

试验研究

焦化废水中氨氮降解菌降解性能的研究

吴顺志

(煤科集团杭州环保研究院, 浙江 杭州 311201)

摘要: 本实验从焦化废水中分离出一株高效氨氮降解菌 A1, 经过生理生化鉴定, 初步确定为假单胞杆菌菌属。本实验对该菌种的降解性能进行研究, 确定该菌种的最佳降解条件: pH8.0, 温度 30℃, 菌种量 5%(V 菌悬液:V 培养基), 在此条件下, 对 200mg/L 的氨氮去除率达到 89.5%。

关键词: 焦化废水, 氨氮降解菌, 降解特性

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 1006-8759(2017)06-0034-04

STUDY ON THE DEGRADATION PERFORMANCE OF THE AMMONIA NITROGEN STRAIN IN COKING WASTEWATER

WU Shun-zhi

(CCTEG Hangzhou Environmental Research Institute, Hangzhou 311201, China)

Abstract: In this paper, the strain was separated from the actual coking wastewater treatment system, and initially identified as *Pseudomonas* by the physiological and biochemical identification. By studying the degradation performance of the strain, the optimal degradation conditions was obtained, namely pH of 8.0, temperature of 30 °C, the amount of strain (V bacterial suspension : V medium) of 5 %, and on the condition the removal of Ammonia nitrogen is stably at 89.5 %.

Key words: Coking Wastewater, Ammonia nitrogen degradation strain, Degradation performance.

焦化废水的水质复杂, 各焦化厂的废水水量及水质也有很大不同, 这主要取决于原煤性质、炭化温度、焦化产品回收工序与方法等因素^[1-3]。焦化废水的水质受炼焦工艺的影响, 水质波动很大, 尤其是氨氮浓度, 其变化系数有些可高达 2.7, COD 的变化系数可达 2.3。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度太高时严重抑制硝化细菌的活性发挥, 且 $\text{NH}_4\text{-N}$ 经硝化生成 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$, 消耗水中的溶解氧, 会造成水体缺氧使水质恶化, 并且 $\text{NO}_3\text{-N}$ 是一种致癌物质^[4-6]。

现阶段焦化废水的处理工艺中, 氨氮稳定达标排放存在一定的困难^[7], 而氨氮严重影响了水质

的要求, 对人类的生产和生活都产生了重大的影响。因此, 急需解决焦化废水出水氨氮不达标的问题。一些研究表明, 通过增加氨氮降解菌强化氨氮降解过程, 可以实现氨氮排放达标的目标^[8], 因此有必要进行氨氮降解菌的筛选和研究。

本实验培养筛选出的高效氨氮降解菌, 对其进行基础性的研究, 考察高效氨氮降解菌对氨氮的降解特性, 并确定氨氮降解菌的最佳降解条件。

1 实验材料与方法

1.1 实验材料

本实验根据所筛选微生物的生存环境, 确定培养基如表 1 所示。

表1 培养基组成

培养基名称	组分	浓度(g/L)	pH
富集培养基	牛肉膏	5	7.2~7.4
	蛋白胨	10	
	NaCl	5	
	氨氮	变量	
唯一碳源培养基	KH ₂ PO ₄	2	7.0
	CaCl ₂ ·2H ₂ O	0.06	
	MgCl ₂ ·6H ₂ O	0.05	
	FeCl ₃ ·6H ₂ O	0.0025	
	NaNO ₃	0.01	
	Na ₂ SO ₄	0.01	
	NH ₄ Cl	变量	

注:固体培养基和斜面培养基为唯一碳源培养基加入2%的琼脂。

1.2 实验方法

1.2.1 氨氮浓度测定方法

氨氮的含量采用中华人民共和国环境保护行业标准 HJ/T535-2009 的纳氏试剂-分光光度法来进行测定。

1.2.2 菌种浓度测定方法

菌种浓度采用比浊法,利用分光光度计测定600 nm 波长下的吸光度(OD600)来测定。其原理是:当光线通过菌种菌悬液时,菌体的散射和吸收效果使光线的透过量降低,在一定的吸光度范围内,细胞浓度与透光度成反比,与吸光度成正比。

1.2.3 菌悬液制备方法

用接种环取一环菌种在50 ml 富集培养基中,在120 r/min, 30℃的条件下培养24 h,之后于8 000 r/min 的离心机中离心10 min,弃去上清液,加入经过灭菌的生理盐水对菌种进行洗涤,在8000r/min 的离心机中再次离心10 min,弃去上清液,用生理盐水再次进行洗涤,共洗涤三次。在最后离心所得的菌种中加入一定量的生理盐水,测定吸光度在0.8-1.2之间,所得菌种混合液即为接种所用菌悬液。

1.2.4 菌种保存方法

划取纯化得到的单菌落,转接到唯一碳源固体斜面培养基上,于30℃恒温培养箱培养2 d,之后置于4℃的冰箱中进行保存,用于以后研究所用。

2 结果与讨论

2.1 氨氮降解菌种 A1 的鉴定

菌种 A1 表面特征如图1所示,观察菌种 A1 的菌落特征,并对其生理生化特性鉴定。

菌种 A1 在富集培养基上生长,菌落表面光

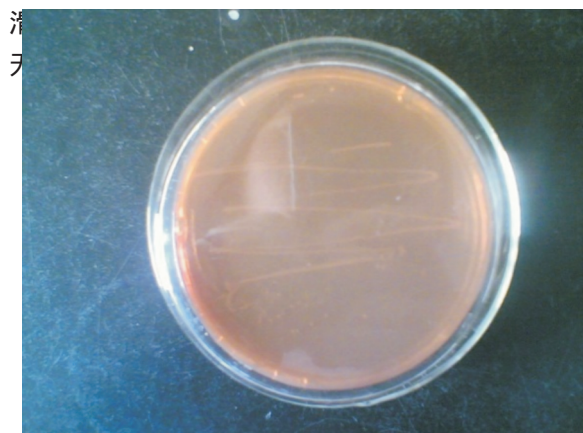


图1 菌种 A1 划线结果

对菌株生理生化鉴定主要是考察了革兰氏染色、淀粉水解实验、甲基红(M·R)实验、乙酰甲基甲醇(V·P)实验、纤维素水解实验、吲哚实验和明胶液化实验。

测定结果如表2所示。

表2 菌株生理生化特性

实验项目	A1
革兰氏染色实验	+
淀粉水解	-
甲基红实验(M.R)	-
伏普实验(V.P)	-
纤维素水解实验	-
吲哚实验	+
明胶液化实验	-

注: + 表示阳性; - 表示阴性。

经菌落观察和生理生化特性,初步鉴定上述菌种均为假单胞杆菌菌种^[9]。

2.2 氨氮降解菌种 A1 降解特性研究

2.2.1 pH 值对氨氮降解菌降解效果的影响

当温度为30℃,菌种接种量5%,初始氨氮浓度为200 mg/L,转速120 r·min⁻¹时,考察菌种在不同pH值(pH=6.0,6.5,7.0,7.5,8.0,8.5,9.0)的条件下培养48 h后的菌种浓度和氨氮的降解情况,实验结果如图2所示。

由图2可知,该菌在碱性条件下对于氨氮的降解效果明显优于在酸性条件下,主要是因为微生物降解氨氮时需要一定的碱度。pH值为8.0时,菌种降解氨氮的效率最高,为84%,菌种浓度最大,为0.70。当pH值小于8.0时,菌株生长速率及氨氮的去除率随pH值的增加而增大,当pH值大于8.0时,菌株生长速率及氨氮去除率随pH的升高均有所降低。

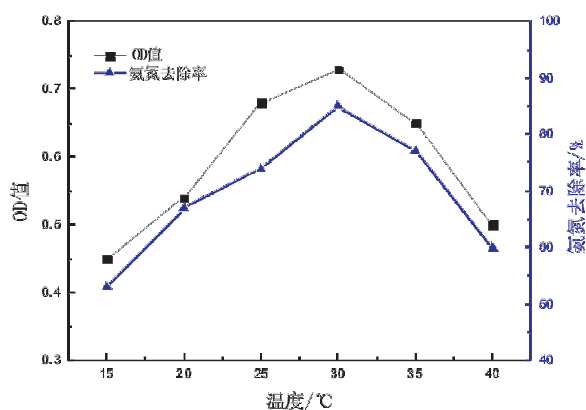


图2 pH值对氮氮降解菌降解性能的影响

pH值过高或过低,都会抑制菌种的生长和对氮氮的去除效果,主要是因为:①pH值影响微生物酶的活性;②当pH值较大或者较小时,溶液中 H^+ 或者 OH^- 的浓度较高,破坏了生物膜内外的氢离子浓度梯度,改变膜的通透性,进而影响微生物对基质的吸收能力^[10]。因此,确定最佳pH值为8。

2.2.2 温度对氮氮降解菌降解效果的影响

当pH值为8,菌种接种量为5%,初始氮氮浓度为200 mg/L,转速为 $120 r \cdot \min^{-1}$ 时,考察菌种在不同温度(15 °C, 20 °C, 25 °C, 30 °C, 35 °C和40 °C)的条件下培养48 h后的菌种浓度和氮氮的降解情况,实验结果如图3所示。

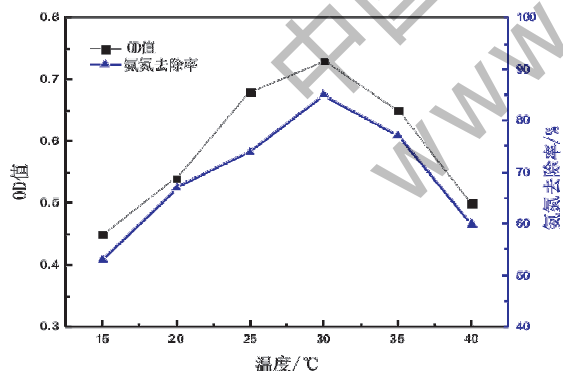


图3 温度对氮氮降解菌降解性能的影响

由图3可知,该菌在温度为30 °C时,菌种降解氮氮的效率最高,为85%,菌种浓度最大,为0.73。当温度小于30 °C时,菌株生长速率及氮氮的去除率随温度的升高而增大,当pH值大于30 °C时,菌株生长速率及氮氮去除率随pH的升高均有所降低。

温度对菌种降解性能的影响,主要是因为:①

影响了微生物体内酶的活性;②温度的上升会使脂肪的流动加快,这会增强细胞膜的通透性。尽管此时酶的活性会有普遍地提高,但是一些酶的最佳功能会发生改变超出正常范围。因此,确定最佳降解温度为30 °C。

2.2.3 菌种接种量对氮氮降解菌降解效果的影响

当pH值为8,温度为30 °C,初始氮氮浓度为200 mg/L,转速为 $120 r \cdot \min^{-1}$ 时,考察菌种在不同菌种接种量(2%, 5%, 10%, 15%)的条件下培养48 h后的菌种浓度和氮氮的降解情况,实验结果如图4所示。

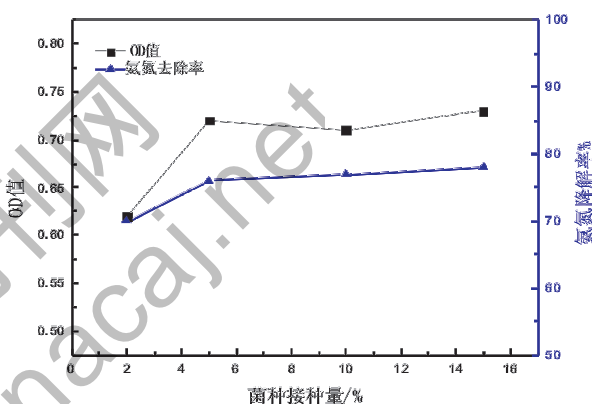


图4 菌种接种量对氮氮降解菌降解性能的影响

由图4可知,菌株生长速率及氮氮的去除率随菌种接种量的增加而增大,主要是因为接种量的增加有助于缩短微生物生长的迟滞期,提高菌种的降解速率。菌种接种量在2%~5%时,菌株生长速率及氮氮去除率均提高较多,而继续增加菌种接种量菌株生长速率及氮氮去除率提高较少,且增加菌种接种量成本较高。综合考虑氮氮去除率及成本问题,选定最佳菌种接种量为5%。

2.2.4 菌种生长曲线及降解特性

在pH值为8,温度为30 °C,菌种接种量为5%,初始氮氮浓度为200 mg/L,转速为 $120 r \cdot \min^{-1}$ 的条件下,将增殖培养所得的菌种菌悬液接种于唯一碳源培养基中,进行振荡培养。测定不同培养时间的菌种浓度和氮氮浓度,实验结果如图5所示。

由图5知,0~28 h为菌种生长的停滞期,28~82 h为菌种的对数生长期,82~120 h为菌种生长的稳定期,120 h后为菌种生长的衰亡期。由氮氮降解曲线可知,氮氮的降解主要发生在菌种的对

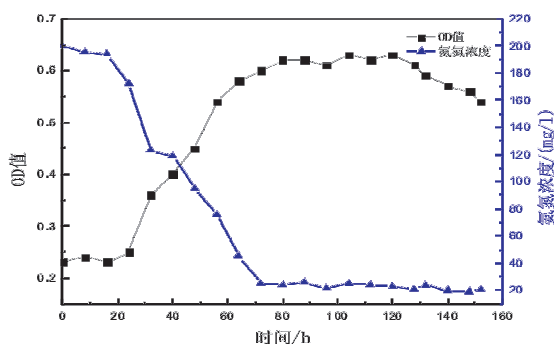


图5 菌种生长曲线及氨氮降解曲线

数生长期,这主要是因为菌种在对数生长期时繁殖生长能力较强,对碳源的需求量大,因此在此期间,氨氮降解迅速,氨氮去除量大。培养120 h后,碳源相对减少,随着营养物质的逐渐减少,菌体开始部分死亡,此阶段为菌种生长的衰亡期,菌种浓度下降的原因有两个:一是由于部分菌体因为粘结成菌胶团而沉积在培养瓶底部;二是菌种受到毒害而发生自溶现象,造成培养液中的菌体密度的下降,或者代谢产生大量积累对菌体本身产生毒害,菌种的生长速率逐渐下降甚至为零,死亡数渐增,菌种进入衰亡期。

3 结论

从焦化废水处理系统中分离出一株降解性能较好的氨氮降解菌,经过生理生化鉴定初步鉴定为假单胞杆菌属;

确定该菌株的最佳降解条件为:pH8.0, 温度

30 ℃,菌种量5%。在此条件下,对200 mg/L的氨氮去除率达到89.5%,并且确定了菌种C3可利用氨氮作为唯一能源。

参考文献:

- [1] 杨利均,周丹,罗仙平.焦化废水及其处理技术现状研究[J].四川有色金属,2011,12(4):55-56.
- [2] Vassilis C. Stamoudis, Richard G. Luthy. Determination of Biological Removal of Organic Constituents in Quench Waters from High-Btu Coal-Gasification Pilot Plants. Water Research 1980, 14: 1143-1156.
- [3] Richard W. Walters, Richard G. Luthy. Liquid/Suspended Solid Phase Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Coal Coking Wastewaters. Water Research 1984,18(7):795-809.
- [4] 胡钰贤,郭亚兵.焦化废水及其处理技术[J].机械工程与自动化,2004,5:97-100.
- [5] 张计宏.焦化废水A1-A2-O-M工艺A1-A2段生物处理实验研究,[学位论文],太原:太原理工大学,2005.
- [6] Donghee Park, Dae Sung Lee, Young Mo Kim, Jong Moon Park. Bioaugmentation of cyanide-degrading microorganisms in a full-scale cokes wastewater treatment facility. Bioresource Technology 2008, 99: 2092-2096.
- [7] Donghee Park, Young Mo Kim, Dae Sung Lee, Jong Moon Park. Chemical treatment for treating cyanides-containing effluent from biological cokes wastewater treatment process. Chemical Engineering Journal 2008, 143: 141-146.
- [8] 彭云华.对固定化微生物技术净化有机废水最佳方法的探讨[J].城市给排水,2005(5):21-24.
- [9] 东秀珠,蔡妙英.常见细菌系统鉴定手册[M].北京:科学出版社,2001.
- [10] 邢其毅.基础有机化学[M].北京:高等教育出版社,1993,23-27.

(上接第15页)

- [7] 尹敏敏,乔梦君,李志鹏,等.水解酸化-改良UASB-填料CASS工艺处理酒精废水研究[J].环境科技,2015,28(3):38-40.
- [8] 李婉茹,潘喜平,徐文红,等.啤酒废水处理工程实例分析[J].环境科技,2013,26(3):39-41.
- [9] 薛艳龙.UASB-生物接触氧化工艺处理酒精废水的研究[D].石家庄:河北科技大学,2012.
- [10] 刘华,孙丽娜,陈锡剑,等.酒精废水处理及资源利用[J].环境科学与技术,2011,34(4):180-183.
- [11] 樊新生,林王春,高建强,等.升流式厌氧污泥床-接触氧化工艺在酒精废水处理中的应用[J].环境工程,2005,23(2):21-23.
- [12] 林华,陈志明,莫智明,等.木薯淀粉废水处理技术研究进展[J].大众科技,2013,15(161):56-57.
- [13] 王玉萍.混凝+UMAR+CASS组合工艺在木薯淀粉酒精废水处理过程中的应用[J].轻功科技,2014,(6):119-121.

- [14] 李媚,廖安平,梁炳池,等.混凝法处理木薯淀粉废水[J].广西民族学院学报(自然科学版),2001(5):101-103.
- [15] 连雪灵.混凝法处理淀粉废水研究[J].科技信息,2010(27):415.
- [16] 耿翠玉,杨映,乔瑞平,等.臭氧氧化深度处理木薯酒精废水的实验研究[J].环境工程,2016,(Z34):35-38.
- [17] 易封萍.臭氧-混凝法处理造纸废水[J].工业水处理,2001(1):34-36.
- [18] 耿媛媛,候永江,杜金梅,等.多相催化臭氧氧化技术中催化剂的研究进展[J].工业水处理,2011,31(2):8-12.
- [19] 岑超平.木薯淀粉废水的絮凝法处理[J].上海环境科学,2001,20(1):31-32.
- [20] 罗刚,谢丽,周琪,孙佳伟,等.木薯酒精废水资源化处理技术现状与发展[J].工业水处理,2008,(8):1-4.