

改进型移动床生物膜反应器处理有机废水的试验

楼菊青

(浙江工商大学环境工程系, 浙江 杭州 310035)

摘要 改进型移动床生物膜反应器(CMCBR)是在普通移动床生物膜反应器中引入导流板,使填料在全池循环移动,消除了普通移动床生物膜反应器的死角。在 CMCBR 处理模拟生活污水的试验中,研究了有机物的去除效果,考察了容积负荷、水力停留时间、冲击负荷等参数对处理效果的影响。试验发现,在填料填充比例为 50%(体积比)进水 COD 质量浓度为 320~550 mg/L,水力停留时间为 3 h 的条件下,出水 COD 质量浓度小于 100 mg/L,达到国家污水综合排放标准的一级标准。反应器具有较强的抗冲击负荷能力,出水水质稳定。

关键词 有机废水;废水处理;移动床;生物膜反应器

中图分类号:X703 文献标识码:A 文章编号:1004-693X(2007)03-0063-04

Study on a modified moving bed biofilm reactor for treatment of organic wastewater

LOU Ju-qing

(Department of Environmental Engineering of Zhejiang Gongshang University, Hangzhou 310035, China)

Abstract A modified moving bed biofilm reactor was designed by adding flange plate to ordinary moving bed biofilm reactor(MBBR). The filling materials can circulate in the modified MBBR. The modified MBBR was used for treatment of domestic wastewater in order to study the removal efficiency of organic matters and investigate the influence of volumetric loading, hydraulic retention time(HRT) and shock loading on the treatment effect. It shows that under the conditions that the volume ratio of fillings was 50%, the COD concentration was 320—550 mg/L, and HRT was 3h, the concentration of effluent COD was less than 100 mg/L, which satisfied the first grade of national standard for wastewater discharge. The reactor has a high toleration to COD loading shock and it could keep the effluent quality stable.

Key words organic wastewater; wastewater treatment; moving med; biofilm reactor

移动床生物膜反应器(Moving Bed Biofilm Reactor,简称 MBBR)是一种新型生物膜反应器,具有许多显著的优点。但是,这种反应器内设填料,由于填料在反应器中移动不均匀,存在较大的死角^[1]。本试验采用的改进型移动床生物膜反应器(CMCBR)是在传统移动床生物膜反应器中引入导流板进行改良后形成的一种新型工艺,其性能介于填料固定的生物接触氧化法和载体运动的生物流化床之间。它克服了接触氧化法固有的填料易堵塞、生物膜易结团的缺点,也解决了生物流化床三相分离的困难以及动力消耗高的问题^[2],并且运行中反应器内填料移动均匀。通过改进它的结构和运行方

式,提高了反应器的效能。

CMCBR 分 3 个区:回落区、提升区和沉淀区(见图 1)。提升区和回落区用导流板隔开,在提升区的底部安装有微孔曝气装置。在提升区,具有一定压力和流量的压缩空气通过微孔曝气装置进入池内,在空气的提升下,载体、污水、气体在池内形成三相流,以较高的流速向上移动,载体从提升区上升到导流板上方后在回落区回落,当载体回落到导流板底部时,载体又由于惯性运动进入提升区并被提升,由此形成载体的循环移动,从而达到与废水的充分接触混合,强化了生物膜与污水之间的接触,载体表面的生物膜不断摄取水中的有机物和溶解氧,使污水得到净化。

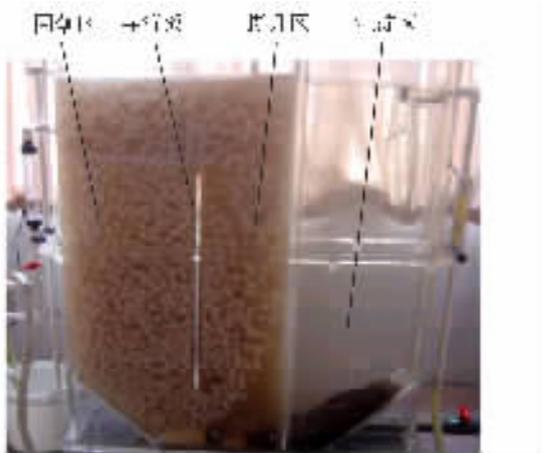


图1 运行中的 CMCBR

1 材料与方法

1.1 废水水质

为更稳定和方便地控制试验条件、确保试验数据的可信度,试验采用人工合成的模拟生活污水,合成污水采用工业葡萄糖为碳源,氯化铵和磷酸二氢钾为氮源和磷源,外加少量微量元素,按 BOD:N:P = 100:5:1 配制。配制污水 BOD:COD ≈ 0.7^[3]。

1.2 试验装置

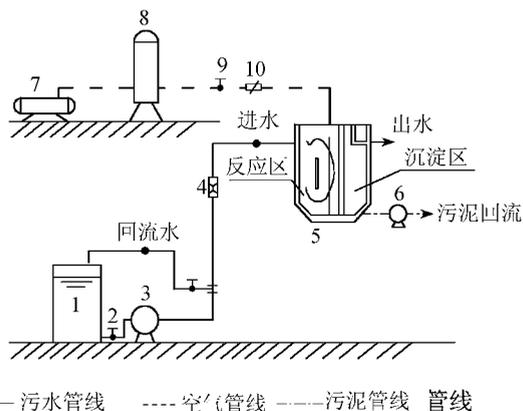
装置见图 1,试验所用的 CMCBR 呈长方形,长 1 m,宽 0.25 m,高 1.4 m,有效水深为 1.2 m。反应区包括提升区和回落区,体积为 172 L,沉淀区为 80 L。

本试验选用了宜兴东方环保设备厂生产的多面空心球填料 QX—50^[4]。填料填充比通过前期试验确定为 50%。

挂膜用的接种污泥取自杭州四堡污水处理厂,采用快速排泥法挂膜^[5-6]。

1.3 工艺流程

工艺流程见图 2。



1—配水箱;2—进水阀;3—进水泵;4—水流量计;5—CMCBR;6—污泥回流泵;7—空气压缩机;8—贮气罐;9—进气阀;10—空气流量计

图2 工艺流程

1.4 分析项目及方法

YS152 型溶解氧测定仪检测温度和溶解氧;标准重铬酸钾法检测 COD;XSP-3C 型生物显微镜观察生物相;103 ~ 105℃ 烘至恒重,电光天平称测生物量;MA235 型 pH 计测 pH 值。分析方法见文献 [7]。

2 试验结果及分析

2.1 容积负荷与去除率的关系

在 CMCBR 挂膜成功并达到稳定运行后,在不同停留时间分别测定反应器进出水 COD 的质量浓度。当进水 COD 质量浓度为 300 ~ 550 mg/L,连续运行的 COD 去除负荷与容积负荷关系见图 3。容积负荷与 COD 去除率的关系见图 4。

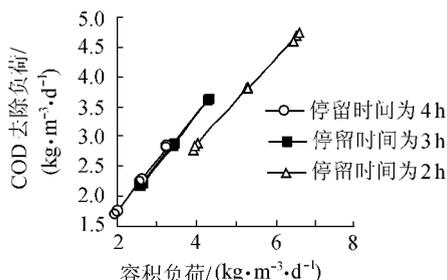


图3 容积负荷与 COD 去除负荷的关系

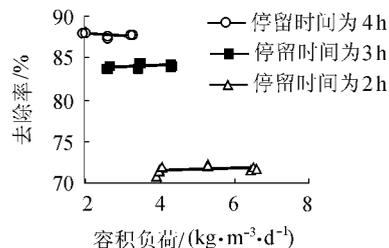


图4 容积负荷与 COD 去除率的关系

由图 3 可以看出,COD 去除负荷与容积负荷成直线关系,说明反应器具有较大的处理潜能,反应器的实际效能受基质数量的限制,在此情况下,反应器具有较高的抗负荷冲击能力。

由图 4 可见,在相同的水力停留时间的情况下,COD 去除率基本稳定,不随容积负荷的增大而变化。但在不同的水力停留时间下,相同容积负荷的 COD 去除率相差很大。当进水容积负荷接近时,水力停留时间越长,COD 去除率越高。水力停留时间为 4h 时,COD 平均去除率高达 87.7%;水力停留时间降为 3h 时,COD 平均去除率仍可达 84%;水力停留时间继续降为 2h 时,若保持进水浓度不变,则 COD 平均去除率降至 71.7%。当水力停留时间调控至 2h,若进水 COD 质量浓度小于 350 mg/L,则出水 COD 质量浓度仍可达国家污水综合排放标准的

一级标准 (COD 质量浓度小于 100 mg/L)。但当水力停留时间延长至 4 h 以上时, COD 去除率提高不明显。此外, 随着停留时间的缩短, 生物有机负荷升高, 生物膜脱落加剧, 出水中夹带的生物膜增大, 出水水质变差。延长停留时间可以改善出水水质, 但反应器容积负荷降低, 单位废水处理量的工程造价和运行费用增大。综合考虑容积负荷、去除效率与经济效益, 在实际运行中宜将停留时间控制为 3 h。

2.2 冲击负荷对去除率的影响

2.2.1 故障的冲击

实验装置在运行期间曾因多次停电而中断曝气和进水, 每次中断时间基本上在 6~7 h, 由于停水和停气, 微生物中断了氧气和营养物的供应, 但在来电后的第 2 天, 装置基本恢复正常运行, COD 去除率达 81% 以上。CMCBR 对停水停电等故障的适应能力很强。

2.2.2 水量的冲击

为了考察水量对 CMCBR 冲击的影响, 在水力停留时间为 4 h, 进水 COD 质量浓度为 320 mg/L 左右时, 突然将停留时间降为 2 h, 24 h 后将停留时间恢复至 4 h, 分别测定进水 COD 质量浓度和出水溶解性 COD 质量浓度和总 COD 质量浓度。测定结果见图 5。

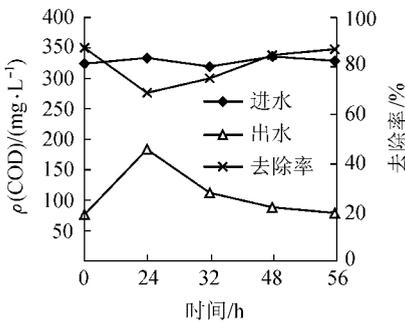


图 5 水量冲击对 COD 浓度及去除率的影响

当水量增大到 200% 时, CMCBR 的 COD 去除率下降 18.6%。大约 56 h 后, COD 去除率恢复到 87% 左右。究其原因是水量突然增加后, 反应器内有一部分微生物被水流冲出, 导致出水总 COD 浓度上升, 当装置恢复正常后, 随出水流失的生物量减少, 出水也从原来比较浑浊变得比较清澈。

2.3 生物膜量

载体的粒径和数量确定以后, 生物膜的厚度决定了反应器中的微生物浓度, 微生物浓度与处理效率密切相关^[8]。

当生物膜厚度较小时, 所有生物膜都具有活性, 这时生物膜量的增加可提高处理效率。当生物膜厚

度超过一定限度时, 尽管生物膜总量仍在增大, 但活性却很快降低, 造成处理效率下降。在紊流比较剧烈的反应器中, 生物膜厚度通常小于 1 mm^[9]。反应器内的生物量见表 1, 停留时间为 3 h 时, 生物膜量与容积负荷的关系见图 6。

表 1 反应器中的生物量

水力停留时间/h	平均生物膜量/(mg·L ⁻¹)	平均悬浮污泥浓度/(mg·L ⁻¹)	总生物量/(mg·L ⁻¹)
2	2308	397	2705
3	2031	373	2404
4	1789	223	2012

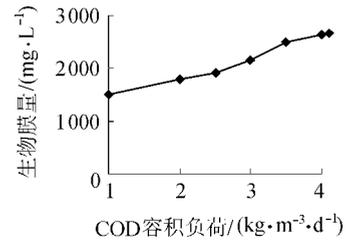


图 6 COD 容积负荷与生物量的关系

一般活性污泥法的生物量为 3000~5000 mg/L, 生物膜法的生物量为 1 万~2 万 mg/L, 生物流化床的生物量可达 1.5 万~4.0 万 mg/L^[10]。CMCBR 内微生物质量浓度虽约为 2100 mg/L, 但可取得较高的处理效率, 主要是因为反应器内的微生物活性较高。反应器对有机物的降解能力不是取决于微生物总量, 而是取决于允许有机物渗透的微生物膜表面大小以及由该表面所包围的活性生物膜厚度。本实验过程中, 在水流剪切力与载体间摩擦碰撞的共同作用下, 生物膜表面更新很快, 生物膜基本生长在载体的内部和叶瓣之间, 由于生物膜能够生长的空间有限, 反应器内生物浓度不高, 但几乎所有生物都具有较高的活性。

从图 6 可以看出, 随着负荷的提高, 生物膜量增加, 并逐渐趋于稳定。一般情况下, 负荷越高, 生物增殖速率越快, 生物膜越厚。由于过厚的生物膜常阻碍营养物与氧的传递, 易导致生物膜内层缺氧, 生物平均活性降低, 反应器处理效果变差。CMCBR 则通过控制生物膜厚度而获得了高生物活性, 即表现为以“质”取胜而非以“量”取胜。

3 结论

a. 水力停留时间是影响 CMCBR 的关键参数, 当水力停留时间分别为 2 h、3 h、4 h 时, 去除率分别为 71.7%、84%、87.7%。在实际运行中水力停留时间可采用 3 h。当进水 COD 质量浓度为 320~550 mg/L, 停

留时间为 3h 时,出水 COD 质量浓度小于 100mg/L,达到国家污水综合排放标准的一级标准。

b. CMCBR 具有较强的抗故障、抗水量冲击的能力,具有出水稳定的特点。

c. CMCBR 的生物膜活性比一般的生物膜法、传统的活性污泥法和生物流化床的生物活性要高。

d. 实验过程中,CMCBB 内的生物浓度不高,主要原因有:①由于填料在水中不断地循环移动,受气流和水力剪切作用,使得填料上的生物膜很薄;②整个实验过程中未采取污泥回流措施,如采用污泥回流,则可提高反应器的悬浮污泥浓度,从而可进一步提高装置的去除效率。

CMCBB 在处理生活污水时,可获得高活性的生物膜和较高的去除率,且具有较强的抗冲击负荷能力,出水水质稳定。

参考文献:

[1] 张景丽,幸福堂.移动床生物膜工艺特点、研究现状及发展[J].工业安全与环保,2003,29(4):13-15.
[2] 陈若宇,邢国平,孙宝盛.循环移动载体生物膜反应器水力特性探讨[J].工业用水与废水,2002,33(1):21-23.

[3] ZHOU P, HE J. Biofilm airlift suspension reactor treatment of domestic wastewater[J]. Water, Air and Soil Pollution, 2003, 144(1):81-100.
[4] 汪晓军,罗芳旭,何翠萍,等.亲水性塑料弹性填料生物膜法处理模拟废水的研究[J].环境污染治理技术与设备,2003,4(4):31-34.
[5] 俞汉青,顾国维.生物膜反应器挂膜方法的试验研究[J].中国给水排水,1992,8(3):13-17.
[6] ALVES C F, MELO L F, VIEIRA M J. Influence of medium composition on the characteristics of a denitrifying biofilm formed by *Alcaligenes denitrificans* in a fluidised bed reactor[J]. Process Biochemistry, 2002, 37(8):837-845.
[7] 国家环保总局.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.
[8] 潘涛,鄢扬善.三相生物流化床中生物膜厚度研究[J].中国给水排水,1999,15(6):5-8.
[9] 周平,王世和.生物膜厚度对流化床反应器性能影响分析[J].环境科学,1994,15(2):1-5.
[10] GAI S L, BAUMANN K H. The role of the liquid phase in the degradation of toluene and m-Cresol within a biofilm trickle-bed reactor[J]. Engineering in Life Sciences, 2001, 13(4):159-172.

(收稿日期 2006-10-18 编辑 舒建)

(上接第 47 页)

[4] 刘恩峰,沈吉,朱育新,等.太湖沉积物重金属及营养盐污染研究[J].沉积学报,2004,22(3):507-512.
[5] 陈瑞生,黄玉凯,高兴斋,等.河流重金属污染研究[M].北京:中国环境科学出版社,1987.
[6] YANG H D, ROSE N, BATTARBEE R W. Distribution of some trace metals in Lochnagar, a Scottish mountain lake ecosystem and its catchment[J]. The Science of the Total Environment, 2002, 285:197-208.
[7] SULLIVAN K A, MASON R P. The concentration and distribution of mercury in Lake Michigan[J]. The Science of the Total Environment, 1998, 213:213-228.
[8] SONESTEN L. Mercury content in roach (*Rutilus rutilus* L.) in circumneutral lakes-effects of catchment area and water chemistry[J]. Environmental Pollution, 2001, 112:471-481.
[9] 惠阳,徐盈,汤庆合,等.湖北鸭儿湖表层沉积物与鱼体中 Hg 质量比的相关性研究[J].安全与环境学报,2005,5(1):9-11.
[10] 黄祥飞,陈伟民.湖泊生态调查观测与分析[M].北京:中国标准出版社,1998.
[11] 王春雨,黄荣贵,万国江.SWB-1 型便携式湖泊沉积物-界面水采样器的研制[J].地质地球化学,1998,16(1):

94-96.

[12] 于沛芬.松花江水系鱼体中痕量重金属锌、铜、铅、镉的监测[J].水产学杂志,1994,7(2):96-97.
[13] 阮晓,郑春霞,王强,等.重金属在罗非鱼淡水白鲢和鲤鱼体内的蓄积[J].农业环境保护,2001,20(5):357-359.
[14] 苏秋克,蒋敬业,马振东.武汉市湖泊汞污染现状研究[J].地质科技情报,2004,22(3):83-88.
[15] 国家环境监测总站.中国土壤元素背景值[M].北京:中国环境科学出版社,1990.
[16] 夏家淇.土壤环境质量标准详解[M].北京:中国环境科学出版社,1996.
[17] DUPRE T P, GRANIER T J, KEIFE S, et al. Variation of mercury concentration in fish taken from Lake Boeuf, Southeastern Louisiana[J]. Microchemical Journal, 1999, 61:156-164.
[18] KOTNIK J, HORVAT M, MANDIC V, et al. Influence of the sostanj coal-fired thermal power plant on mercury and methyl mercury concentrations in Lake Velenje, Slovenia[J]. The Science of the Total Environment, 2000, 259:85-95.
[19] HUGGETT D B, STEEVENS J A, ALLGOOD J C, et al. Mercury in sediments and fish from North Mississippi Lakes[J]. Chemosphere, 2001, 42:923-929.

(收稿日期 2005-09-25 编辑 徐娟)