

SBR 法处理高浓度生活污水研究

强 虹, 梁东丽, 肖 佳, 张兴昌

(西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

[摘 要] 对 SBR 法处理高浓度生活污水的可行性进行了研究。结果表明, 该工艺在悬浮性固体 (MLSS) 含量为 3 g/L, COD 容积负荷为 1.0 kg/(kg·d), 好氧 4 h, 溶解氧 (DO) 3~5 mg/L; 厌氧 2 h, DO<0.2 mg/L; 好氧 1 h, DO 3 mg/L; 缺氧 1 h, DO<0.5 mg/L 以及试验温度 22~28℃, 周期为 9 h 的运行条件下, 对 COD、NH₄⁺-N、TP 去除率分别为 97.5%, 94.9%, 97.1%; 该工艺有利于反硝化除磷过程的同步实现, 其适宜的污泥龄为 20 d。

[关键词] 序批式活性污泥法; 高浓度生活污水; 污水处理; 脱氮; 除磷

[中图分类号] X131.2

[文献标识码] A

[文章编号] 1671-9387(2007)04-0203-05

Study on high concentration municipal wastewater treatment by sequencing batch reactor

QIANG Hong, LIANG Dong-li, XIAO Jia, ZHANG Xing-chang

(College of Source and Environment, Northwest A & F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: The paper tests the possibility of treating high concentration municipal waste water by using Sequencing Batch Reactor. Results show that, when mixed liquid suspended solid is 3 g/L, sludge loading is 1.0 kg/(kg·d), aeration is 4 h, DO 3~5 mg/L; anaerobic 2 h, DO<0.2 mg/L; aeration 1 h, DO<0.5 mg/L, temperature 22~28℃, and the cycle is 9 h, the removal efficiency of COD, NH₄⁺-N and TP reaches 97.5%, 94.9%, 97.1% respectively. Simultaneous dephosphatation and denitrification are also proved by SBR. All these confirm that the best sludge retention time is 20 d.

Key words: SBR; high concentration municipal waste water; waste water treatment; denitrification; dephosphatation

高浓度生活污水中含有大量的碳、氮、磷等营养性有机污染物。直接排放或处理不当将会造成严重污染, 同时又造成巨大浪费。如何高效处理高浓度生活污水, 使其污染降低, 甚至使其回用于生活与生产之中是一个关键性的研究课题。序批式活性污泥法 (Sequencing Batch Reactor, SBR) 以其工艺简单, 高效耐冲击, 特别是其良好的脱氮除磷效果越来越引起人们的重视^[1-6]。传统的 SBR 脱氮除磷工艺是利用厌氧/好氧交替运行模式实现的, 但是通常情况

下污水中有机质 (Chemical oxygen demand, COD) 常常成为该生物反应过程的限制性因素^[7]。这是由于在厌氧阶段反硝化菌消耗大量有机质, 从而抑制聚磷菌对磷的释放, 进而减弱了好氧阶段聚磷菌的过量摄磷, 导致除磷效果较差。近年来有研究表明^[8-10], 反硝化聚磷菌 (Denitrifying Phosphate Accumulating Organisms, DNPAOS) 能在缺氧环境下, 以 NO₃⁻-N 作为电子受体来实现同步反硝化和过量吸磷作用。这不仅节省了传统工艺中反硝化所

[收稿日期] 2006-03-07

[基金项目] 西北农林科技大学基金项目 (042M098)

[作者简介] 强 虹 (1973-), 女, 陕西千阳人, 讲师, 在读博士, 主要从事污水处理研究。

[通讯作者] 梁东丽 (1963-), 女, 陕西铜川人, 副教授, 博士, 主要从事环境化学和环境监测研究。

需的碳源,避免了反硝化菌和聚磷菌之间的竞争,而且也节省了好氧吸磷过程中的耗氧量。目前,有关利用反硝化脱磷生物过程 SBR 工艺对高浓度生活污水处理的研究尚未见报道,本试验采用强化反硝化脱磷过程的 SBR 法处理高浓度生活污水,对该过程的最佳工艺条件及最佳污泥龄进行了研究,以期寻求高浓度生活污水处理的有效途径提供参考依据。

1 试验装置与方法

1.1 试验装置

SBR 工艺是利用 KL-1 型单阶完全混合曝气设

备,并采用时序控制来完成的。

SBR 反应器由空气扩散器、机械搅拌器、进出水管等组成。采用 pH 计和溶氧仪监控运行过程中的相关参数,曝气桶的有效容积为 20 L,采用鼓风曝气。曝气和沉淀工序为自动控制,而进水和出水手动控制(图 1)。

1.2 试验方法

1.2.1 高浓度生活污水的配制 为模拟高浓度生活污水水质,本试验采用每日现配的新鲜水样,其水质成分见表 1。

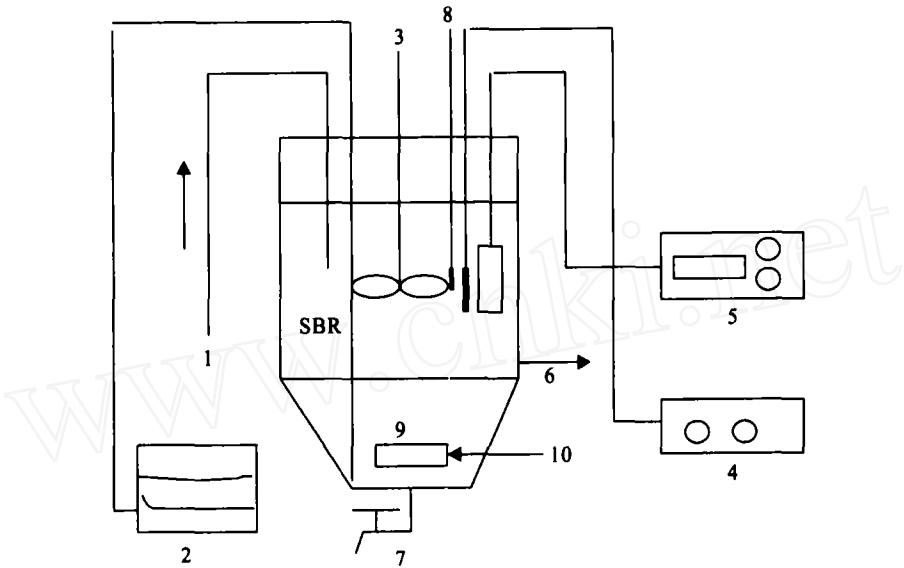


图 1 SBR 反应器装置图

1. 进水管;2. 污泥槽;3. 机械搅拌器;4. pH 计;5. 溶氧仪;6. 出水管;7. 排泥管;8. 温度计;9. 空气扩散器;10. 压缩空气

Fig. 1 Experimental equipment on Sequencing Batch Reactor

1. Inlet ;2. Waste sludge trough ;3. Mechanical stirrer ;4. pH meter ;5. DO meter ;6. Outlet ;7. Residual sludge outlet ;
8. Temperature meter ;9. Air diffuser ;10. Compressed air

表 1 自配高浓度生活污水水质成分

Table 1 Composition of municipal wastewater with high concentration prepared by experimenter mg/L

污染物 Contaminants		营养液 Nutrient	
成分 Composition	含量 Concentration	成分 Composition	含量 Concentration
葡萄糖(提供 COD) Glucose (as COD)	1 000~1 300	FeCl ₃	0.181
NH ₄ Cl(作为 N 源) NH ₄ Cl (as N)	22~30	CuSO ₄ · 5H ₂ O	0.006
vKH ₂ PO ₄	8~14	KI	0.036
MgSO ₄ · 7H ₂ O	40	MnCl ₂ · 4H ₂ O	0.012
CaCl · H ₂ O	50	ZnSO ₄ · 7H ₂ O	0.004
碱液(CaCO ₃) Alkalinity(CaCO ₃)	60	CoCl ₂ · 6H ₂ O	0.030
		EDTA	2

1.2.2 污泥的驯化 以西安市污水处理厂二沉池的污泥作为接种污泥。为使污泥适应 COD 含量为

1 000~1 300 mg/L 的自配高浓度生活污水水质,在培养前期用自来水将其稀释至 COD 为 600 mg/L 左

右,溶解氧(Dissolved Oxygen, DO)为3~5 mg/L, pH 6~8,全天曝气,接种2 d后沉淀,排出上清液换水。再曝气48 h后换水1次,在这期间根据污泥沉降性能、出水COD及镜检结果不断提高COD负荷,20 d后COD去除率达到80%以上,且待其稳定后驯化结束。

1.2.3 试验运行条件与方式 在试验前,选择活性污泥COD负荷、曝气时间和厌氧时间3个主要影响因素及其不同水平进行正交试验,经过分析比较选择污泥COD负荷为1.0 kg/(kg·d),曝气时间为5 h,厌氧时间为2 h。试验运行的悬浮性固体(Mixture Liquid Suspended Solids, MLSS)含量为3 g/L,温度为22~28℃。试验期间利用NaHCO₃调pH为6~8。

每个运行周期包括4个阶段,具体运行方式为:好氧4 h, DO 3~5 mg/L;厌氧2 h, DO<0.2 mg/L;好氧1 h, DO 3 mg/L;缺氧1 h, DO<0.5 mg/L;沉淀0.5 h,出水10 min,闲置20 min后进入下一个运行周期。

1.2.4 污泥龄对出水水质的影响 为了掌握污泥龄(Sludge Retention Time, SRT)对出水水质的影响,在1.2.3设定的运行条件和运行方式下待出水

COD达80%以上,出水水质稳定后,通过控制污泥排放量改变污泥龄,设置污泥龄分别为5,10,15,20,25,30,35,40 d,均经过3个污泥龄周期的驯化,出水水质稳定后,测定出水COD、NH₄⁺-N和总磷(TP)含量。

1.2.5 具反硝化除磷过程SBR工艺处理高浓度生活污水试验 原水COD为1201.67 mg/L, NH₄⁺-N含量为22.34 mg/L, TP含量为9.16 mg/L,将高浓度生活污水在1.2.3确定的运行条件和运行方式下连续运行,待出水水质稳定后,从运行周期开始,每隔15 min采取水样,测定出水COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和TP含量。

1.3 测定项目与方法

采用国家水质标准^[11]中规定的方法测定出水的COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和TP含量及MLSS, DO和pH。

2 结果与分析

2.1 污泥龄对出水水质的影响

典型运行周期中污泥龄对出水COD、NH₄⁺-N和TP含量的影响如图2和图3所示。

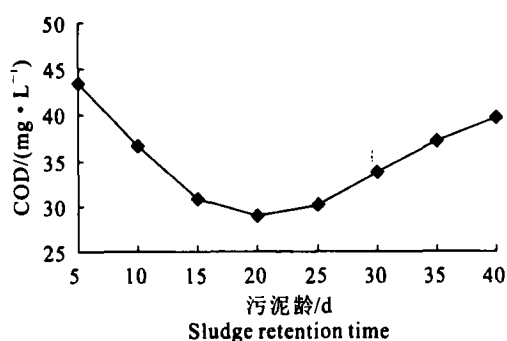


图2 典型运行周期中污泥龄对出水COD含量的影响

Fig. 2 Effect of sludge retention time on COD contents in a typical cycle

由图2和图3可知,随着污泥龄的增加,出水COD、TP、NH₄⁺-N含量均呈先降低后升高的趋势。当污泥龄为5~20 d时,出水COD由43.44 mg/L降为28.99 mg/L, COD去除率达97.6%;出水NH₄⁺-N含量则由4.09 mg/L降为0.83 mg/L, NH₄⁺-N去除率达到96.3%,说明随着污泥的龄增加,污泥负荷增大,沉降性能和出水水质得到改善和提高,同时硝化程度加强;当污泥龄为20~40 d时,出水COD和NH₄⁺-N含量均随着污泥龄的增加而

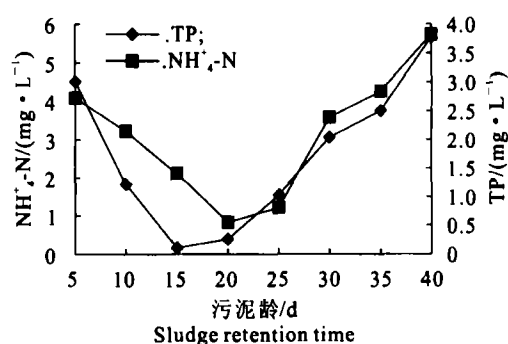


图3 典型运行周期中污泥龄对出水NH₄⁺-N、TP含量的影响

Fig. 3 Effect of sludge retention time on NH₄⁺-N、TP contents in a typical cycle

增加。这可能是由于污泥在反应器中长期滞留,造成部分污泥腐化上浮所致。当污泥龄为5~15 d时,出水TP含量由3.01 mg/L降为0.11 mg/L, TP去除率达99%;当污泥龄为15~40 d时,出水TP含量随着污泥龄的增加而增加。由此可知,与去除COD和NH₄⁺-N所需的最佳污泥龄相比,适合除磷所需的最佳污泥龄较短一些。缩短污泥龄可以排放较多的污泥,从而去除较多的磷^[12],但污泥龄太短,又会将反硝化硫细菌从反应器中排走,导致除

磷率下降^[13]。本试验结果表明,除磷的最佳污泥龄为 15 d,此时出水 TP 含量仅为 0.11 mg/L,当污泥龄为 20 d 时,TP 含量为 0.26 mg/L,但此时出水 COD 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量均最低,为同时兼顾除磷和脱氮的需求,污泥龄以 20 d 为宜。

2.2 SBR 工艺净水过程出水水质分析

对 SBR 工艺一个典型运行周期内的出水水质作全程检测,分析其净水过程。一个典型运行周期出水 COD、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 TP 含量的变化见图 4。

2.2.1 好氧阶段 I (0~4 h) 由图 4 可知,高浓度

污水刚进入 SBR 反应器时,在搅拌、混合稀释和活性污泥吸附的共同作用下,与进水相比,入水的 COD、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、TP 含量均明显下降,分别为 300.7, 18.95, 8.33 mg/L。在好氧阶段 I 的曝气过程中, COD 含量一直下降,至好氧阶段 I 结束时, COD 含量为 94.91 mg/L, COD 去除率达 92.1%。此阶段由于有机物含量较高,自养型硝化菌不占优势, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量降低了 2.08 mg/L, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量则上升了 2.06 mg/L,忽略氮源用于硝化菌合成生长的影响,表明少量的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 。在好氧阶段 I 中 TP 含量基本保持稳定。

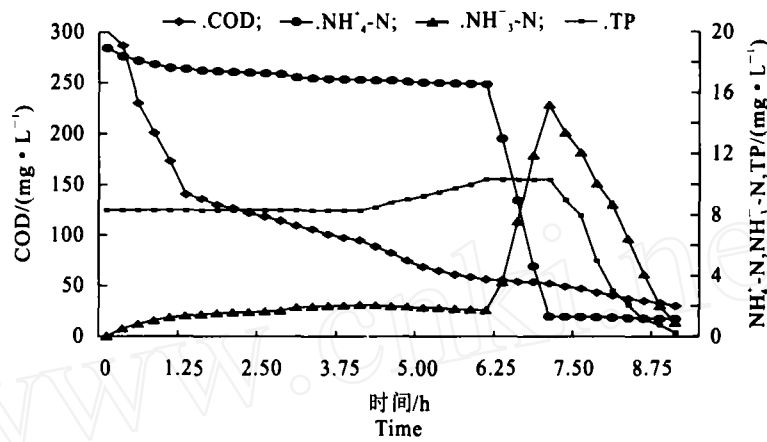


图 4 典型运行周期中出水 COD、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 TP 含量的变化

Fig. 4 Chang of COD, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ and TP in a typical cycle

2.2.2 厌氧阶段 I (4~6 h) 由图 4 可知,在厌氧阶段 I (4~6 h) 中, COD 含量继续呈下降趋势; $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量变化较小,表明 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的转化作用很微弱; TP 含量由 8.3 mg/L 上升为 10.34 mg/L, TP 去除率降低了 22.3%。说明在厌氧条件下,在不存在大量 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 反硝化竞争的情况下,聚磷菌水解体内多聚磷酸盐产生能量,充分利用基质合成聚- β -羟基丁酸盐 (PHB),实现过量释磷。

2.2.3 好氧阶段 II (6~7 h) 由图 4 可知,在好氧阶段 II (6~7 h) 中,主要完成的是硝化作用。由于好氧阶段 I 和厌氧阶段 I 中对 COD 的降解和利用,使 COD 含量逐渐降低,故到此阶段 COD 不再是硝化菌繁殖的抑制因素, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量上升了 13.5 mg/L,而 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量下降了 15.44 mg/L,二者含量的变化几乎相当。

2.2.4 缺氧阶段 II (7~9 h) 图 4 表明,在缺氧阶段 II (7~9 h) 中, TP 含量随 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量的下降而急剧降低,说明在缺氧条件下反硝化除磷菌可能

以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为电子受体,使反硝化和除磷过程同步进行^[13]。对该阶段中的 TP 含量和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量进行相关性分析,结果见图 5。

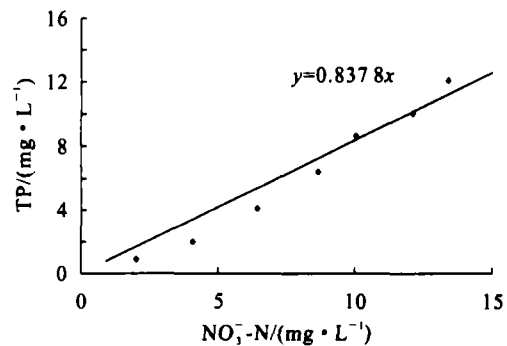


图 5 反硝化脱氮与除磷过程中 TP 含量与 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量的相关性

Fig. 5 Relativity analysis between denitrifying and phosphorus removal

图 5 表明, TP 含量与 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量呈极显著性线性相关,相关系数高达 97.9%,证实了反硝化脱氮和除磷过程同时发生。这不仅避免了由于碳源

不足对除磷过程的抑制作用,同时也减少了好氧摄磷过程所需的耗氧量。

2.3 SBR法处理高浓度生活污水的效果

当MLSS含量为3 g/L,COD容积负荷为1.0 (kg/kg·d),运行方式为:好氧4 h,DO 3~5 mg/L;厌氧2 h,DO<0.2 mg/L;好氧1 h,DO 3 mg/L;缺氧1 h,DO<0.5 mg/L以及试验温度22~28℃,运行周期9 h,污泥龄为20 d,其典型周期出水水质见表2。表2表明,该工艺处理高浓度生活污水的效率极高,出水水质达到并且超过国家污水综合排放一级标准(COD含量为60 mg/L,NH₄⁺-N含量为15 mg/L,TP含量为0.5 mg/L)^[11],不仅COD去除率高,而且脱氮除磷效果较好。

表2 SBR法处理高浓度生活污水的出水水质

Table 2 Results of effluence for municipal wastewater with high concentration by SBR

项目 Item	COD/ (mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/ (mg·L ⁻¹)	TP/ (mg·L ⁻¹)
原水 Waster water	1 201.67	22.34	9.16
出水 Effluent	29.89	1.15	0.26
去除率/% Removal efficiency	97.5	94.9	97.1

3 结 论

(1) SBR法处理高浓度生活污水效果显著。原水(COD、NH₄⁺-N、TP含量分别为1 201.67,22.34,9.16 mg/L)经SBR法处理后,出水的COD、NH₄⁺-N和TP含量分别为29.89,1.15和0.26 mg/L,其去除率分别为97.5%,94.9%和97.1%,超过了国家污水综合排放一级标准。

(2) 缺氧条件下TP含量和NO₃⁻-N含量的相关系数高达97.9%,说明该SBR工艺有利于反硝化菌在缺氧条件下,以NO₃⁻-N作为电子受体使除磷过程得以实现。与薛英文等^[14]的研究结果相比,该工艺条件下的脱氮去磷效果较优。

(3) 利用此工艺在COD负荷1.0 kg/(kg·d),MLSS含量为3 g/L,试验温度为22~28℃的运行条件下,除磷脱氮所需污泥龄以20 d为宜。

[参考文献]

[1] 王淑莹,高春娣,彭永臻,等. SBR法处理工业废水中有机负荷对污泥膨胀的影响[J]. 环境科学学报,2000,20(2):129-133.

[2] 张可方,张朝升,方茜,等. SBR法处理广东地区城市污水实验研究[J]. 广州大学学报,2001,15(8):75-77.

[3] 孙玉琴,葛梅,方胜利. SBR法在上海远东集装箱有限公司污水处理中的应用[J]. 交通环保,18(4):26-29.

[4] 郭霖. SBR工艺污水处理的实践与研究[J]. 铁道设计标准,2002(10):56-58.

[5] 杜军,鲍卫仁,李文英,等. SBR去除废水中的氨氮[J]. 煤炭转化,2000,23(1):29-32.

[6] 邱喜阳,史红文,马松江. SBR法处理酚氰废水的研究[J]. 工业水处理,2005,25(5):50-52.

[7] Kuba T, Wachtmeister A, Van Loosdrecht M C M, et al. Effect of nitrate on phosphorus release in biological phosphorus removal system[J]. Wat Sci Tech,1994,30(6):263-269.

[8] Kuba T, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-stage system[J]. Wat Res,1996,30(7):1701-1710.

[9] Kuba T, Van Loosdrecht M C M, Brandse F A, et al. Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treatment plants[J]. Wat Res,1997,31(4):777-86.

[10] Kerrn-Jespersen J P, Henze M, Strube R. Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor[J]. Wat Res,1994,28(5):1253-1255.

[11] 奚旦立,孙裕生,刘秀英. 环境监测[M]. 北京:高等教育出版社,2004:19-20.

[12] 高宇. SBR生物除磷的研究进展[J]. 重庆工商大学学报,2005,20(1):30-33.

[13] Peng Y Z, Li Y Z, Wang S Y, et al. Denitrification and dephosphatation by anaerobic/anoxic sequencing batch reactor[J]. Chinese J Chem Eng,2004,12(6):877-880.

[14] 薛英文,程晓如,曾勇,等. SBR法处理高浓度城市污水的试验[J]. 武汉大学学报,2005,38(3):92-95.