al.* Inhibition and recovery of Anammox biomass subjected to short-term exposure of Cd, Ag, Hg and Pb [J]. *Chem Eng J*, 2014, 244: 89 – 96.
- [5] Bettazzi E, Caffaz S, Vannini C, *et al.* Nitrite inhibition and intermediates effects on Anammox bacteria: A batch-scale experimental study [J]. *Process Biochem*, 2010, 45 (4): 573 – 580.
- [6] Ni S, Ni J, Hu D, *et al.* Effect of organic matter on the performance of granular anammox process [J]. *Bioresour Technol*, 2012, 110: 701 – 705.
- [7] Tang C, Zheng P, Chai L, *et al.* Thermodynamic and kinetic investigation of anaerobic bioprocesses on ANAMMOX under high organic conditions [J]. *Chem Eng J*, 2013, 230: 149 – 157.
- [8] Carvajal-Arroyo J M, Sun W, Sierra-Alvarez R, *et al.* Inhibition of anaerobic ammonium oxidizing (anammox) enrichment cultures by substrates, metabolites and common wastewater constituents [J]. *Chemosphere*, 2013, 91(1): 22 – 27.
- [9] Jensen M M, Thamdrup B, Dalsgaard T. Effects of specific inhibitors on anammox and denitrification in marine sediments [J]. *Appl Environ Microbiol*, 2007, 73 (10): 3151 – 3158.
- [10] Liu S, Zhang Z, Ni J. Effects of Ca^{2+} on activity restoration of the damaged anammox consortium [J]. *Bioresour Technol*, 2013, 143: 315 – 321.
- [11] 李祥, 黄勇, 巫川, 等. Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 对厌氧氨氧化污泥活性的影响 [J]. 环境科学, 2014, 35 (11): 4224 – 4229.
Li Xiang, Huang Yong, Wu Chuan, *et al.* Effect of Fe^{2+} and Fe^{3+} on the activity of anammox [J]. *Environmental Science*, 2014, 35 (11): 4224 – 4229 (in Chinese).
- [12] Romani A M P. Cellular magnesium homeostasis [J]. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 2011, 512: 1 – 23.
- [13] American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (AEF), *et al.* Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [M]. Washington D. C.: American Public Health Association, 2005.
- [14] 王雪梅, 刘燕, 华志浩, 等. 胞外聚合物对浸没式膜-生物反应器膜过滤性能的影响 [J]. 环境科学学报, 2005, 25(12): 30 – 35.
Wang Xuemei, Liu Yan, Hua Zhihao, *et al.* Effect of extracellular polymeric substances in SBR on membrane filtration [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, 25(12): 30 – 35 (in Chinese).
- [15] 汤琪, 罗固源, 季铁军, 等. 磷酸铵镁同时脱氮除磷技术研究 [J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 1 – 5.
Tang Qi, Luo Guyuan, Ji Tiejun, *et al.* Simultaneous removal of nitrogen and phosphorus by magnesium ammonium phosphate process [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 31(2): 1 – 5 (in Chinese).
- [16] Du R, Peng Y, Cao S, *et al.* Advanced nitrogen removal with simultaneous Anammox and denitrification in sequencing batch reactor [J]. *Bioresour Technol*, 2014, 162(6): 316 – 322.
- [17] 黄孝肖, 陈重军, 张蕊, 等. 厌氧氨氧化与反硝化耦合反应研究进展 [J]. 应用生态学报, 2012, 23(3): 849 – 856.
Huang Xiaoxiao, Chen Chongjun, Zhang Rui, *et al.* Research progress in anammox-denitrification coupling process [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2012, 23(3): 849 – 856 (in Chinese).
- [18] 曹秀芹, 赵自玲. 胞外聚合物 (EPS) 构成的影响因素分析 [J]. 环境科学与技术, 2010, 33(S2): 420 – 424.
Cao Xiuqin, Zhao Ziling. Analysis of influencing factor on the component of extracellular polymeric substance (EPS) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(S2): 420 – 424 (in Chinese).

(下转第 34 页)