

文章编号: 1000-5862(2019)03-0253-07

高效脱氮好氧反硝化菌的筛选及其污水处理工艺优化

李翔, 廖焰焰, 夏婷婷, 王筱兰*

(江西师范大学生命科学学院, 江西省亚热带植物资源保护与利用重点实验室, 江西 南昌 330022)

摘要: 从活性污泥中驯化、筛选并分离出1株能有效去除氮氮的菌株 LX 1-3, 经过形态学与分子生物学鉴定该菌株为副球菌属(*Paracoccus* sp), NCBI GenBank 登录号为 MH156598. 对该菌株进行反硝化性能测试, 结果表明该菌培养的最适条件为 30 ℃, 最适 pH 值为 7.0~7.3, 48 h 后脱氮率为 30.7%. 将该菌与1株高耐盐季也蒙毕赤酵母(KX447139)搭配, 脱氮效率有显著提高. 在好氧条件下, 按照好氧反硝化菌与高效耐盐菌 1:1 的接菌量配比接入污水中, 30 ℃ 反应 48 h 后, 氮氮去除率为 86.36%. 该研究为提高污水脱氮处理效率提供了有效的方法.

关键词: 好氧反硝化菌; 脱氮; 反硝化作用; 氮氮去除率

中图分类号: X 172 **文献标志码:** A **DOI:** 10.16357/j.cnki.issn1000-5862.2019.03.07

0 引言

随着科技和工业的快速发展,含氮废水量的排放量也随之增加. 赤潮和水体富营养化现象的产生与水体中氮氮含量的增加有着密切的关系,这一现象严重破坏了水环境平衡,从而对人类健康造成了威胁和伤害. 目前水体中氮的污染主要以铵态氮和亚硝酸盐形式氮的污染最为严重,生物除氮具有效果好、成本低、无毒副作用、无耐药性等优点. 传统生物的脱氮作用主要分为硝化和反硝化作用,反硝化作用简单来说就是反硝化细菌将 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NO 还原为 N_2 的过程^[1-3]. 起初认为硝化作用的反应条件是好氧,而反硝化作用的反应条件是厌氧或缺氧,直至 20 世纪 70 年代 J. M. Krul 等^[4]才首次证明了好氧反硝化反应. 20 世纪 80 年代, L. A. Robertson 等^[5]首次观察到好氧反硝化现象并分离出好氧反硝化菌,这一发现让人们对于反硝化菌有了新的认识,对好氧反硝化菌的研究起到推动性作用. 好氧反硝化菌是指能在好氧条件下将硝态氮或亚硝态氮转化为气态氮化物的细菌. 目前已知的好氧反硝化菌有泛假单胞菌属(*Pseudomonas*)^[6-7]、异养硫球菌(*Thiosphaera pantotropha*)^[8]、粪产碱菌(*Alcaligenes faecalis*)^[9]等. 科学研究表明许多微生物能同时进行有氧呼吸和反硝化作用,可作为首次筛选出的好

氧反硝化细菌副球菌属的细菌(*Paracoccus pantotrophus*)其硝酸盐或亚硝酸盐在大气氧存在情况下能还原为 N_2 ^[10]. 利用好氧反硝化菌进行除氮,一方面能充分利用自然资源,有效降低了成本;另一方面,避免了环境污染. 本文将活性污泥中分离、筛选出的高效好氧反硝化菌进行污水处理条件的优化,使其达到最佳的脱氮效率. 该菌株能很快适应污水中的硝态氮环境并能有效降解污水中的硝酸盐氮和亚硝酸盐氮. 该菌的发现为将来处理各种含有硝态氮的废水提供了有效的解决方法,为生物脱氮的工程实践提供参考.

1 实验材料

1.1 菌株、污水来源

好氧反硝化菌株分离自江西沃邦兴环保科技有限公司污水处理厂活性污泥样品. 用于研究菌株好氧反硝化作用的污水来自江西华邦高浓度废水.

1.2 实验器材

pH 计; 移液枪; UV752 分光光度计, 上海申安医疗器械厂; 隔水式恒温培养箱, GNP-9160BS-III, 上海新苗医疗器械制造有限公司; 电热恒温水浴锅, HWS26, 上海申安医疗器械厂; 高压蒸汽灭菌锅, DSX-280B, 上海申安器械厂; 高速冷冻离心机, KPC-

收稿日期: 2018-09-12

基金项目: 国家自然科学基金(31760449)资助项目.

通信作者: 王筱兰(1965-), 女, 江西景德镇人, 教授, 博士, 主要从事环境微生物研究. E-mail: xlwang08@aliyun.com

160HR 科大创新股份有限公司中佳分公司; 磁力搅拌器 99-1 江苏省金坛市荣华仪器制造有限公司; 超净工作台 SW-CJ-4D 苏州净化设备有限公司; 电子天平 BS210S Satorius; 石英比色皿 751(722) 宜兴市伟鑫仪器有限公司; 电热鼓风干燥箱 上海一横科学仪器有限公司.

1.3 培养基

溴百里酚蓝(BTB)培养基($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$): 琼脂 20; KNO_3 1; KH_2PO_4 1; FeCl_2 0.5; 无水 CaCl_2 0.2; $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 1; 琥珀酸钠 8.5; BTB(1% 溶于酒精) 1 mL. 用 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 调节 pH 值为 7.0 ~ 7.3.

LB 培养基($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$): KNO_3 1; KH_2PO_4 1; FeCl_2 0.5; CaCl_2 0.2; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 1; 琥珀酸钠 8.5.

2 实验方法

2.1 好氧反硝化菌株的分离筛选

2.1.1 菌种筛选 好氧反硝化菌的反硝化过程是增加碱的过程, BTB 培养基中含有溴百里酚蓝指示剂, 当 $\text{pH} > 7.6$ 时培养基呈蓝色; 当有反硝化菌在此培养基中生长时, 菌落会因 pH 值升高而出现蓝色或蓝色晕圈^[11]. 取 0.2 mL 污水样品稀释涂布于培养基中, 30 °C 静置培养 3 ~ 5 d, 观察培养基是否有变蓝的菌落或晕圈, 可初步判断是否为好氧反硝化菌.

2.1.2 菌种富集 将上述挑选出的蓝色菌落刮取少量菌体于 LB 液体培养基中, 30 °C、160 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 摇床培养. 培养 12 h, 以 10% 的接种量接种到 250 mL 锥形瓶中, 锥形瓶中装有 50 mL DM 反硝化培养基, 8 层纱布代替橡皮塞封口, 30 °C、160 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 摇瓶培养.

2.1.3 菌种纯化 取 10 mL 上述培养的菌液于 90 mL 无菌水中, 梯度稀释后分别涂布于 BTB 平板, 30 °C 培养 2 ~ 3 d. 挑选有蓝色晕圈的单菌落, 划线分离, 得到纯的菌株. 斜面培养 2 ~ 3 d 备用.

2.2 菌株形态学鉴定

首先观察菌落直观形态特征, 再将菌株进行革兰氏染色, 用显微镜观察菌株的显微形态.

2.3 菌株分子生物学鉴定

2.3.1 总 DNA 提取 用接种环从斜面上挑取一环菌体接种到 LB 培养基中, 在 30 °C、160 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 摇瓶中培养 24 h, 离心收集菌体. 采用 OMEGA 公司的细菌 DNA 提取试剂盒并按照其说明书来提取菌种

总 DNA.

2.3.2 PCR 扩增及鉴定 采用 TAKARA 公司的 Premix rTaq 酶进行 PCR 扩增, 反应总体积 40 μL , 包括 Premix rTaq 酶 20 μL , 引物 1492R 2 μL , 引物 27F 2 μL , 模板 1 μL , 超纯水 15 μL . (27F: 5'-AGAGTTTGATCCTGGCTCAG-3', 1492R: 5'-GGT-TACCTTGTACGACTT-3') PCR 扩增程序: 95 °C 预变性 2 min, 95 °C 变性 30 s, 55 °C 退火 30 s, 72 °C 延伸 90 s, 循环 30 次, 72 °C 延伸 5 min. 反应结束后取 5 μL PCR 产物在 0.8% 琼脂糖凝胶上进行电泳, 电泳条件为 100 V、100 mA、30 min, 最后将产物送至上海生工进行测序.

2.3.3 系统进化树的建立 将测序获得的基因序列提交到 NCBI 进行 BLAST 相似序列检索, 然后在 GenBank 数据库按最大同源性原则进行序列比对, 采用 Mega6 软件构建系统进化树, 对分枝的稳定性进行 bootstrap 分析, 并重复 1 000 次.

2.4 菌株反硝化特性研究

采用纳氏试剂法测污水中的氨氮含量. 纳氏试剂有 2 种配制方法, 本实验采用碘化汞-碘化钾-氢氧化钠法配制^[12].

2.4.1 氨氮标准曲线的测定 吸取 0、0.50、1.00、3.00、5.00、7.00 和 10.00 mL 铵标准使用液于 50 mL 容量瓶中, 加水至标线, 倒入 100 mL 烧杯中, 加入 1.0 mL 酒石酸钾钠溶液, 混匀. 加入 1.5 mL 纳氏试剂, 混匀. 放置 10 min 后, 测定其吸光值, 比色波长为 420 nm, 以无氨水的样品作为空白对照, 用所测得的吸光值减去零浓度空白的吸光度后, 得到校正吸光值, 并绘制标准曲线.

2.4.2 水样的测定 取适量江西华邦高浓度废水, 稀释 10 倍, 分装于 250 mL 具塞锥形瓶, 每瓶 90 mL. 分别向每个锥形瓶中加入 10 mL 好氧反硝化菌液, 在 30 °C、160 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 摇床中振荡培养, 分别于 0、24、36、48、60、72、84、96 h 取样, 将水样离心后, 取 5 mL 加入到 50 mL 容量瓶中, 稀释至标线, 加入 1 mL 酒石酸钾钠溶液, 混匀. 放置 10 min 后, 用石英比色皿在波长 420 nm 处, 以无氨水做空白对照, 测量吸光值.

2.4.3 氮含量的计算 测得的水样吸光值减去空白组的吸光值后, 依据标准曲线查得氨氮含量. 计算公式为: 氨氮 / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) = $1\,000m/V$, 其中 m 为由校正曲线查得的氨氮量 (mg), V 为水样体积 (mL).

2.5 菌株应用于污水处理的性能测试

将此高效好氧反硝化菌与 1 株高耐盐的季也蒙

毕赤酵母(本实验室已获得)搭配,从不同配比、不同温度、不同反应时间3个方面优化得到最佳反应条件。

2.5.1 时间及接种方式优化 取适量江西华邦高浓度废水,稀释10倍,分装于250 mL具塞锥形瓶中,每瓶70 mL。好氧反硝化菌与高效耐盐菌按照1:1的接菌量接入。设2组对照,一组进行菌体离心($5\,000\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心10 min),取弃上清,用蒸馏水将菌体洗脱下来,接入到锥形瓶中;另一组,直接将富集好的菌体连同富集培养液一起加入到锥形瓶中。在 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $160\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 摇床中振荡培养,分别于0、24、36、48、60、72 h取样测定污水中氨氮的含量变化,每个时间段设置3个平行实验。

2.5.2 接菌量优化 取适量江西华邦高浓度废水,稀释10倍,分装于250 mL具塞锥形瓶中,每瓶70 mL。固定锥形瓶中反应总体积为100 mL,将富集好的好氧反硝化菌与高效耐盐菌按照1:1、1:2、2:1的配比接入锥形瓶中。2种菌接入总量为30 mL(菌接入锥形瓶前,需测定菌的浓度,按照接菌配比进行稀释)。在 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $160\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 摇床中振荡培养48 h后取出,测定污水中氨氮的含量变化,每个配比设置3个平行实验。

2.5.3 温度优化 取适量江西华邦高浓度废水,稀释10倍,分装于250 mL具塞锥形瓶中。根据配比和时间优化的结果,选取最佳配比接种,分别置于26、28、30、32、34 $^{\circ}\text{C}$ 恒温摇床中于 $160\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 转速下振荡培养48 h后取样测定污水中氨氮的含量变化,每个温度设3个平行实验。

3 结果与分析

3.1 菌株的分离与筛选

从江西沃邦兴环保科技有限公司污水处理厂活性污泥中通过富集、BTB平板筛选后得到4株好氧反硝化菌。将这4株初筛菌接入含氮量较高的污水中,采用格里斯试剂法和紫外分光光度法定性检测培养液内硝酸盐消耗和亚硝酸盐产生情况,筛选、驯化得到1株高效的好氧反硝化菌。

3.2 菌株的形态学鉴定

菌株显微形态特征如图1所示,经过革兰氏染色后在显微镜下观察可知,该菌株为革兰氏阳性菌,呈短杆状。

菌落特征如图2所示,接入菌株前培养基为无色透明,接入菌株培养一段时间后有白色圆状光滑

菌落产生,且培养基变为蓝色,菌落周围产生蓝色晕圈,菌丝不易挑起。

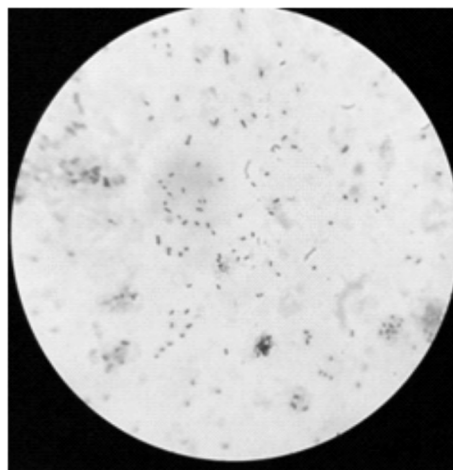


图1 菌株显微形态图

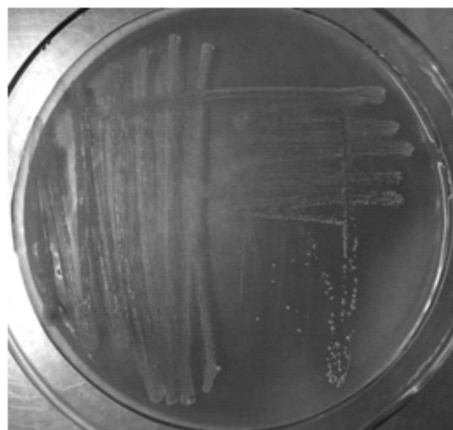


图2 菌落特征图

3.3 菌株的分子生物学鉴定

3.3.1 PCR扩增片段 提取菌种总DNA后进行PCR扩增,得到的片段如图3所示。由图3可知,此菌株的ITS序列扩增大小产物为1 400 bp左右。

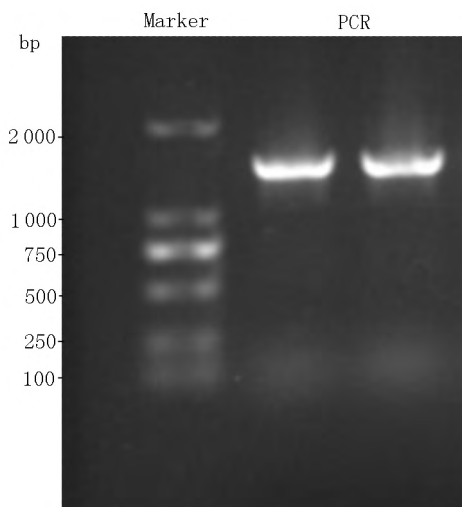


图3 PCR产物电泳图

3.3.2 测序结果及系统进化树的构建 结合该菌的形态特征和16S rDNA序列,构建系统进化树,结

果显示菌株 LX 1-3 与 *Paracoccus* 属具有较近的亲缘关系,且与 *Paracoccus kondratievae* 物种最相近,达到 100%。目前,已向 GenBank 提交该序列数据,登录号为 MH156598。在 GenBank 数据库中通过 Blast 进行比对,采用 MEGA6.0 软件构建系统进化树,结果

表明,菌株与 *Paracoccus* sp. 的同源性达到 98% 以上。根据形态特征、生理生化特性和 16S rRNA 的同源性分析,初步鉴定菌株为副球菌属的细菌。

系统进化树如图 4 所示。

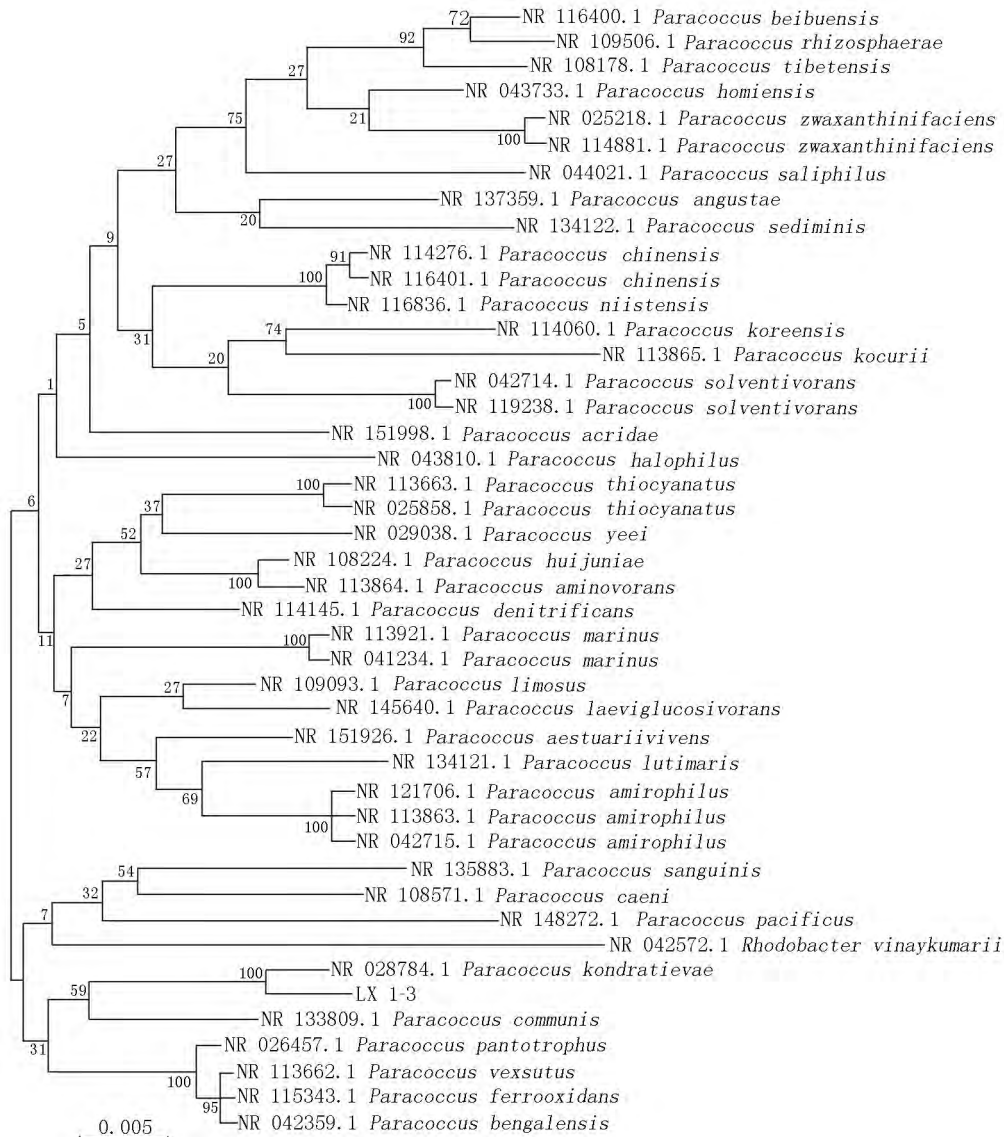


图 4 系统进化树

3.4 菌株反硝化特性研究

3.4.1 氮氮标准曲线 由图 5 可知,氮氮标准曲线为 $y = 0.2126x + 0.0388$, $R^2 = 0.9998$,可用于之后氮氮浓度测定。

3.4.2 反硝化菌的脱氮效果 将该菌株接入污水中,测得在 30℃ 处理 48 h 后,可达到最高脱氮效率,脱氮率为 30.7%。由图 6 可知,在处理的 0~48 h 内,脱氮率逐渐增大;48 h 后反应体系中的氮氮含量开始增加,这一现象的产生是因为 48 h 后反应体系中的营养物质含量减少,无法满足微生物生长数量所需营养物质,死亡的菌体会发生自溶现象,进而释

放胞内有机氮,导致反应体系中氮氮含量增加^[13]。

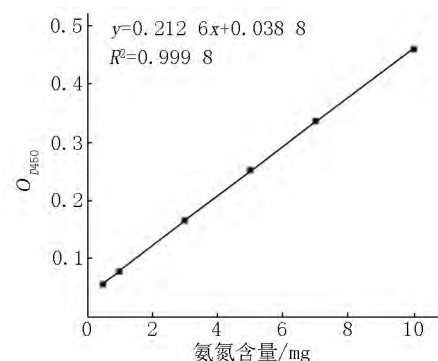


图 5 氮氮标准曲线图

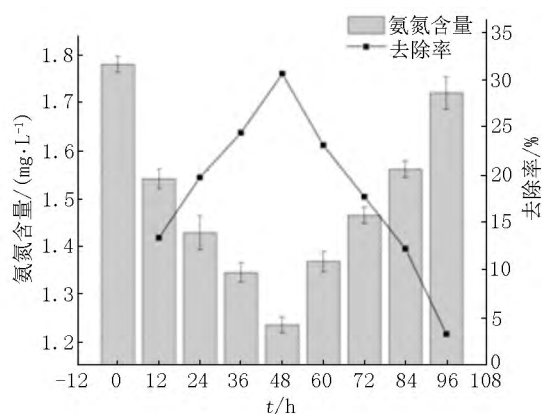


图6 脱氮特性图

3.5 污水处理测试结果

3.5.1 时间及接种方式结果 菌体在反应体系中生长繁殖需要消耗反应体系中可利用的营养物质,当反应体系中的营养物质含量不足以维持菌体生长及代谢所需时,脱氮效率将会降低。故可以从不同反应时间推断出最适反应时间,以达到最高氨氮去除率。实验结果如图7所示,将好氧反硝化菌和高效耐盐菌不离心直接接入到污水中反应48 h后可达到最高氨氮去除率81.65%。在0~36 h内随着菌体的生长,氨氮去除率逐渐升高,48 h以后由于反应体系中菌体数量较多,体系中的营养物质无法维持菌体正常生长,菌体开始出现死亡,氨氮去除率降低,到72 h时降低至44.37%。

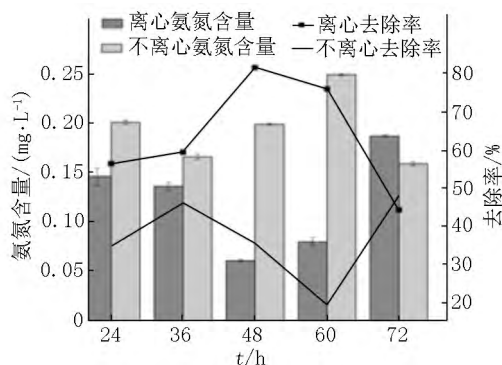


图7 时间及接种方式处理图

3.5.2 接菌量优化结果 韩永和等^[14]研究发现氨氮去除率与好氧反硝化菌接种量有较大关系,因此不同接菌量对好氧反硝化特性的影响也将有所差异。若接菌量过低,将会导致无法实现高效的反硝化作用;当接菌量过高时,又将无法满足微生物生长数量所需的营养物质,死亡的菌体会发生自溶现象,使胞内有机氮得以释放^[15]。由图8可知,将好氧反硝化菌与耐盐菌按照1:1的接菌量(不离心)接入污水中,48 h后,反应体系中的氨氮去除率最高为

82.22%。而在按照好氧反硝化菌与耐盐菌2:1比例接菌的反应体系中的氨氮去除率仅为53.74%。

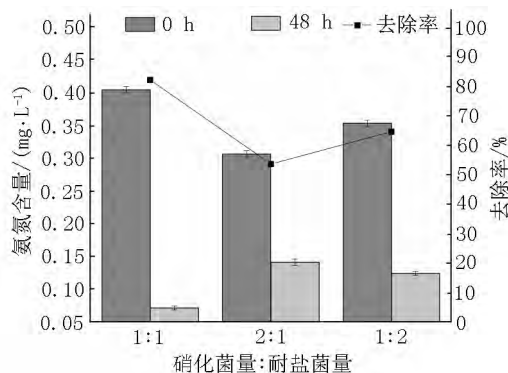


图8 接菌量优化图

3.5.3 温度优化结果 温度是影响微生物生长和代谢的重要因素之一。微生物在适宜的温度条件下,生长速率和代谢活性可达到较高水平。由图9可知,将2种菌按1:1接菌量接入污水中,置于不同温度条件下反应48 h后测得反应体系内氨氮含量,发现在26℃时氨氮去除率为67.92%,在28℃时氨氮去除率为69.37%,当反应温度达到30℃时,氨氮去除率为86.36%,而后随着温度升高,氨氮去除率逐渐下降。当培养温度升高至34℃时,氨氮去除率降低至71.99%。实验结果表明该反应体系最适反应温度为30℃。

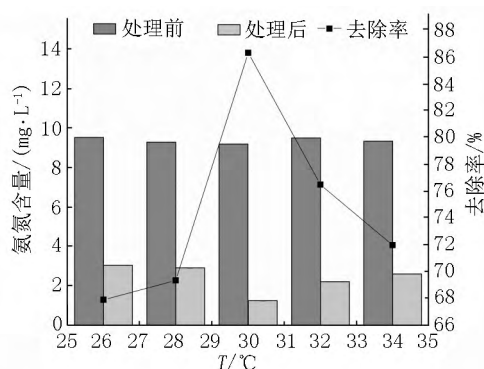


图9 温度优化图

4 结论

本文研究活性污泥中具有反硝化作用的菌株,从江西沃邦环保科技有限公司污水处理厂活性污泥中经过分离纯化、初筛和复筛后得到优势菌株,并对该菌株进行一系列的形态学、分子生物学鉴定后,可知该菌株为副球菌属(*Paracoccus*),命名为LX1-3, NCBI Gen Bank 登录号为MH156598,是一株有效的好氧反硝化菌。

随着科技和现代生物学技术的发展,好氧反硝化菌被越来越多地运用到了污水的脱氮处理中,在生物脱氮技术中扮演着重要的角色.由于好氧反硝化细菌在环境脱氮处理中具有较为特殊的意义,受到越来越多的关注^[16].关于好氧反硝化菌脱氮的作用机理,王薇等^[17-19]已经进行过详细的探究和介绍.辛秀明^[10]在对反硝化菌进行研究时发现,当硝化作用和反硝化作用处于一个动态平衡的环境中时,才能显现出良好的污水脱氮效果.张宇燕等^[20]研究表明:反硝化菌 S3 对低氮浓度的富营养化水质有较好的反硝化效果,在 4 h 时 S3 的反硝化速率最大,达到 $0.62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,对 TN 的反硝化脱氮贡献率为 52.5%.曹林等^[21]研究表明:在以柠檬酸钠为碳源、硫酸铵为氮源、初始氨氮浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、碳氮比为 20:1、温度为 30°C 、pH 值为 7、反应时间为 48 h 的条件下,B. subtilis CL1 和 B. subtilis CL9 对氨氮的去除率均为 99%,对总氮的去除率分别为 98% 和 96%.本文好氧反硝化菌与耐盐菌综合处理污水后的氨氮去除率为 86.36%,与文献[21]的结果相比还有待提高.将好氧反硝化菌应用于污水脱氮处理,具有以下优点^[22-23]:(i) 在同一个反应器中进行硝化作用与反硝化作用,硝化的产物可直接作为反硝化的底物,避免了 NO_3^- 、 NO_2^- 的积累对硝化反应的影响,加快了硝化与反硝化作用的进程,节约了反应器建设成本;(ii) 反硝化过程中产生的碱可以部分补偿硝化过程中损失的碱,故能使反应系统中 pH 值维持相对稳定;(iii) 在反应过程中好氧反硝化菌比硝化菌更容易控制.

本文从活性污泥中驯化、筛选的高效好氧反硝化菌在污水脱氮处理中有着显著的作用.若能对该菌的好氧反硝化机制有更进一步地了解并对其进行基因改造,使其能够更广泛地应用于各种污水治理中,从而提高污水中氨氮去除率,以便为污水脱氮提供高效菌株,这对于环境保护具有重大意义.因此,下一步将进一步对该菌好氧反硝化的机制、基因功能、基因改造等进行研究,为以后污水除氮提供更多科学理论依据.

5 参考文献

[1] 许尚营,张华,李娜,等.一株好氧反硝化菌的鉴定及反硝化特性研究[J].环境科学与技术,2010,33(2):

10-13.

- [2] Zhao Bin, He Yiliang, Zhang Xiaofan. Nitrogen removal capability through simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by *Bacillus* sp LY [J]. Environmental Technology, 2010, 31(4): 409-416.
- [3] Jian Lu, Qiang Jin, He Yiliang, et al. Simultaneous removal of phenol and ammonium using *Serratia* sp LJ-1 capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification [J]. Water Air and Soil Pollution, 2014, 225(9): 2125.
- [4] Krul J M. Dissimilatory nitrate and nitrite reduction under aerobic conditions by an aerobically and anaerobically grown *Alcaligenes* sp and by activated sludge [J]. Journal of Applied Bacteriology, 2010, 40(3): 245-260.
- [5] Robertson L A, Kuenen J G. Aerobic denitrification: a controversy revived [J]. Archives of Microbiology, 1984, 139(4): 351-354.
- [6] 杨基先,高珊珊,马放,等.一株好氧反硝化细菌的分离鉴定及反硝化能力[J].环境科学学报,2008,28(7): 1302-1307.
- [7] Daum M, Zimmer W, Papen H, et al. Physiological and molecular biological characterization of ammonia oxidation of the heterotrophic nitrifier *Pseudomonas putida* [J]. Current Microbiology, 1998, 37(4): 281-288.
- [8] Lukow T, Diekmann H. Aerobic denitrification by a newly isolated heterotrophic bacterium strain TL1 [J]. Biotechnology Letters, 1997, 19(11): 1157-1159.
- [9] *Alcaligenes faecalis*, Ottes S, Schalk J, et al. Hydroxylamine oxidation and subsequent nitrous oxide production by the heterotrophic ammonia oxidizer *Alcaligenes faecalis* [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1999, 51(2): 255-261.
- [10] 辛明秀.反硝化细菌在污水脱氮中的作用[J].微生物学通报,2007,34(4): 773-776.
- [11] Takaya N, Catalansakairi M A, Sakaguchi Y, et al. Aerobic denitrifying bacteria that produce low levels of nitrous oxide [J]. Appl Environ Microbiol, 2003, 69(6): 3152-3157.
- [12] 张庆军.纳氏试剂光度法测定水和废水中氨氮关键问题的研究[J].环境工程,2009,27(1): 85-88.
- [13] 苏俊峰,杨少斐,黄廷林,等.低温贫营养好氧反硝化细菌 SY13 的反硝化特性[J].城市环境与城市生态,2013,26(6): 39-42.
- [14] 周莉,李正魁,王易超,等.纯种氨氧化菌短程反硝化特性[J].环境工程学报,2013,7(4): 1219-1224.
- [15] 韩永和,章文贤,庄志刚,等.耐盐好氧反硝化菌 A-13 菌株的分离鉴定及其反硝化特性[J].微生物学报,

- 2013, 53(1): 47-58.
- [16] 丁钰, 张婷月, 黄民生, 等. 好氧反硝化菌及其在污水处理和环境修复中的研究进展 [J]. 华东师范大学学报: 自然科学版, 2018, 202(6): 7-17, 73.
- [17] 王薇, 蔡祖聪, 钟文辉, 等. 好氧反硝化菌的研究进展 [J]. 应用生态学报, 2007, 18(11): 2618-2625.
- [18] 郭焱, 张召基, 陈少华. 好氧反硝化微生物学机理与应用研究进展 [J]. 微生物学通报, 2016, 43(11): 2480-2487.
- [19] 王永刚, 王旭, 张俊娥, 等. 好氧反硝化细菌研究及应用进展 [J]. 工业水处理, 2017, 37(2): 12-17.
- [20] 张宇燕, 贺根和, 陆丽君, 等. 好氧反硝化菌的筛选鉴定及其脱氮特性研究 [J]. 井冈山大学学报: 自然科学版, 2014, 35(4): 1-6.
- [21] 曹林, 农学文, 董滨, 等. 活性污泥中异养硝化好氧反硝化菌的分离及其脱氮性能 [J]. 净水技术, 2014, 33(3): 91-95.
- [22] Li Ping, Zhang Shan, Liu Deli. Study progress of bacterial aerobic denitrification [J]. Journal of Microbiology, 2005, 25(1): 60-64.
- [23] Zhang Guanya, Chen Peiqing. Isolation, identification and characteristics of aerobic denitrifying bacteria [J]. Journal of Microbiology, 2005, 25(6): 23-25.

The Screening of Highly Active Denitrification Aerobic Denitrifying Bacteria and Its Optimization of Wastewater Treatment Process

LI Xiang, LIAO Yanyan, XIA Tingting, WANG Xiaolan*

(College of Life Science, Key Laboratory of the Conservation and Sustainable Utilization for Subtropical Plant Resources of Jiangxi Province, Jiangxi Normal University, Nanchang Jiangxi 330022, China)

Abstract: Aerobic denitrifying bacteria has unique advantages in denitrification, which can be used to denitrify wastewater. In this paper, aerobic denitrifying bacteria has been isolated from activated sludge, it can effectively remove ammonia nitrogen called LX 1-3. Through identification of morphology and molecular biology, the strain is identified as *Paracoccus* sp, an accession number of NCBI GenBank is MH156598. Further studies showed that the optimum condition for the strain growth and aerobic denitrification is temperature 30 °C, and pH value is between 7.0 and 7.3, its nitrogen removal rate can reach 30.7% after 24 h. Combination of this strain with a known highly salt-tolerant strain significantly increases nitrogen removal efficiency. Under aerobic conditions, the 1:1 ratio of aerobic denitrifying bacteria to highly saline-tolerant *Meyerozymaguilliermondii* is added to the sewage. After 48 h of reaction at 30 °C, the ammonia nitrogen removal rate is as high as 86.36%. This study provides a more effective method for improving the efficiency of denitrification treatment of wastewater.

Key words: aerobic denitrifying bacteria; denitrification; aerobic denitrification; ammonia nitrogen removal rate

(责任编辑: 刘显亮)