

沉淀时间及生物膜对实际生活污水形成好氧硝化颗粒污泥的影响

高景峰

(北京工业大学环境与能源工程学院, 北京 100022)

摘要:利用 3 个间歇式活性污泥反应器 (sequencing batch reactor, SBR, 命名为 R1、R2、R3) 和 1 个间歇气提式内循环反应器 (sequencing batch airlift reactor, SBAR, 命名为 R4), 处理低碳氮比实际生活污水, 系统考察改变沉淀时间的方式及器壁生物膜对快速启动硝化好氧颗粒污泥 (aerobic granular sludge, AGS) 反应器的影响。结果表明, R1、R2、R4 的沉淀时间骤降为 2、4、2 min, 由于一次性施加的沉速选择压过强, 造成污泥大量流失, 反应器崩溃, 而后反应器器壁不断长出生物膜, 混合液和出水中出现大量絮状、棒状、颗粒状污泥, 经过 35~40 d 的培养, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 小于 1 mg/L, 这主要是器壁生物膜的作用。反应器中的松软颗粒状污泥并非 AGS, 但它和 AGS 周围都有大量的轮虫等原生动物和后生动物, 这表明生物膜和 AGS 同源。根据污泥沉淀的实际情况, 逐步降低 R3 反应器的沉淀时间为 8、6、5、4 min, 当沉速达到 10 cm/min 时, 污泥开始颗粒化; 沉速达到 12 cm/min 时, 污泥颗粒化基本完成, 共经历了 33 d。AGS 与絮状污泥长期共存, 以 0.3 mm 为界, 两者质量比约为 2:1, AGS 平均粒径在 0.5 mm 左右, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 降解速率是污泥未颗粒化之前的 5 倍。

关键词:实际生活污水; 好氧颗粒污泥; 快速启动; 生物膜; 沉淀时间; 硝化

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)06-1245-07

Effects of Settling Time and Biofilm on the Cultivation of Nitrifying Aerobic Granular Sludge

GAO Jing-feng

(College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China)

Abstract: In order to investigate the effects of decreasing settling time and biofilm on the rapid start-up of aerobic granular sludge reactor for nitrification, the real domestic wastewater was treated in three sequencing batch reactors (SBR, named as R1, R2 and R3) and one sequencing batch airlift reactor (SBAR, named as R4). After decreasing the settling time from 20 min directly to 2, 4 and 2 min respectively in R1, R2 and R4, for the reason that the selective pressure of settling velocity was so strong that the activated sludge was all washed out of the reactors, the three SBRs lost their function of treating wastewater. Then the biofilm grew on the walls of the three reactors, and lots of soft granular-like sludge appeared in the reactors, 35~40 days later. The biofilm made the effluent ammonia of R1, R2 and R4 lower than 1 mg/L. The soft granular-like sludge was not the aerobic granular sludge, but there were lots of rotifers both around the soft granular-like sludge and the aerobic granular sludge. The phenomena showed that aerobic granular sludge was one type of biofilm. In R3 the settling time was shortened gradually from 20 min to 8, 6, 5 and 4 min. When the settling velocity was 10 cm/min, the activated sludge began to granulate, and when the settling velocity reached 12 cm/min, the aerobic granular sludge became dominant in the reactor, but the sludge floc coexisted with aerobic granular sludge. It took 33 days to cultivate aerobic granules in R3. The average diameter of the aerobic granular sludge was 0.5 mm, the ratio of aerobic granular sludge to sludge floc by weight was 2:1, and the ammonia oxidized rate of aerobic granular sludge was 5 times as the sludge floc's.

Key words: real domestic wastewater; aerobic granular sludge; rapid start-up; biofilm; settling time; nitrification

好氧颗粒污泥 (aerobic granular sludge, AGS) 反应器具有占地面积小、高污泥负荷、良好的污泥沉淀性能、低污泥产率、不需额外增加投资等许多显著优点。绝大多数研究者利用圆柱形上向流间歇式反应器 (SBR), 使用人工配制的溶解性易降解有机底物培养 AGS^[1,2]; 目前有研究者利用 AGS 脱氮除磷^[3~5]、处理持久性有机污染物^[6,7]。只有少数研究者利用 AGS 处理实际废水, 如乳制品废水^[8]、麦芽加工废水^[9]。

影响 AGS 形成的主要因素有沉淀时间^[10]、水力剪切力^[11]、胞外多聚物^[12]等。有研究者利用厌氧颗粒污泥接种形成 AGS^[13], 但是市售厌氧颗粒污泥价格偏高, 因此必须解决如何使用普通活性污泥快速

收稿日期: 2006-06-08; 修订日期: 2006-08-15

基金项目: 国家自然科学基金项目 (50508001); 北京市教育委员会科技发展计划面上项目 (KM200510005020); 北京市科技新星计划 A 类 (2006A10)

作者简介: 高景峰 (1974~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: gao.jingfeng@bjut.edu.cn

形成 AGS 的问题. 目前文献关于培养 AGS 的时间存在很大差异, 代尔夫特技术大学课题组和南洋理工大学课题组报道利用人工配制的溶解性废水可在 14~28 d 内培养出 AGS^[2~10], 而慕尼黑技术大学课题组利用颗粒组分比例较高的废水培养 AGS, 其培养时间在 60~100 d^[12, 17]; 卢然超等^[4]接种厌氧颗粒污泥培养 AGS, 近 210 d 培养出 AGS; 王强等^[14]以葡萄糖为底物, 培养 67 d 出现 AGS; Hu 等^[15]用 SBR 降解人工合成有机物时从第 62 d 出现 AGS. 此外还有很多研究者在 AGS 培养形成的确切时间问题上含糊其词、避而不谈, 由此可见, AGS 的快速培养问题存在较多分歧, 亟待解决.

本试验以实际生活污水为研究对象, 以普通絮状污泥为种泥, 利用 SBR 和 SBAR 初步考察改变沉淀时间的方式及器壁生物膜对快速培养具有硝化功能 AGS 的影响.

1 材料与方法

1.1 污泥和污水

试验所用污泥来源于北京市高碑店污水处理厂二次沉淀池排放的剩余污泥; 试验用水为北京工业大学家属区排放的生活污水, 水质见表 1.

1.2 试验装置

试验所用 SBR 为圆柱形, 直径 $D = 9\text{ cm}$, 有效高度 $H = 90\text{ cm}$, $H/D = 10$, 总有效容积 6 L, 有机玻璃制, 共 3 个, 分别命名为 R1, R2, R3. 另有 1 个 SBAR, 高 100 cm, 外管直径 $D_1 = 9\text{ cm}$, 内管直径 $D_2 = 5\text{ cm}$, 有效高度为 $H_1 = 90\text{ cm}$, $H_1/D_1 = 10$, 底隙区高度 15 cm, 总有效容积 6 L, 命名为 R4. 这 4 个反应器的出水口都位于下 1/3 处. 反应器采用鼓风曝气, 用转子流量计调节并维持曝气量在 $0.1\text{ m}^3/\text{h}$, 用温控仪和加热器调控水温在 $25^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$. 反应器的运行方式为: 进水(2 min), 曝气(330 min), 沉淀(依试验条件而定), 排水(2 min), 闲置. 采用时间程序控制器自动控制各反应阶段的开关, 每天 4 个周期.

1.3 分析项目

使用德国 WTW Multi 340i 及相应传感器在线检测 DO、pH 值和温度; COD、MLSS、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 和碱度按标准分析方法进行检验分析; 使用 OLYMPUS BX51/52 及 OLYMPUS C-4040 ZOOM 数码相机进行微生物相观察. 当污泥絮体粒径小于 $500\text{ }\mu\text{m}$ 时, 使用马尔文激光粒度分析仪(MAF500)进行粒度分析, 大于 $500\text{ }\mu\text{m}$ 时, 使用湿筛分法^[16]进行粒度分析, 所用不锈钢标准筛孔径分别为 0.3、0.6、0.8、1.0、1.5、2.0、2.5 mm.

1.4 试验方案

表 1 实际生活污水水质指标/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Table 1 Quality of real domestic wastewater/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

项目	pH 值	碱度(以 CaCO_3 计)	COD	BOD_5	NH_4^+ -N	NO_3^- -N	PO_4^{3-} -P
平均值	7.4	380	180	130	80	1.08	10.2

4 个反应器在开始试验之前均已经具有良好的硝化功能, 其沉淀时间均为 20 min. 为了系统考察沉淀时间对 AGS 形成的影响, 试验设计如下: R1、R2、R4 反应器的沉淀时间从 20 min 骤降为 2、4、2 min, R3 反应器根据污泥沉淀的实际情况, 沉淀时间从 20 min 逐步缩短, 这样考察骤降沉淀时间与逐步降低沉淀时间对培养 AGS 的区别. 利用 R1 和 R4 对比考察 SBR 和 SBAR 培养 AGS 的差异. 利用 R1、R2、R3 比较不同沉淀时间对培养 AGS 的影响. 反应器在试验过程中没有清洗反应器壁, 考察器壁生物膜对培养 AGS 的影响.

2 结果与分析

2.1 骤降沉淀时间对形成 AGS 的影响

R1、R2、R4 反应器的沉淀时间从 20 min 骤降为

2、4、2 min; 反应器共运行了 47 d(185 个周期). 在改变沉淀时间之前, 3 个反应器内的 MLSS 均为 $3\ 800\text{ mg/L} \pm 200\text{ mg/L}$, 具有良好的硝化功能. 改变沉淀时间之后, 3 个反应器在 9 个周期内, 污泥几乎完全流失. 3 个反应器出水效果类似, 以 R1 反应器的结果为例, 见图 1. 由图 1 可见, 随着培养周期的增加, R1 出水 NH_4^+ -N 不断下降, 在第 149 周期(第 38 d)出水 NH_4^+ -N 小于 1 mg/L . 在此之前, 出水 NO_2^- -N 一直远远高于 NO_3^- -N, 这表明硝化反应没有进行完全. 而在出水 NH_4^+ -N 小于 1 mg/L 的同时, NO_2^- -N 急剧下降, NO_3^- -N 急剧升高, 说明硝化已经可以进行完全. R2 和 R4 分别在第 162 周期(第 41 d)和第 134 周期(第 34 d), 出水 NH_4^+ -N 小于 1 mg/L . 4 个反应器的出水 SS 见图 2. R1、R2、R4 出水 SS 平均值分别为 87、67、61 mg/L, 前几个周期出水 SS 较高主要由于沉淀

时间骤降过快,发生了污泥流失造成的.

这3个反应器中污泥形态变化见图3. R1、R4反应器中污泥形态及变化过程基本一致,因此没有给出R4的污泥形态变化.从第61周期开始,3个反应器内的混合液以及出水中都出现越来越多的小棒状、绒毛状的污泥,最终都发育成松软颗粒状的污泥,这些颗粒大小不一,形状多样,有长棒型、椭球型、绒球型,并且颗粒不致密,松软;R1反应器中的污泥呈现小绒毛状、蝎子状的时候,颗粒周围丝状菌丛生,当污泥发展成为颗粒状的时候,丝状菌全部消失,颗粒周围出现大量轮虫、钟虫. R2反应器中的污泥没有呈现绒毛状、蝎子状,其形状相对规整,并且没有出现丝状菌,污泥从小变大,最终发育成为松软

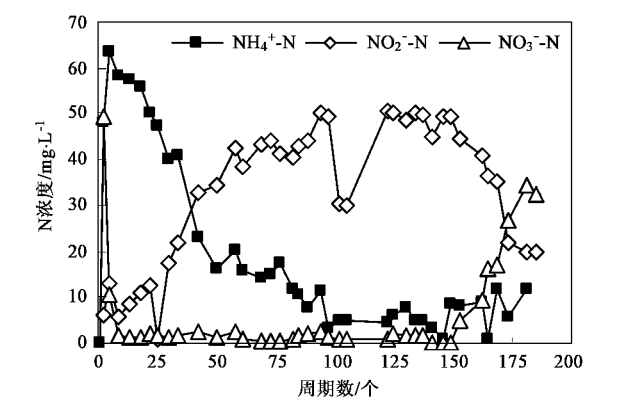


图1 R1反应器出水各参数变化

Fig.1 Effluent ammonia, nitrite and nitrate concentration of R1

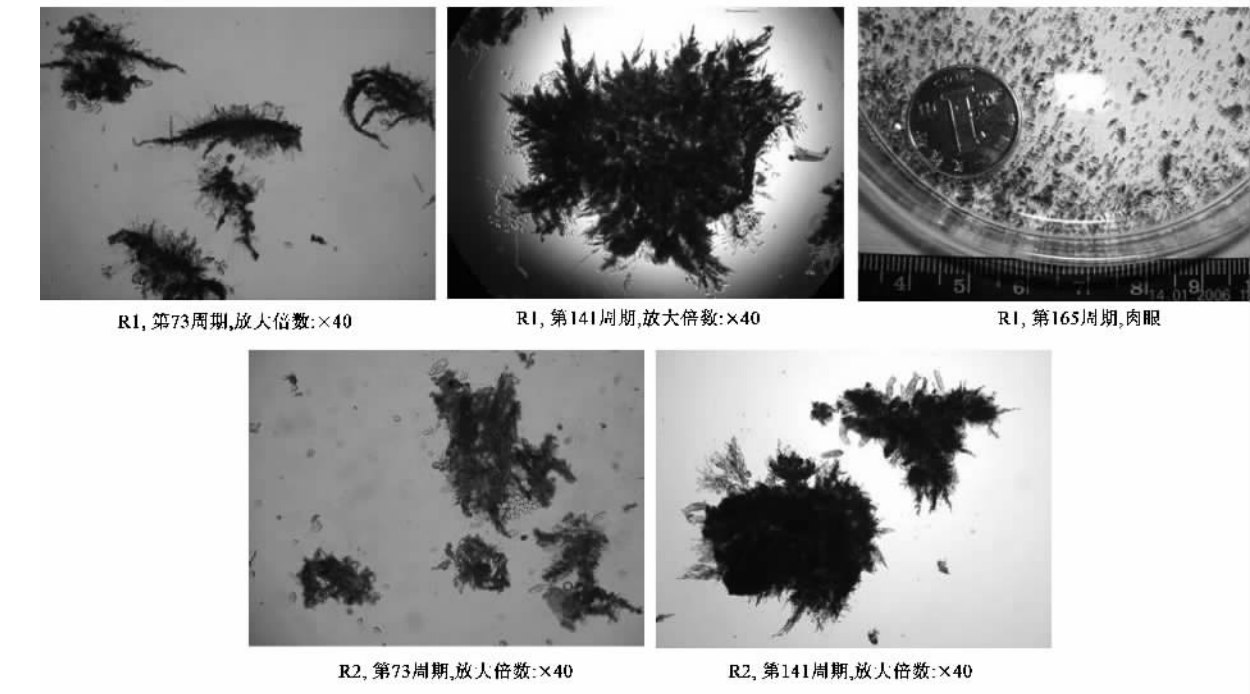


图3 R1和R2反应器中悬浮污泥形态

Fig.3 Morphology of the activated sludge in R1 and R2

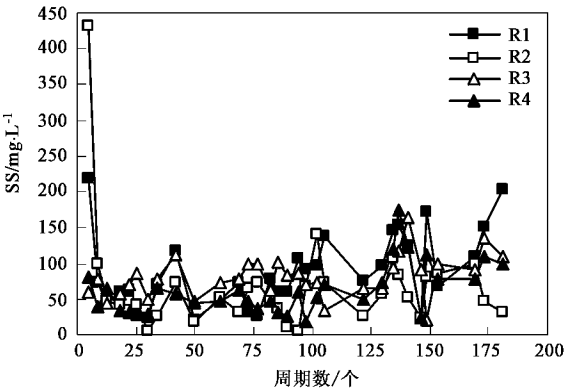


图2 R1、R2、R3和R4反应器出水SS变化

Fig.2 Effluent SS concentration of R1, R2, R3 and R4

颗粒状.

2.2 逐步降低沉淀时间对形成AGS的影响

根据污泥沉淀的实际情况,R3反应器沉淀时间从20 min逐步缩短,共分为如下几个阶段:第1周期至第53周期沉淀时间为8 min,第54周期至第88周期沉淀时间为6 min,第89周期至第136周期沉淀时间为5 min,从第137周期至第185周期沉淀时间为4 min. R3反应器出水水质见图4. 由图4可知,在AGS的培养过程中出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 皆小于1 mg/L.从第141周期开始出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 开始下降,系统出现同时硝化反硝化现象,这主要是由于AGS的微环境:外部好氧,内部缺氧造成的.

R3 反应器污泥形态的变化情况见图 5,在沉淀时间为 6 min 的情况下(第 73 周期),反应器中絮状污泥逐渐被洗除,已经形成了小的 AGS;在沉淀时间改为 5 min 之后第 4 d(第 103 周期),AGS 已经长大,并且在反应器内占主要地位,肉眼可见.至此,间歇式 AGS 反应器的启动工作初步完成,共经历了 33 d.在沉淀时间 4 min 的情况下(第 165 周期),AGS 进一步长大,但是絮状污泥仍存在,两者长期共存,之间的质量分数并无大变化.

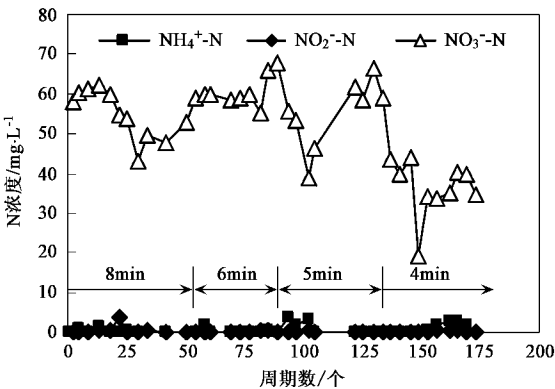


图 4 R3 反应器出水各参数变化

Fig.4 Effluent ammonia, nitrite and nitrate concentration of R3

R3 反应器污泥的粒径分布变化过程见图 6. 由图 6 可以看出,在改变沉淀时间之前,反应器内的污泥絮体 61.2%(体积分数)都在 10.48 ~ 103.58 μm 之间,29.72%(体积分数)在 103.58 ~ 222.28 μm 之间.培养至第 89 周期,10.48 ~ 103.58 μm 之间的污泥絮体只占 15.16%(体积分数),301.68 μm 以上的 AGS 为 29.02%(体积分数),粒度分布对比可知污泥絮体的粒径有了大幅增加.培养至第 130 周期,粒径在 300 μm 以上的 AGS 为 55.12%(体积分数),已经超出激光粒度测定仪的测量范围,因此改用湿筛分法测量其粒度分布,见图 7,粒径在 600 ~ 800 μm 之间的 AGS 为 3.9%(质量分数),粒径在 300 ~ 600 μm 之间的 AGS 为 62.8%(质量分数),粒径更集中于 500 μm 左右;小于 300 μm 的污泥为 32%(质量分数).Tsuneda 等^[18]用上向连续流反应器采用人工配水培养出的好氧硝化颗粒污泥,粒径平均大小为 346 μm ,培养时间为 300 d;Beun 等^[19]和 Tay 等^[1]分别使用 SBAR 和 SBR,处理人工配水,所得到的具有硝化功能的 AGS 的平均粒径在 250 ~ 370 μm 之间,Yang 等^[20]用 SBR 使用人工配水在 4 周内培养出 510、320、250 μm 的硝化 AGS.与这些研究者的结果

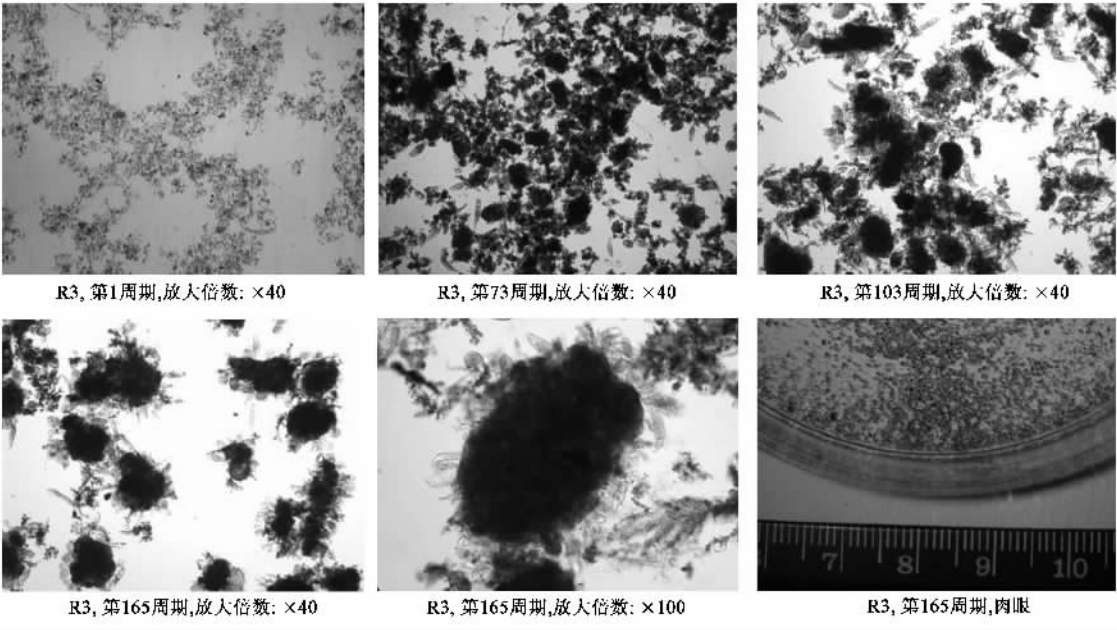


图 5 R3 反应器中污泥形态变化

Fig.5 Morphology of the activated sludge in R3

相比,本研究得到的 AGS 直径与其相当,具有硝化功能的 AGS 总体来说比单纯处理高浓度有机废水的厌氧颗粒污泥和处理有机废水的 AGS 的粒径要小,这主要是由于底物浓度(NH_4^+ -N 浓度)较低所致.

AGS 形成后,沉淀过程在 4 ~ 5 min 完成, $\text{SVI}_{5\text{ min}} = 2\%$ 时污泥浓度为 0.631 g/L, $\text{SVI}_{5\text{ min}} = 31.7\text{ mL/g}$.图 8 为 R3 反应器污泥颗粒化前后 NH_4^+ -N 降解速率的对比.污泥颗粒化之前, $\text{MLSS} = 3.713\text{ g/L}$,在第

240 min 硝化结束, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解速率为 $0.057\text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{min})$; 污泥颗粒化之后, 虽然污泥浓度由 3.713 g/L 大幅降低至 0.631 g/L , 与颗粒化之前(需要 240 min)相比需要 300 min 硝化反应才结束, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解速率为 $0.280\text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{min})$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解速率是污泥未颗粒化之前的 5 倍, AGS 的硝化负荷大大高于传统硝化污泥, 这充分说明 AGS 的优越性. 同时也说明 AGS 内硝化细菌的百分比与颗粒化之前大有不同.

以上结果表明, 逐步降低沉淀时间这一选择压, 可以在处理实际生活污水的 SBR 中形成硝化 AGS, 反应器启动时间较快, 处理效果良好.

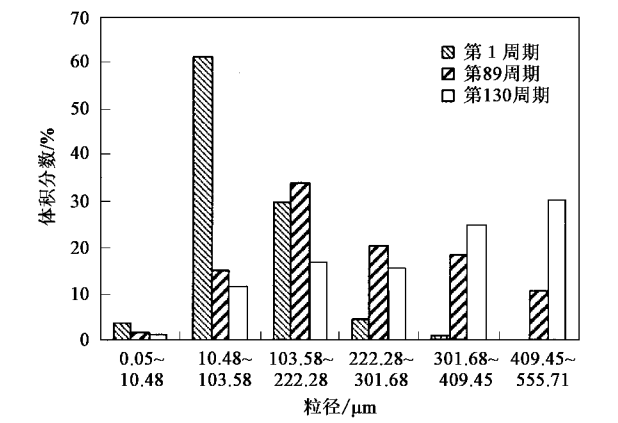


图 6 R3 反应器不同周期粒径分布对比

Fig.6 Particle size distribution of the activated sludge in R3

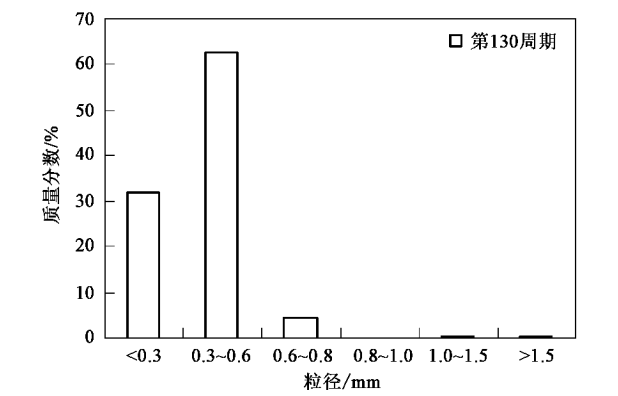


图 7 R3 反应器第 130 周期粒径分布(湿筛分法)

Fig.7 Particle size distribution of the activated sludge at the end of the 130th cycle in R3(humid sieve)

2.3 反应器壁生物膜对形成 AGS 的影响

为了探求反应器 R1、R2、R4 从第 61 周期就不断出现的絮状、棒状物质是否为 AGS, 以及骤降沉淀时间之后, R1, R2 和 R4 这 3 个反应器器壁不断迅速附着生长的生物膜对处理效能的影响. 在第 185 周

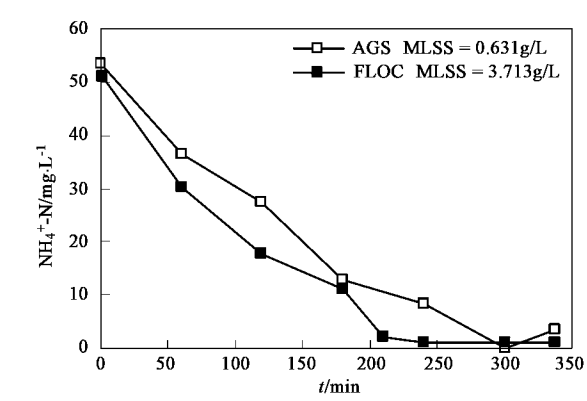


图 8 R3 反应器污泥颗粒化前后氨氮降解速率对比

Fig.8 Comparison of ammonia oxidized rate between the floc and the AGS in R3

期之后, 将 R1、R2、R4 反应器中的活性污泥取出, 将废水通入反应器, 其他条件不变. 3 个反应器的结果类似, 以 R1 反应器的结果为例, 见图 9. 由图 9 可知, 器壁生物膜在反应过程中起到了主要的硝化作用, 因此, R1、R2、R4 反应器中出现的颗粒状污泥为冲刷下来的生物膜, 不是 AGS. 对比图 3 和图 5 可以看出, 脱落的生物膜经长期冲刷, 虽然其形状不规则, 强度较弱, 但仍与 AGS 类似, 而且生物膜和 AGS 周围都有大量的轮虫、钟虫等原生和后生动物, 这也从另一面说明生物膜和 AGS 同源. 生物膜脱落是 R1、R2、R4 出水 SS 较高的原因之一, 虽然有大量的原生动物和后生动物吞食游离的细菌, 但是在较短的沉淀时间内, 仍然不能使出水 SS 降低. 由图 2 可知, R3 反应器的出水 SS 平均值也达到 81 mg/L , 这主要是因为细小的 AGS 和部分絮状污泥在较短的沉降时间下未及时沉降而随水外排造成的. Arrojo 等^[8]在处理乳制品厂废水培养 AGS 的过程中, 出水 SS 在不同的运行阶段处于 $50\sim700\text{ mg/L}$ 之间; Beun

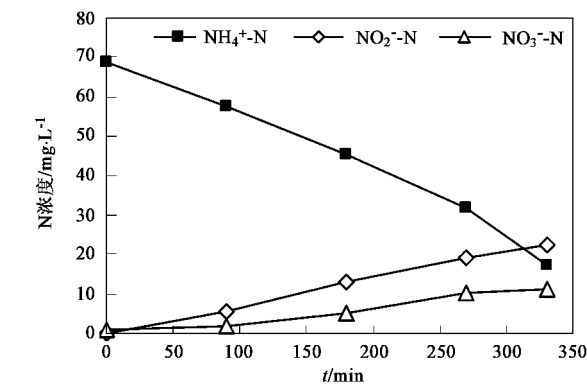


图 9 R1 反应器器壁生物膜的硝化效果

Fig.9 Nitrification process of the biofilm in R1

等^[10]采用人工配水培养 AGS,出水 SS 平均值为 75 mg/L.因此,有必要解决间歇式 AGS 反应器出水 SS 较高的问题.

在沉速选择压的作用下,微生物为了持留在反应器内,或者黏附于反应器器壁,或者相互凝聚为 AGS.在本试验条件下,微生物更倾向于前者,因为这样比相互凝聚形成 AGS 更加容易持留在反应器内.

3 讨论

多数研究者利用沉淀时间作为选择压从而形成 AGS. Qin 等^[21]认为沉淀时间只有小于 5 min,才能保证形成的 AGS 占优势; McSwain 等^[17]通过试验证明 2 min(沉速为 22.5 cm/min)的沉淀时间可以形成非常良好的 AGS.本试验中, R1、R2、R4 的沉淀时间分别为 2、4、2 min,沉淀速度分别为 30、15、30 cm/min.由于选择压过强,造成大量活性污泥流失,反应器崩溃.但是 R3 反应器逐步降低沉淀时间为 8、6、5、4 min,其沉速依次提升为 7.5、10、12、15 cm/min,通过不断增加选择压,使污泥逐步适应,当沉速达到 10 cm/min 时,污泥开始颗粒化,沉速达到 12 cm/min 时,污泥颗粒化基本完成,逐步降低沉淀时间可以形成 AGS.在本试验条件下,骤降沉淀时间(或者说一次性过快提高沉速)不利于 AGS 的形成,与 McSwain 等^[17]的结论不同,需进行深入的试验探讨.总的来说,在沉淀高度确定的情况下,较长的沉淀时间会形成絮状污泥,逐步降低沉淀时间会形成具有较高沉速的 AGS,但是如果沉淀时间过短,则会发生污泥流失,反应器内不会存留足量的活性污泥而使生物膜大量生长,这也不利于培养 AGS.

在本试验过程中, SBAR 反应器并没有表现出比 SBR 反应器非常强大的优势,这主要是由于骤降沉淀速度提高过快导致污泥大量流失,继而生物膜大量生长所致.关于这 2 种反应器对培养 AGS 的优劣与否需要进行进一步的试验研究.

本试验中表面气速为 15.7 m/h,反应过程中溶解氧值都在 6 mg/L 以上. Liu 等^[22]认为表面气速必须大于 1.2 cm/s 才能形成 AGS,大多数研究者维持反应器内的溶解氧浓度大于 2 mg/L.但是 Peng 等^[23]将反应器内的溶解氧控制在 0.8 mg/L,也获得了 AGS.因此,关于表面气速和溶解氧对形成 AGS 的影响需要进行进一步的系统研究.此外, SBR 法周期性盛宴-饥饿,较高的 H/D 都有利于污泥好氧颗粒化.

4 结论

(1) R1、R2、R4 反应器的沉淀时间从 20 min 骤降为 2、4、2 min;这 3 个反应器在 9 个周期内,污泥几乎完全流失,随后器壁不断迅速附着生长生物膜,生物膜可以实现硝化;脱落的生物膜呈现小棒状、绒毛状,松软颗粒状,最终也没有形成 AGS.脱落的松软生物膜和 AGS 的周围都有大量的原生动物和后生动物,生物膜和 AGS 同源.骤降沉淀时间(或者说一次性过快提高沉速)不利于形成 AGS,需进行深入的试验探讨.

(2) 表面气速为 15.7 m/h 的条件下,逐步降低 R3 反应器的沉淀时间,提高沉淀速度,当沉速达到 10 cm/min 时,污泥开始颗粒化,沉速达到 12 cm/min 时,污泥颗粒化基本完成.间歇式 AGS 反应器的启动共花费 33 d. AGS 与絮状污泥共存,以 0.3 mm 为界, AGS 和絮状污泥的质量比约为 2:1, AGS 平均粒径在 0.5 mm 左右; AGS 形成后,反应器在 4~5 min 沉淀完全, $SVI_{5\min} = 31.7 \text{ mL/g}$; $NH_4^+ - N$ 降解速率为 $0.280 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{min})$,颗粒化之后其 $NH_4^+ - N$ 降解速率提高了约 4 倍, AGS 的硝化负荷大大高于传统硝化污泥.

参考文献:

- [1] Tay J H, Yang S F, Liu Y. Hydraulic selection pressure-induced nitrifying granulation in sequencing batch reactor[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2002, **59**(2~3): 332~337.
- [2] Morgenroth E, Sherden T, van Loosdrecht M C M, *et al.* Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor[J]. *Water Research*, 1997, **31**(12): 3191~3194.
- [3] Dulekgurgen E, Ovez S, Artan N, *et al.* Enhanced biological phosphate removal by granular sludge in a sequencing batch reactor[J]. *Biotechnology Letters*, 2003, **25**(9): 687~693.
- [4] 卢然超, 张晓健, 张悦, 等. SBR 工艺运行条件对好氧污泥颗粒化和除磷效果的影响[J]. *环境科学*, 2001, **22**(2): 87~90.
- [5] 杨麒, 李小明, 曾光明, 等. SBR 系统中同步硝化反硝化好氧颗粒污泥的培养[J]. *环境科学*, 2003, **24**(4): 94~98.
- [6] 蓝惠霞, 陈中豪, 陈元彩, 等. 微氧条件下培养降解五氯酚的好氧颗粒污泥[J]. *中国造纸*, 2004, **23**(12): 7~10.
- [7] 朱亮, 徐向阳, 郑昱. 序批式气提生物反应器处理氯苯胺类有机废水好氧污泥颗粒化研究[J]. *环境科学学报*, 2005, **25**(11): 1448~1456.
- [8] Arrojo B, Mosquera-Corral A, Garrido J, *et al.* Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors[J]. *Water Research*, 2004, **38**(14~15): 3389~3399.
- [9] Schwarzenbeck N, Erley R, Wilderer P A. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter[J]. *Water Science & Technology*, 2004, **49**(11~12): 41~46.

[10] Beun J J, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Aerobic granulation [J]. Water Science & Technology, 2000, **41**(4~5): 41~48.

[11] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2001, **57**(1~2): 227~233.

[12] McSwain B S, Irvine R L, Hausner M, *et al.* Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, **71**(2): 1051~1057.

[13] Hu L L, Wang J L, Wen X H, *et al.* The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules[J]. Process Biochemistry, 2005, **40**(1): 5~11.

[14] 王强,陈坚,堵国成.选择压法培育好氧颗粒污泥的试验[J]. 环境科学, 2003, **24**(4): 99~104.

[15] Hu Z, Ferraina R A, Ericson J F, *et al.* Biomass characteristics in three sequencing batch reactors treating a wastewater containing synthetic organic chemicals[J]. Water Research, 2005, **39**(4): 710~720.

[16] Laguna A, Ouattara A, Gonzalez R O, *et al.* A simple and low cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge[J]. Water Science & Technology, 1999, **40**(8): 1~8.

[17] McSwain B S, Irvine R L, Wilderer P A. The influence of settling time on the formation of aerobic granules[J]. Water Science & Technology, 2004, **50**(10): 195~202.

[18] Tsuneda S, Nagano T, Hoshino T, *et al.* Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor[J]. Water Research, 2003, **37**(20): 4965~4973.

[19] Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch reactor[J]. Water Research, 1999, **33**(10): 2283~2290.

[20] Yang S F, Tay J W, Liu Y. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules[J]. Biochemical Engineering Journal, 2004, **17**(1): 41~48.

[21] Qin L, Liu Y, Tay J W. Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor[J]. Biochemical Engineering Journal, 2004, **21**(1): 47~52.

[22] Liu Y, Tay J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge[J]. Water Research, 2002, **36**(7): 1653~1665.

[23] Peng D, Bernet N, Delgenes J P, *et al.* Aerobic granular sludge-a case report[J]. Water Research, 1999, **33**(3): 890~893.