

选择压法培育好氧颗粒污泥的试验

王强,陈坚*,堵国成(江南大学工业生物技术教育部重点实验室,无锡 214036, E-mail: jchen@sytu.edu.cn)

摘要:以普通絮状活性污泥为接种污泥,葡萄糖为碳源,在序批式反应器中培育出好氧颗粒污泥.增加 COD 负荷的同时,减少沉降时间以造成选择压,强化好氧颗粒污泥的形成.根据污泥的形态变化,颗粒污泥的形成可分为 3 个阶段.反应器启动 67d 出现颗粒污泥. COD 负荷 $4.8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 、表面气体流速 0.0175 m/s 时,反应器中活性污泥完全颗粒化.颗粒污泥粒径大多 $6 \sim 9 \text{ mm}$, MLSS 7800 mg/L ,最小沉降速率 32.7 m/h .好氧颗粒污泥具有在高负荷下良好的 COD 去除率.对好氧颗粒污泥的基本性质及其形成的影响因素进行了初步分析.

关键词:好氧颗粒污泥;选择压;颗粒化过程;序批式反应器;影响因素

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2003)04-06-0099

Studies on Aerobic Granular Sludge Cultivated under Selective Pressure

Wang Qiang, Chen Jian, Du Guocheng(Key Laboratory of Industrial Biotechnology under Ministry of Education, Southern Yangtze University, Wuxi 214036, China E-mail: jchen@sytu.edu.cn)

Abstract: As inoculum sludge from a conventional COD removal activated sludge wastewater treatment plant was used, aerobic granular sludge was cultured in sequencing batch reactor (SBR) fed with glucose as carbon substrate. The SBR was operated with decreasing sedimentation time and increasing COD loading rate resulting in the selective pressure to enhance the formation of granular sludge. According to morphology change of sludge, the generation of granule could be divided into three stage. Granules started to appear after 67 days operation. After increasing COD loading rate to $4.8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, and superficial gas velocity to 0.0175 m/s , granules were the dominant sludge forms with diameter about $6 \sim 9 \text{ mm}$, the minimal settling velocity of 32.7 m/h , and the MLSS of 7800 mg/L . Aerobic granular sludge demonstrates high activity and ability to withstand high COD loading rate. The properties of aerobic granular sludges and the effect of different operational conditions on the formation of these aerobic granules were also analyzed preliminarily.

Key words: aerobic granular sludge; selective pressure; granulation; sequencing batch reactor; influential factor

好氧颗粒污泥的早期研究主要在连续流反应器中进行,运行条件苛刻^[1~6].相对于连续式反应器,序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)设计和操作简单,可以承受较高的容积负荷及冲击负荷,因而采用 SBR 反应器进行好氧颗粒污泥的试验研究具有特定的优势^[9].1997 年起 Morgenroth 等^[7~13]利用 SBR 反应器对好氧颗粒污泥形成及其性能等进行了研究.相对于厌氧颗粒污泥,好氧条件下培育颗粒污泥的报道较少.好氧颗粒污泥的形成过程、影响因素、污泥性质及形成机理等尚需进一步的研究和证实^[11].

进行好氧颗粒污泥的研究可采用不同接种污泥:普通的絮状活性污泥^[7~11]和厌氧颗粒污泥^[13].直接采用厌氧颗粒污泥进行驯化,简便

且成功率高;以普通絮状活性污泥为接种污泥,启动时间长,控制难度较大,但有利于对颗粒污泥形成过程的研究,以便为实现其工业化应用提供理论依据.

选择压是最早用于种群遗传学的术语,将种群内的选择作用和物理学上的压力相比,来表示种群内的选择作用大小^[14].在微生物培养过程中,可利用选择压的原理,通过建立高度选择性的培养环境,使不适应该培养环境的微生物不能生长或极少生长,从而筛选和富集培养

基金项目:江苏省环境科学与工程重点实验室开放课题资金资助

作者简介:王强(1972~),男,上海市人,在读硕士研究生,主要从事环境生物技术方向的研究.

收稿日期:2002-07-07;修订日期:2002-09-02

* 联系人

专一类型的微生物^[15].本试验的目的是以葡萄糖为底物,以普通活性污泥为接种污泥,在 SBR 反应器中通过控制沉降速率在不同沉降性能污泥之间进行选择以造成选择压,对好氧颗粒污泥培育的可能性、污泥性质及其形成过程进行研究.

1 试验材料和方法

1.1 试验装置

采用 SBR 进行研究. SBR 反应器直径 100 mm,高 1200 mm,有效容积 8.7 L.试验装置见图 1.废水由 sera R409.1 型计量泵经恒温水浴,由上部进入 SBR 反应器. SBR 反应器不同高度设置出水口,由 CKD AB41 型电磁阀排水.反应器底部设置粘砂块微孔曝气器,由 GAST MOA 型鼓风机经空气流量计供气.反应器置入恒温室内,夏季在室温下运行;冬季在 20℃运行,由换热器保持反应器恒温在 20±2℃.整个系统由 Koyo SM-24R 可编程控制器(PLC)控制进水、曝气、沉淀、排水和静置全过程,可根据需要设定运行周期及各运行期的启动和结束时间.

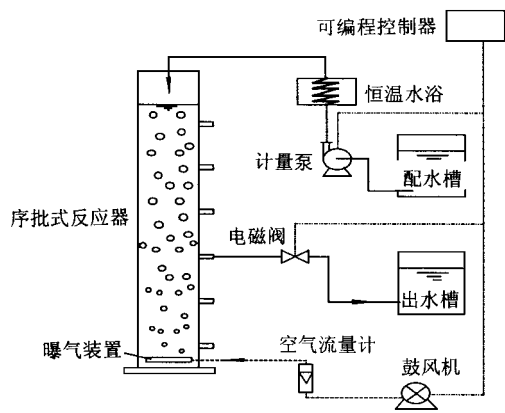


图 1 试验装置示意图

Fig.1 Schematic representation of the SBR reactor

1.2 试验用水

进水采用人工合成模拟废水(表 1).

1.3 接种污泥

接种污泥为无锡市芦村污水处理厂二沉池回流污泥.接种量为 4.0 L,接种污泥浓度为 MLSS 18.2 g/L(污泥).

1.4 试验方法

表 1 模拟废水组成

Table 1 Components of the synthetic wastewater

基质名称	浓度 / mg·L ⁻¹	基质名称	浓度 / μg·L ⁻¹
葡萄糖	1400	H ₃ BO ₃	0.15
蛋白胨	400	CoCl ₂ ·6 H ₂ O	0.15
酵母浸膏	250	CuSO ₄ ·5 H ₂ O	0.03
NH ₄ Cl	200	FeCl ₃ ·6 H ₂ O	1.5
MgSO ₄ ·7 H ₂ O	25	KI	0.03
FeSO ₄ ·7 H ₂ O	20	MnCl ₂ ·2 H ₂ O	0.12
K ₂ HPO ₄ ·3 H ₂ O	45	Na ₂ MoO ₄ ·2 H ₂ O	0.06
CaCl ₂ ·2 H ₂ O	30	ZnSO ₄ ·7 H ₂ O	0.12

SBR 反应器一次循环时间为 180 min,其运行操作参数见表 2.定期测定反应器中的 SV、MLSS、pH 和出水 COD、SS 等参数,在对此进行分析的基础上判断反应器运行状况并对操作参数做相应调整.在不同运行阶段,改变 SBR 反应器出水口位置,即相应改变进水水量和 COD 负荷.在排水高度一定情况下,减少沉淀时间,可以改变临界沉降速率,逐步增大 COD 负荷的同时,减少沉淀时间以造成择压,使低于临界沉降速率的细小分散和絮状活性污泥洗出,防止其累积,从而促进好氧颗粒污泥的形成和累积.

表 2 不同阶段反应器运行参数

Table 2 Parameters of different operational stages

参数	运行阶段 1	运行阶段 2	运行阶段 3
进水时间/ min	11	21	30
曝气时间/ min	137 ~ 166	148 ~ 154	143 ~ 145
沉淀时间/ min	30 ~ 1	8 ~ 2	3 ~ 1
排水时间/ min	2	3	4
静置时间/ min	0	0	0
总循环时间/ min	180	180	180
换水量/ L	1.7	2.9	4.4
换水率/ %	19.5	33.3	50.5
水力停留时间/ h	15.4	9.0	5.9
表面气体流速/ m·s ⁻¹	0.0035	0.0035 ~ 0.0087	0.0175

1.5 分析项目和方法

(1) COD、MLSS、pH、SV、SVI、VSS、TSS、比重、含水率和化学元素分析等均按标准方法测定^[16].

(2) 最小沉降速率按测定[排水高度/沉降时间]测定

(3) 污泥龄按[反应器污泥量(干重)/每天

外排污泥量(干重)测定。

2 试验结果和讨论

2.1 好氧颗粒污泥的形成过程

根据活性污泥形态的变化,从反应器接种启动到 SBR 反应器污泥床完全颗粒化,可分为 3 个阶段。

2.1.1 启动期

SBR 反应器接种污泥后,直接在运行阶段 1 条件下运行(表 2),控制污泥龄不小于 1 d,逐步减少沉降时间,最小沉降速率由 0.2 m/h 增至 5.7 m/h。接种污泥较为松散,沉降性能较差,经过启动期(21 d)运行,污泥的沉降性能有明显提高。启动初期反应器中活性污泥抗冲击负荷能力较差,容易发生污泥膨胀,其原因与丝状菌的过度生长有关。逐步减少沉降时间后,活性污泥性能改善,未发生污泥膨胀。

在最小沉降速率 5.7 m/h 时,反应器中污泥体积指数(SVI)为 119.5 mL/g,污泥龄 1.7 d。出水 SS 较高,达到 2100 mg/L,主要为沉降性能较差而被洗出的细小分散污泥。由于沉降时间的不断减少,沉降性能较差的细小分散污泥不断被洗出,剩余污泥排放量大,反应器中尚未能滞留足够量的活性污泥。

2.1.2 好氧颗粒污泥出现期

SBR 反应器运行 22 d 时,控制反应器在运行阶段 2 条件下运行(表 2),排水高度由 35.5 cm 增加至 52.5 cm。由于 COD 负荷的增加,初期活性污泥沉降性能有所下降,操作中增加沉降时间以避免污泥的过度洗出,然后在控制污泥龄的前提下逐步减少沉降时间。表面气体流速由 0.0035 m/s 逐步增加至 0.0087 m/s 以增加搅拌强度及克服传质阻力。反应器运行 67 d 时,以絮状污泥为主的污泥床中开始出现颗粒污泥。

初期形成的好氧颗粒污泥成不规则状,直径在 1.0 ~ 3.0 mm 之间。反应器 MLSS 比启动期提高 37%,达到 4800 mg/L。出水 SS 逐渐下降,污泥体积指数(SVI)由 100 mL/g 逐渐下降至 50 mL/g。污泥龄由 2.7 d 上升至 6.5 d。此阶段中由于沉降时间的减少,大部分难沉降的细

小分散污泥被洗出,污泥床以沉降性能较好的絮状及部分颗粒污泥为主;污泥床中活性污泥存在形式发生变化,沉降性能得到改善,污泥洗出量减少。

2.1.3 好氧颗粒污泥成熟期

在运行阶段 2 条件下沉降速率 10.8 m/h 达到稳态后,改变操作参数为运行阶段 3 条件(见表 2)。同时,逐步控制沉降速率至 32.4 m/h。伴随沉降性能较差的絮状污泥的洗出,反应器中絮状污泥逐步减少,粒径大于 6 mm 的颗粒污泥所占比例明显增加。由于反应器容积负荷较高,可以克服传质阻力而有利于污泥的生长,污泥量上升,同时 SVI 明显下降,最后污泥床完全实现颗粒化。此时曝气强度大,反应器内搅动均匀,颗粒污泥表面逐渐清晰,颗粒直径增大至 6.0 ~ 9.0 mm,也有部分颗粒直径为 2.0 ~ 3.0 mm。活性污泥 SVI 降为 40 mL/g,污泥龄增至 7.6 d,MLSS 增至 7800 mg/L。出水 SS 仍较高,达到 400 mg/L 左右,其原因与在较短的沉降时间下未及时沉降的细小颗粒污泥和部分絮状污泥随出水外排有关(表 3)。此阶段 SBR 反应器中的活性污泥具有良好的沉降性能,大部分活性污泥保留在反应器内,反应器中已能累计大量的活性污泥。

在培育好氧颗粒污泥的过程中,COD 负荷不断提高,而出水 COD 经历由低到高,再到低的过程。图 2 给出了连续运行 130 d COD 的去除情况。由图 2 可知,在好氧颗粒污泥出现前后,反应器出水水质产生波动。原因与形成颗粒污泥过程中反应器生物量的变化有关。接种污泥中难沉降的细小分散污泥占优势;在选择压作用下,大量的细小分散污泥被洗出。由于存在传质阻力,絮状和颗粒状污泥生长速率较慢,大量的细小分散污泥被洗出导致反应器 MLSS 的下降及出水水质的恶化。较高的 COD 负荷可克服传质阻力,有利于絮状和颗粒状污泥生长;同时,由于污泥沉降性能的改善可在较短的沉降时间下累积较高的生物量,所以在较高 COD 负荷下达到稳态时反应器生物量增加,出水水质明显改善。

表 3 不同阶段试验结果

Table 3 Overview of the results in different operation stages

运行阶段	运行时间 / d	COD 负荷 / $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$	污泥浓度 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	出水 SS / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	SVI / $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$	污泥龄 / d	最小沉降速度 / $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$	COD 去除率 / %
1	21	1.8	3500	2100	119.5	1.7	5.7	91.8
2	56	3.2	4800	2400 ~ 1000	100 ~ 50	2.7 ~ 6.5	10.8	86.1
3	42	4.8	7800	400	40	7.6	32.4	88.8

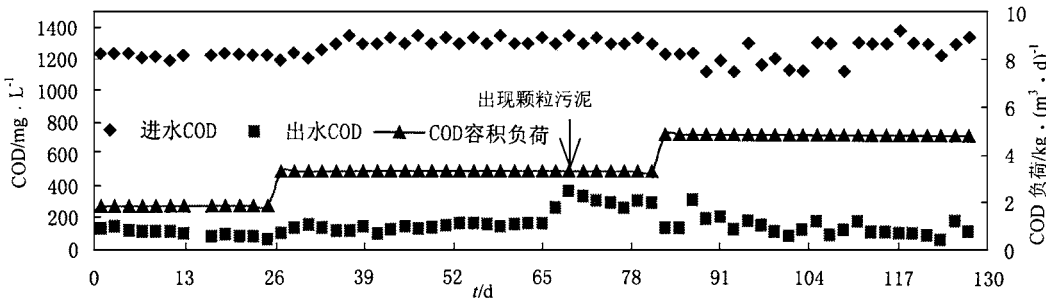


图 2 SBR 反应器启动期 COD 去除情况

Fig. 2 The removal of COD during start-up of the SBR reactor

在 SBR 反应器整个启动期中,进水 COD 浓度为 1200 ~ 1300 mg/L, COD 去除率在 86.1 % ~ 91.8 %;在高 COD 负荷[4.8 kg/(m³ · d)]情况下,出水 COD 稳定在 120 mg/L 左右, COD 去除率达到 88.8 %,出水清澈. 这说明本试验条件下培育的好氧颗粒污泥由于具有良好的沉淀性能,在反应器中可以维持较高的生物量,并具有在高容积负荷条件下稳定高效降解高浓度有机废水的良好生物活性.

2.2 好氧颗粒污泥的基本性质

在 COD 负荷 4.8kg/(m³ · d)、表面气体流速 0.0175 m/s 的条件下达到稳态时培育的好氧颗粒污泥为球形(图 3).污泥大体呈白色,中间强度较大,呈淡黄色,周围呈绒毛状,呈白色.此结构能使其具有良好沉降性能,同时又能减少传质阻力并保证活性污泥具有良好的悬浮性.

与厌氧颗粒污泥相比,本试验中培育的好氧颗粒污泥直径较大.颗粒直径与 COD 负荷、水流剪切力相关,具体分析见 2.3 节.达到稳态时,颗粒直径、COD 负荷和水流剪切力之间达到动态平衡.在此条件下,不会因为好氧颗粒污泥直径较大影响物质的传递,进而影响颗粒污泥的性质.

接种污泥与成熟好氧颗粒污泥中化学元素的变化见表 4.从表 4 可看出,与接种污泥相比,好氧颗粒污泥灰分中的化学元素含量都发生变化:其中好氧颗粒污泥 Ca 的质量分数为接种污泥的 150 %,Fe 为接种污泥的 2.9 %,而 Co 为接种污泥的 50 %.与厌氧颗粒污泥相似,Ca 在好氧颗粒污泥形成过程中亦可能起重要的作用.污泥颜色由深褐色变为白色与 Mg、Fe、Cu、Co 的质量分数减少有关.

表 4 接种污泥与成熟颗粒污泥化学元素的分析/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$

Table 4 The chemical element in the sludge/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$

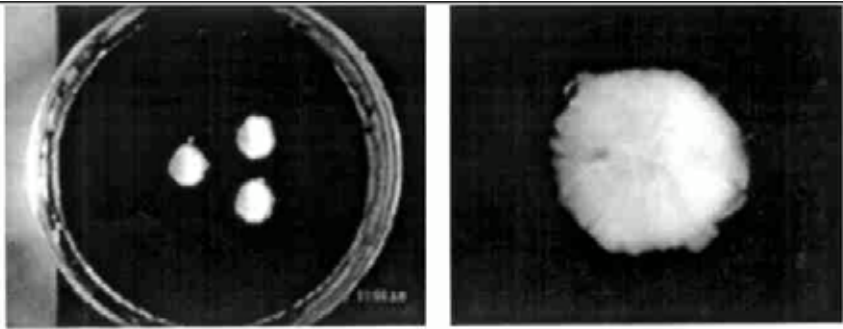
元素	K	Na	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Co	Zn
接种污泥	9.60	9.16	30.20	5.93	26.40	0.23	0.37	0.024	1.12
颗粒污泥	43.58	8.00	45.70	2.58	0.76	0.06	0.01	0.012	0.17

由图 4 可以看出,运行 120d 形成的好氧颗粒污泥 VSS/ TSS 值比接种污泥 VSS/ TSS 值高

27 %,即挥发性有机质的含量增加 27 %,说明好氧颗粒污泥的培育过程中生物相发生变化,单位

质量生物量有明显上升,在相同干重情况下好氧颗粒污泥具有更大的 COD 去除能力.所以,好氧

颗粒污泥具有良好的生物活性与其生物相的变化及单位质量生物量的增加直接相关.



a. 培养皿中的好氧颗粒污泥 b. 单个好氧颗粒污泥外形 (ϕ 8mm)

图 3 运行 120d 好氧颗粒污泥外观照片

Fig.3 Picture of aerobic granular sludges after 120 days operation

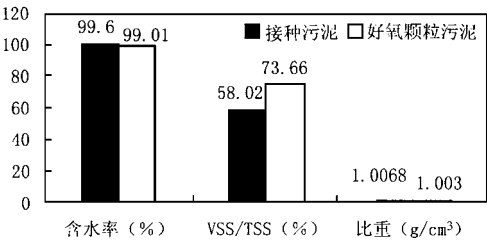


图 4 运行 120d 颗粒污泥与接种污泥理化性质比较

Fig.4 The physico-chemical characteristics of the sludge after 120 days operation

与接种污泥比较,好氧颗粒污泥的比重和含水率亦有所下降.好氧颗粒污泥的含水率为 99.01 %,低于接种污泥(99.6 %);而污泥体积指数(SVI)为 40 mL/ g ,约为普通活性污泥的一半,即对于相同干重的污泥,好氧颗粒污泥体积可大大减少,为接种污泥体积的 2/5 .好氧颗粒污泥含水率低,剩余污泥排放量少;可减少反应器占地面积,减少污泥处理费用和基建投资.

2.3 影响好氧颗粒污泥形成条件的初步分析

在 SBR 反应器中,好氧颗粒污泥的形成与 COD 负荷、水流剪切力和沉淀时间密切相关.

(1) 沉淀时间 SBR 反应器中,控制沉降时间可以洗出沉降性能较差的细小分散污泥和絮状污泥,是影响形成好氧颗粒污泥的主要因素.沉降时间用于强化活性污泥的沉降速率,并在颗粒污泥(快速沉降)和悬浮或絮状污泥(慢速

沉降)间作出选择.较高的 COD 负荷有利于颗粒污泥的生长;较长的沉淀时间会导致絮状污泥的积累,过低的沉降时间会使活性污泥大量洗出,导致反应器中 MLSS 的下降及 COD 降解能力的下降.在较高的 COD 负荷情况下,控制沉降时间以洗出沉降较慢的悬浮和絮状污泥,最终会选择出具有良好沉降性能的颗粒污泥.

(2) COD 负荷 由于存在传质阻力,相对于絮状污泥而言,颗粒污泥生长较慢.较高的 COD 负荷有助于克服传质阻力,但也易引起丝状菌大量生长,从而阻碍污泥沉淀并最终导致反应器出水的恶化和反应器运行状况的不稳定.如果在较高的 COD 负荷情况下提高水流剪切力,丝状菌易于破碎而随反应器出水排出,则有利于形成较为紧密而边界清晰、沉降性能较好的颗粒污泥.

水流剪切力一定时,除非颗粒污泥的内核受到底物传质的限制,颗粒污泥的粒径将不断增加.当底物的传质受到限制时,颗粒污泥的内核开始分解,这会减弱颗粒强度及降低颗粒密度,使其易受到水流剪切力的影响,不易沉淀而被洗出.最终在 COD 负荷和颗粒污泥的粒径之间达到动态平衡.

在高 COD 负荷情况下,反应器壁上容易形成生物膜.相对于颗粒污泥,生物膜传质阻力小,生长速度较快并与颗粒污泥竞争底物,最终

导致颗粒污泥数量减少和颗粒污泥床絮状化。因此,在反应器运行过程中需要定期清洗反应器壁以防止生物膜的积累。

(3) 水流剪切力 在 COD 负荷一定的情况下,水流剪切力的变化会导致颗粒污泥直径的变化。较高的水流剪切力会形成粒径较小的颗粒污泥,而较低的水流剪切力会形成粒径较大的颗粒污泥,最终在水流剪切力和颗粒污泥粒径之间达到动态平衡。过高的水流剪切力会引起反应器中大量好氧颗粒污泥的解体并随出水排放而洗出,导致反应器中 MLSS 下降。好氧颗粒污泥机械强度低、稳定性差,与反应器中水流剪切力较大亦有直接关系。

在本试验中,通过不断提高 SBR 反应器中 COD 负荷的同时,控制沉降时间,洗出细小分散污泥和絮状污泥最终导致形成好氧颗粒污泥。

3 结 论

(1) 以葡萄糖为底物,普通絮状活性污泥为接种污泥,在 SBR 中通过控制操作条件以造成选择压可以实现好氧活性污泥的颗粒化。

(2) COD 负荷、沉降时间及水流剪切力是 SBR 反应器中形成好氧颗粒污泥的重要影响因素。通过提高 COD 负荷,增大水流剪切力以改善传质条件,控制沉降时间造成选择压,不断洗出细小分散污泥和絮状污泥,最终导致好氧颗粒污泥的形成。

(3) COD 负荷 $4.8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 表面气体流速 0.0175 m/s 时, SBR 反应器污泥床中活性污泥实现完全颗粒化。此阶段下,污泥体积指数 SVI 为 40 mL/g , MLSS 7800 mg/L , 污泥龄 7.6 d 。好氧颗粒污泥具有在高 COD 负荷下良好的生物学活性,能稳定而高效地降解高浓度有机废水。

(4) 成熟好氧颗粒污泥直径大多 $6.0 \sim 9.0 \text{ mm}$; Ca 在好氧颗粒污泥形成过程中可能起重要的作用;好氧颗粒污泥中的颜色为白色,可能与 Mg 、 Fe 、 Cu 、 Co 的质量分数较小有关。在好氧颗粒污泥形成过程中,含水率和比重降低,而 VSS/TSS 比明显增加(增加 27%),表明在试验条件下形成的好氧颗粒污泥在相同干重情况下

具有更小的体积和更大的生物量。

参考文献:

- 贺延龄编著. 废水的厌氧生物处理. 北京: 中国轻工出版社, 1998. 126 ~ 127.
- De Beer D, Van Der Heuver J C, Ottenfrap P. Microelectrode measurements in nitrifying aggregates. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1993, **59**: 573 ~ 579.
- Tijhuis L, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Formation and growth of heterotrophic aerobic biofilms on small suspended particles in airlift reactors. *Biotechnol. Bioeng.*, 1994, **44**: 595 ~ 608.
- Van Benthum W A J, Garrido-Fernandez J M, Tijhuis L et al. Formation and detachment of biofilms and granules in a nitrifying biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnol. Prog.*, 1996, **12**(6): 764 ~ 772.
- Shin H-S, Lim K-H, Park H-S. Effect of shear stress on granulation in oxygen aerobic upflow sludge bed reactors. *Wat. Sci. Tech.*, 1992, **26**(3-4): 601 ~ 605.
- Mishima K, Makamura M. Self-immobilization of aerobic activated sludge — A pilot study of the aerobic upflowsludge blanket process in municipal sewage treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 1991, **23**: 981 ~ 990.
- Morgenroth E, Sherden T, Van Loosdrecht M C M et al. Aerobic Granular Sludge in a Sequencing Batch Reactor. *Wat. Res.*, 1997, **31**(12): 3191 ~ 3194.
- Peng D C, Nicolas B, Jear-Philippe D et al. Aerobic granular sludge — A case report. *Wat. Res.*, 1999, **33**(3): 890 ~ 893.
- Beun J J, Hendriks A, Van Loosdrecht M C M et al. Aerobic Granulation in a Sequencing Batch Reactor. *Wat. Res.*, 1999, **33**(10): 2283 ~ 2290.
- Beun J J, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Aerobic granulation. *Wat. Sci. Tech.*, 2000, **41**(4,5): 41 ~ 48.
- Etterer T, Wilderer P A. Generation and properties of aerobic granular sludge. *Wat. Sci. Tech.*, 2001, **43**(7): 19 ~ 26.
- 竺建荣, 刘纯新. 好氧颗粒活性污泥的培养及理化特性研究. *环境科学*, 1999, **20**(2): 38 ~ 41.
- 卢然超, 张晓健, 张悦, 竺建荣. SBR 工艺运行条件对好氧污泥颗粒化和除磷效果的影响. *环境科学*, 2001, **22**(2): 87 ~ 90.
- 鄂永昌等译. 山田常雄等编. 生物学词典. 第 1 版. 北京: 科学出版社, 1997. 1028.
- 伦世仪主编. 生化工程. 北京: 中国轻工出版社, 1993. 119 ~ 123.
- 美国公共卫生协会. 美国自来水厂协会. 水污染控制联合会编著. 宋仁元等译. 水和废水标准分析方法. 第 15 版. 北京: 中国建筑工业出版社, 1985.