

好氧颗粒污泥的形成机制、特性及应用研究进展

彭永臻,吴蕾,马勇,王淑莹,李凌云

(北京工业大学环境与能源学院,北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室,北京 100124)

摘要 :好氧颗粒污泥凭借其密实的结构、多样的微生物种群以及优良的沉降性能,已经引起了污水生物处理领域许多学者的兴趣.本文总结了近年来国内外好氧颗粒污泥技术和应用的最新研究成果,包括好氧颗粒污泥的形成机制、好氧颗粒污泥的特性及其微生物相、环境条件对好氧颗粒污泥形成的影响、好氧颗粒污泥模型以及在处理市政污水和含毒工业废水上的应用,并展望了好氧颗粒污泥的应用前景.

关键词 :好氧颗粒污泥;形成机制;影响因素;微生物相;沉淀时间;曝气强度

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)02-0273-09

Advances : Granulation Mechanism , Characteristics and Application of Aerobic Sludge Granules

PENG Yong-zhen , WU Lei , MA Yong , WANG Shu-ying , LI Ling-yun

(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering , College of Environmental and Energy Engineering , Beijing University of Technology , Beijing 100124 , China)

Abstract :Aerobic sludge granules with compact structure , wide diverse microbial species and excellent settling capabilities have drawn interest of researchers engaging in work in the area of biological wastewater treatment. This review provides recent advances on aerobic biogranulation technology and application. Granulation mechanism , characteristics and its microbial phase , influence of different environmental factors , granulation model and its application in treating the municipal and toxic industrial wastewater were discussed. Then a prospect concerned for future research is also put forward.

Key words :aerobic granules ; forming mechanism ; effecting factors ; microbial phase ; settling time ; aeration intensity

颗粒污泥是微生物自凝聚形成的一种特殊形式的活性污泥,具有良好的沉降性能、密实的结构、较高浓度的生物量、较强的冲击负荷和抵抗有毒有害物质的能力.颗粒污泥是 20 世纪 80 年代首次在厌氧系统中发现的,并应用于废水处理系统,但厌氧颗粒污泥存在着启动时间长、操作温度高以及脱氮除磷效率低等缺点,这就使得好氧颗粒污泥的培养和应用受到了国内外学者的普遍关注. Mishima 等^[1]首次为好氧上向流反应器中发现了好氧颗粒污泥, Heijnen 和 van Loosdrecht 在 1998 年首次申请了好氧颗粒污泥的专利.但是,此时由于好氧颗粒培养方式的诸多局限,导致好氧颗粒污泥的试验研究受到很大限制.好氧颗粒污泥真正的试验研究是从 20 世纪 90 年代末开始,一方面借助共焦激光电镜技术从微观层面去了解颗粒污泥形成的机制、途径、物化特性、种群结构与分布等,另一方面从宏观层面研究处理效果、参数优化及运行模式等,并逐渐将好氧颗粒污泥与实际废水联系起来,为好氧颗粒污泥的工业化放大作铺垫.

本文总结了国内外有关好氧活性污泥形成的四步途径和三种假说,以及在污水处理过程中的特性

和生物相分布,并分析了好氧颗粒污泥形成的影响因素.

1 好氧颗粒污泥形成机制

1.1 四步途径

关于颗粒污泥的颗粒化过程,国内外学者利用现代分子生物学技术进行了大量研究. Liu 等^[2]提出了好氧污泥颗粒的形成主要由以下四步途径完成:①物理作用使得最初的细菌向细菌靠拢或细菌向基质表面运动,形成最初的微生物聚合体.基质可以是污泥中已经存在的细菌聚合体,也可以是惰性的无机或有机物.运动所需的作用力主要来自水流推动力、扩散力、重力、热力以及细胞之间的相对运动;②物理、化学和生物之间的作用力,使得细菌与细菌之间以及细菌与固体表面之间相互吸附,进一步形成微生物聚合体,但是这种吸附是可逆的;③胞

收稿日期:2009-03-18;修订日期:2009-06-26

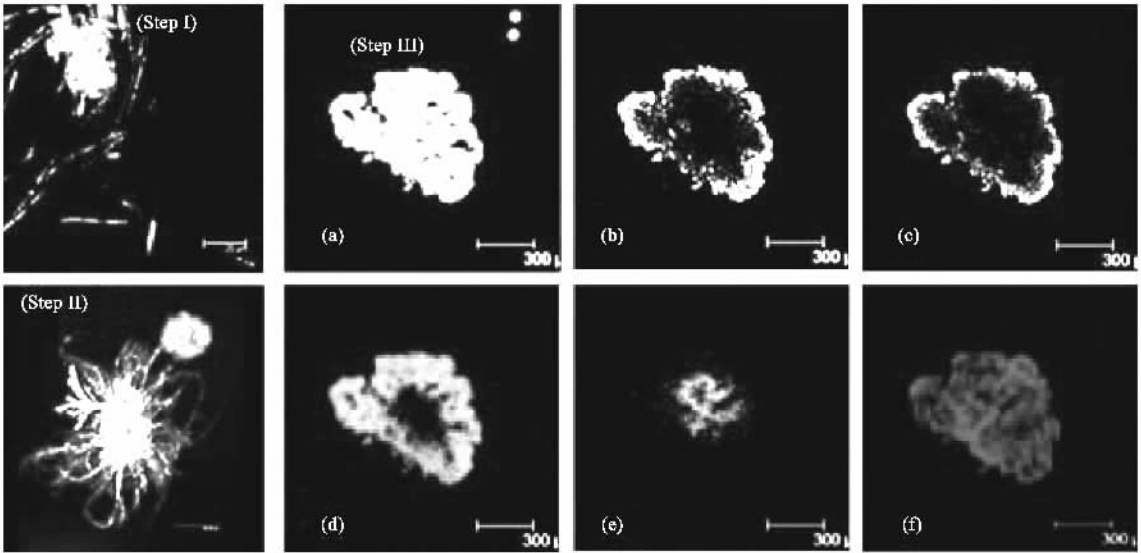
基金项目:国家自然科学基金项目(50808004);北京市高校人才强教深化计划高层次人才资助项目(PHR20090502);北京市教委科技创新平台项目(PXM2008_014204_050843)

作者简介:彭永臻(1949~),男,博士,教授,博士生导师,主要研究方向为污水的生物处理与过程控制,E-mail:pyz@bjut.edu.cn

外聚合物(EPS)产生的生物凝胶是微生物细胞之间强有力的吸引力 ,这种吸引力使得细菌与细菌之间以及细菌与固体表面之间的吸附不再可逆 ,微生物聚合体逐渐形成 ;④在水力剪切力的作用下 ,结构稳定的好氧颗粒污泥形成.

Chen 等^[3-5]在 SBR 中用含有 500 mg/L 苯酚的

合成废水成功培养出好氧颗粒污泥 ,通过多色荧光原位杂交技术 ,检测了刚接种的新鲜污泥和培养成熟颗粒污泥的内部结构(见图 1). 荧光染色和 CLSM 都表明 ,微生物自凝聚是颗粒污泥形成的最初步骤. 聚合在一起的微生物在附着点分泌 EPS ,增殖使得污泥生长 ,最终形成颗粒污泥.



Step I :未絮凝的细胞 ,Step II :絮凝污泥的蓬松结构 ,Step III :在核心区域包含死亡细胞的初形成的颗粒污泥 .a. 蛋白质 b. 油脂 c. α -多糖 d. 总细胞 e. 死亡细胞 f. β -多糖

图 1 好氧颗粒污泥在不同培养阶段中的 CLSM 照片

Fig. 1 CLSM images of aerobic granules in different cultivation stages

1.2 三种假说

1.2.1 微生物自凝聚假说

微生物的自凝聚现象被认为是颗粒污泥形成的一个假说. Tay 等^[6]认为好氧污泥颗粒的形成是微生物在静电斥力和水力作用下的自凝聚过程. 发生在细胞内部、细胞之间的相互作用以及多种属的细菌及细菌之间、蛋白质之间的吸附作用 ,使得微生物相互聚集形成紧密的有规则形状的三维立体结构. 事实上 ,好氧颗粒污泥可以看作是高密度的细菌团体 ,也可看作是一种特殊形式的生物膜. 每个颗粒污泥包含上百万个不同种类的细菌 ,细菌间的相互黏着促进了好氧污泥的颗粒化 ,最终形成具有规则椭圆形外观的微生物聚合体.

1.2.2 选择压驱动假说

在 SBR 反应器中 ,通过控制沉降时间 ,只有在某个特定的时间范围内沉降速率快的颗粒污泥能在反应器内保存下来 ,而沉降性能差的就会从反应器中淘洗出去. 这种沉降淘洗过程是一个纯粹的物理屏蔽过程 ,与微生物的性质无关. Wang 等^[7]认为颗

粒污泥的稳定性会随着选择压的不断增强而逐渐增强. Tay 等^[8]通过变化排水口的高度获得不同的选择压 ,比较了不同的选择压下好氧颗粒污泥的形成过程 ,研究发现硝化颗粒污泥需要高强度的选择压.

1.2.3 胞外多聚物(EPS)假说

EPS 是微生物分泌于细胞表面的大分子黏性物质 ,能够改变细胞表面的物理化学性质 ,主要包括蛋白质、多糖、腐殖质酸和油脂等 ,这些物质有利于微生物细胞凝聚 ,对颗粒污泥的形成和稳定起到重要作用. Liu 等^[9,10]认为 ,EPS 是微生物细胞和颗粒态物质相连接的桥梁. 高浓度的多糖可以帮助细胞之间的吸附 ,并且通过聚合物矩阵增强微生物结构 ,如果胞外多糖代谢机制受阻 ,将会影响微生物聚合体的形成.

2 好氧颗粒污泥的特性

2.1 物理特性

2.1.1 基本特性

好氧颗粒污泥与传统的絮状污泥具有完全不同

的形态特征.成熟的好氧颗粒污泥呈规则的圆形外观,表面光滑,边界清晰,平均粒径分布在 0.2 ~ 5.0 mm,密度从 1.004 ~ 1.065 不等,含水率一般为 97% ~ 98%,低于普通活性污泥(含水率 99% 以上),SVI 12.6 ~ 64.5 mL/g,远高于普通活性污泥(10 mL/g).

2.1.2 沉降性能

颗粒污泥的沉降性决定着固液分离的效率,受其结构和粒径的影响,粒径越大,沉降越快.好氧颗粒污泥的沉降速率是絮状污泥的 3 倍,较高的沉降速率增加了生物体在反应器内的停留时间,使反应器内维持较多的生物量,提高了生物体的降解能力.

2.2 化学特性

2.2.1 表面疏水性

细胞的疏水性是细胞之间相互结合的重要亲和力.疏水性增加,细菌表面自由能降低,细菌之间的黏附性能增加,从而促使细胞聚集,颗粒污泥的形成随之加剧.蔡春光等^[11]在试验中接种污泥细胞表面的疏水性为 42%,形成颗粒污泥后细胞表面的疏水性增加到 65%.Tay 等^[12]在研究中发现,颗粒污泥细胞表面的疏水性比接种污泥的疏水性增加了近 2 倍.

2.2.2 污泥表面电荷

活性污泥表面含有可解离的阴离子基团,相同电荷的污泥粒子相互靠近到一定程度就会发生双电层重叠,产生静电排斥力,在污泥粒子间形成斥力势能,阻碍污泥粒子间的接近.斥力势能的大小与粒子所带电荷数量呈正相关,因此污泥表面电荷降低,污泥粒子间的静电斥力减少,有利于污泥粒子间相互接近聚集形成稳定的颗粒结构.蔡春光等^[11]启动试验时污泥表面电荷为 -0.622 meq/g,颗粒结构形成后污泥表面电荷下降了 1/2,随后污泥表面电荷变化趋于稳定.

2.2.3 EPS 的组分

激光放射矩阵(EEM)可以用来描述颗粒污泥 EPS 的特征.在波长 220 ~ 230/340 ~ 350 nm、270 ~ 280/340 ~ 350 nm 和 330 ~ 340/420 ~ 430 nm 处,存在着 3 个波峰,根据 Chen 等^[13]提出的分类体系,这些物质分别属于 II(芳香蛋白质)、IV(可溶解性的微生物的产物)和 V(腐殖质酸).

Adav 等^[14]使用 7 种萃取方法将 EPS 从好氧颗粒污泥中萃取出来,不同萃取方法得到 EPS 的量不同,并认为用甲酰胺和氢氧化钠等化学物质作为萃取剂要比其他方法优越.Sheng 等^[15]和 Adav 等^[16]

研究发现,EEM 波峰强度的改变和位置的改变会引起萃取出的 EPS 化学性质改变.

蛋白质是 EPS 中的主要成分,其与总糖的比值影响污泥的表面性质,是影响颗粒污泥形成的重要因素.蔡春光等^[11]观察到在颗粒的形成过程中蛋白质的含量有增加的趋势,蛋白质与总糖(中性糖和糖醛酸)的比值从 2.12 增加到 5.35,二者比值的增加,有利于污泥粒子间的凝聚和维持颗粒结构.而多糖在颗粒形成初期有所降低后来略有增加,总体变化幅度较小.糖醛酸和 DNA 在 EPS 中占比例较少,在整个颗粒化过程中没有明显的变化.

2.2.4 颗粒内部溶解氧(DO)梯度

Chiu 等^[17]通过探针探测颗粒内部 DO 水平,推算出乙酸培养的颗粒污泥粒径在 1.28 ~ 2.50 mm 范围内,表观氧扩散系数在 1.24×10^{-9} ~ 2.28×10^{-9} m²/s 之间;苯酚培养的粒径在 0.42 ~ 0.78 mm 范围内的颗粒污泥,表观氧扩散系数在 2.50×10^{-9} ~ 7.65×10^{-9} m²/s 之间.Chiu 等^[18,19]研究表明由于聚集在颗粒外围的活性细胞层消耗了大部分吸附的 DO,因此在颗粒核心区不存在 DO,在长期放置过程中颗粒污泥没有可利用的 DO.

2.3 微生物生态学特性

扫描电镜(SEM)、光学显微镜以及和 FISH 联合使用的 CLSM 都能用来观察颗粒污泥种群结构,以鉴定不同条件下异养菌、硝化菌、反硝化菌、聚磷菌(PAO)和聚糖菌(GAO),发现好氧颗粒污泥内微生物的种群结构和基质种类密切相关.Jiang 等^[20~23]鉴定了 10 株以苯酚培养的成熟颗粒污泥微生物,其中 6 株属于 β -Proteobacteria,3 株属于 Actinobacteria,1 株属于 γ -Proteobacteria,并且发现属于 α -Proteobacteria 的 PG-01 在颗粒污泥中普遍存在,且是苯酚降解的优势菌;属于 β -Proteobacteria 的 PG-08 苯酚降解能力最小,且有很高的自我聚合趋势.Adav 等^[24]和 Jiang 等^[25]研究发现, *Rodotorula*、*Trichosporon* 和 *Candida tropicalis* 等酵母菌,也是能降解高浓度苯酚及苯酚化合物的优势菌.另外,Weber 等^[26]以酿酒废水培养的颗粒污泥中大部分菌属为 *Thiothrix* 或 *Sphaerotilus natans*,Williams 等^[27]以葡萄糖和乙酸为碳源和以硝酸盐为氮源培养的颗粒污泥,主要是 *Epistylis*、*Geotrichum*、*Poterioochromonas*、*Geotrichum klebahnii* 中的菌株.

Toh 等^[28]利用 FISH-CLSM 技术表明,好氧氨氧化细菌 *Nitrosomonas* spp. 生长在颗粒污泥表面以下 70 ~ 100 μ m 处,厌氧菌 *Bacteroides* spp. 生长在颗粒

污泥 800 ~ 900 μm 处,在 800 ~ 1 000 μm 处有一些死亡的细胞。Lemaire 等^[29]在小试 SBR 中通过交替厌氧/好氧运行,以颗粒污泥为介质实现了同步硝化反硝化和除磷,并稳定运行 450 d, PAO-*Accumulibacter* spp. 为主要微生物,在颗粒污泥外 200 mm 处占主导地位,主要的 GAO 为 *Competibacter* spp.,在颗粒污泥内部核心占主导地位。

2.4 好氧颗粒污泥的稳定性

2.4.1 EPS 与好氧颗粒污泥稳定性的关系

EPS 对好氧颗粒污泥的稳定性很重要, EPS 的减少会使得聚合在一起的细菌分离。McSwain 等^[30]和 Adav 等^[16, 31]使用激光共焦扫描电镜(CLSM)、荧光微球和寡核苷酸探针检测好氧颗粒污泥形成过程中的内部结构变化, McSwain 等^[30]使用异硫氰基荧光素(FITC)、伴刀豆球蛋白 A(Con A)凝集素复合物和活细胞核酸染色剂 63(SYTO 63)以及探针探测了颗粒污泥内部的蛋白质、 α -多糖以及细胞, 上述学者认为, 颗粒污泥内部的非蛋白核心提供了颗粒污泥的稳定性。Adav 等^[32]利用酶的选择性对 EPS 中蛋白质、 α -多糖、 β -多糖和油脂进行水解, 研究发现, EPS 水解之后好氧颗粒污泥稳定性相应地发生了显著变化。虽然核心区域存在多余的蛋白质, 但蛋白质的选择性去除对颗粒污泥的稳定性的影响甚微, 而 β -多糖的水解会引起颗粒污泥的瓦解。

最新的观点认为: 颗粒污泥的稳定是由一个网状结构决定的, 这个网状结构以 β -多糖为骨架, 内含有蛋白质、油脂、 α -多糖以及细胞。因此, 一些特定 EPS(不是全部) 的富集能够加速污泥的颗粒化和维持颗粒污泥的稳定性。

2.4.2 环境条件与好氧颗粒污泥稳定性的关系

Tay 等^[33]研究表明, 常温下放置 8 周的颗粒污泥与新鲜的颗粒污泥相比, 其粒径变小且外形不规则, 由于细胞水解, 还会释放可溶性有机物。放置后的颗粒污泥中蛋白质被消化后会形成液泡, 而不像新鲜颗粒污泥中存在“间隔”和固体蛋白。但是, Zhu 等^[34]在室温下用葡萄糖培养的颗粒污泥在 7 周后其颗粒大小、颜色和沉降性均没有受到影响。

Adav 等^[35]认为, 低温下用苯酚培养的颗粒污泥含有稠密的 β -多糖网状结构, 比乙酸培养的颗粒污泥更易保存。特别指出的是, 在 -20°C 保存的颗粒污泥经过 48 h 的恢复可以保持 80% ~ 99% 的活性。还发现在 -20°C 保存 180 d 的颗粒污泥内部存在专性厌氧菌属 *Bacteroides* sp.。因此, 低温有助于保持颗粒污泥的稳定性和恢复细胞的生存能力。在缺少

外加有机物的情况下, 高温储存的颗粒污泥内部会产生内源呼吸作用, 颗粒内部的 EPS 基质会被厌氧菌“消化”掉, 从而导致颗粒污泥解体。

2.5 好氧颗粒污泥模型

颗粒污泥系统是一个复杂的生物处理系统, 受到多种因素的影响, 如扩散系数、转移速率、颗粒大小以及微生物的空间分布与密度等。这些因素相互交织, 错综复杂, 仅用试验的方法无法得到单个因素的影响特性。因此, 一个良好的数学模型可以为许多影响好氧颗粒污泥工艺的因素如去除率以及颗粒污泥内部不同微生物种群的空间分布等提供更深入的洞察力^[36]。

Kreft 等^[37]提出的好氧颗粒污泥模型, 深入详细地探究了颗粒内部微生物相和 EPS 分布以及影响颗粒污泥外形的因素如丝状菌枝状生长。Xavier 等^[38]提出的多尺度模型描述了 4 类微生物在颗粒污泥中的二维空间分布: 异养微生物、氨氧化菌、亚硝酸氧化菌和聚磷菌, 以及微生物种群的代谢机制和好氧颗粒污泥反应器的动力学特性。模型显示, 微生物种群沿径向优先分布, 与层面相比, 种群分布更加不均一。这种生物群体不均匀结构和不对称生长使得用典型的微电极检测方法较为困难。颗粒的外层由于受到侵蚀而包含较少的情性物质。因此, 与活性污泥相比, 好氧颗粒污泥包含更多的情性物质, 主要来自细胞衰亡。

Ni 等^[39]提出的好氧颗粒污泥数学模型描述了 SBR 反应器内自养和异养颗粒污泥的同步生长情况。模型假设自养菌生长颗粒污泥外层, 异养菌生长在颗粒污泥核心内部, 这就说明自养微生物要比异养微生物需要的氧多。同时, 他们还研究了反硝化菌在好氧颗粒污泥中的生长和储存行为^[40, 41]。

de Kreuk 等^[42]提出的好氧颗粒污泥数学模型, 描述了溶解氧的渗透梯度、缺氧和好氧时微生物增长速率以及营养物质的去除。日本 Waseda 大学提出了一个相似的多尺度硝化颗粒污泥模型, 该模型表明产生 EPS 的异养菌会依靠细胞溶出产物增殖。这些异养菌将生成的部分硝酸盐反硝化, 主要在颗粒污泥内部生长。在这些位置, 它们分泌 EPS, 巩固颗粒污泥的结构, 增强整个颗粒密实度。硝化菌主要在颗粒的外层生长, 脱落速率较快, 使得它们的污泥停留时间较短^[36]。南洋理工大学的 Ivanov 教授提出的模型指出颗粒之间相互碰撞, 气泡冲刷和机械搅拌而产生的剪切力会使颗粒机械密实度增强, 进而会影响微生物的分布、脱落和颗粒污泥的孔透性。孔透

性的改变可以影响物质向颗粒内部传递,从颗粒污泥剥离的部分可以形成新的颗粒,两者都会导致颗粒污泥不同的种群结构^[36]。

3 影响好氧颗粒污泥形成的影响因素

3.1 种泥类型

颗粒污泥的接种污泥大多选用污水处理厂中的活性污泥,活性污泥的微生物种群类型对颗粒污泥形成非常重要。与亲水性细菌相比,疏水性细菌更易吸附于活性污泥絮体上,污泥中疏水性细菌越多,具有优良沉降性的颗粒污泥形成的越快。一般而论,丝状细菌和荚膜细菌丰富的接种污泥有利于颗粒化。与接种絮状污泥相比,直接采用厌氧颗粒污泥进行驯化更为简便且成功率高,启动时间短^[43,44]。

3.2 底物组成

好氧颗粒污泥已在多种底物中培养成功,如葡萄糖、乙酸、苯酚、淀粉、乙醇、蔗糖、生活污水以及其他含有有机组分的废水。这些底物均具有较高的黏性,可以提高细胞表面的疏水性,有助于细胞之间的相互聚合。但是不同底物培养的好氧颗粒污泥,其内部结构和微生物种群存在明显差异:以苯酚为碳源和能源的颗粒污泥主要以 *Proteobacterium* 为主导细菌^[20,31];以无机碳源培养的颗粒污泥硝化菌群占优势^[8,45];以醋酸盐为碳源的颗粒污泥主要由短杆菌组成;以葡萄糖为底物时,好氧颗粒污泥中观察到大量丝状菌存在,而以乙酸为底物的颗粒污泥结构密实,却没有观察到丝状菌的存在^[6]。

二价和三价的阳离子,如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 等都能与阴离子结合形成颗粒污泥的核心。Jiang 等^[46]表明, Ca^{2+} 能够加速颗粒污泥的形成。当 100 g Ca^{2+} 加入到进水中,16 d 颗粒污泥培养成功,而不加 Ca^{2+} 的颗粒污泥形成用了 32 d。

3.3 有机负荷

相对较高的有机负荷(OLR)有利于厌氧颗粒污泥的形成,但对好氧颗粒污泥没有显著影响,从 2.5 ~ 15 kg/(kg·d),好氧颗粒污泥均能形成。但较高 OLR 会影响到颗粒污泥的物理结构和形状。有研究表明,当进水负荷从 3.0 增加到 6.0 kg/(kg·d) 时,好氧颗粒污泥的粒径从 1.6 增加到 1.9 mm^[47,48]。

3.4 pH 和游离氨

pH 对颗粒污泥的形成有很重要的影响,低 pH 有利于颗粒污泥的形成。Yang 等^[49]表明 pH 为 4,有大量真菌存在时,颗粒污泥粒径可达到 7 mm,当 pH

为 8 时,细菌占优势,粒径仅为 4.8 mm。FA 的增加可降低细胞的疏水性和 EPS 的量,使好氧颗粒污泥培养失败。Yang 等^[50]以乙酸为碳源培养颗粒污泥,当 FA 浓度 < 23.5 mg/L 时,颗粒污泥均可培养成功。但目前, pH 和 FA 对好氧颗粒污泥影响的详细抑制机制以及其他代谢产物和化学物质对好氧颗粒污泥可能的抑制还需进一步研究。

3.5 SBR 的运行方式

3.5.1 运行周期

SBR 的运行方式为进水、曝气、沉淀和排水。Liu 等^[51]表明,当运行周期从 1.5 h 增加到 8 h 时,颗粒污泥的比增长速率从 0.266 d⁻¹ 降低到了 0.031 d⁻¹,相应的污泥产率(VSS/COD)从 0.316 减少到 0.063。与运行周期 4 h 相比,颗粒污泥在运行周期为 1.5 h 时的粒径最大,而且结构最为密实。

3.5.2 碳源匮乏期

碳源匮乏形成的“饥饿期”并不是好氧污泥颗粒化的先决条件,但它却可以增加颗粒污泥的疏水性。有研究表明,即使处于饥饿期, EPS 也不会被内源消耗掉,细胞表面疏水性能保持不变^[52]。但是, Castellanos 等^[53]和 Sanin 等^[54]却发现碳源的缺乏对细胞表面的疏水性有很大影响,较长时间的碳源缺乏会削弱颗粒污泥的稳定性。而 SBR 的脉冲进水方式却可使得颗粒污泥具有很好的密实性。Liu 等^[55]研究了强化颗粒污泥稳定性的最佳饥饿时间为 3.3 h。

3.5.3 曝气强度

Adav 等^[16]研究了用苯酚废水在相同反应器不同的曝气强度下培养颗粒污泥的过程。低曝气强度下,没有颗粒污泥形成。当曝气强度为 3 L/min 时,颗粒污泥培养成功,粒径稳定在 1.0 ~ 1.5 mm,且结构密实。当曝气强度为 2 L/min 时,颗粒污泥粒径在 3.0 ~ 3.5 mm 之间,但表面生长有丝状菌。

3.5.4 温度

大多数颗粒污泥的培养都是在室温下进行,低温下不易培养。de Kreuk 等^[56]研究发现 8℃ 运行下的颗粒污泥外形形状不规则,且表面丝状菌过量生长,导致沉降性能变差,颗粒污泥相应的反硝化和去除有机物的能力也变差。卢然超等^[57]研究了 8℃、15℃、22℃ 对形成好氧颗粒污泥的影响,表明 22℃ 下对好氧颗粒污泥的形成有利。

3.5.5 反应器类型与水流方向

高景峰等^[58]考察了排水高度和直径比(H/D)对污泥颗粒化的影响,结果表明, $H:D = 5:1$ 的 SBR 反应器用了 16 d 实现了污泥好氧颗粒化,且形成的

好氧颗粒污泥粒径更大 ,结构更密实 ,形态更规则. 而 $H:D=1:1$ 的反应器则用了 32 d. Tay 等^[59]采用 2 个运行条件相同的直径分别是 5 和 20 cm 的 SBR 反应器进行试验 ,结果发现 ,在 20 cm 的 SBR 反应器内污泥均匀的分布 ,而 5 cm 的 SBR 反应器内污泥呈轴向分布. 20 cm 的 SBR 反应器运行 100 d 后 ,有丝状菌生长 ,5 cm 的 SBR 反应器内好氧颗粒污泥非常稳定 ,而且无丝状菌过量生长现象发生. Liu 等^[2]认为 ,和完全混合式反应器相比 ,SBR 的循环

流动适宜用于培养好氧颗粒污泥. 然而 ,SBR 反应器内水力动力学对好氧颗粒污泥的形成和稳定的影响还需进一步研究.

4 好氧颗粒污泥在污水处理中的应用

好氧颗粒污泥具有诸多优势 ,许多研究学者在实验室规模的好氧颗粒污泥反应器中开展了多种高浓度有机废水、金属废水、含毒物质废水及生活污水的研究 ,具体见表 1 所示.

表 1 好氧颗粒污泥在污水处理中应用¹⁾
Table 1 Application of aerobic granula sludge in wastewater treatment

处理对象	处理效果	文献	
高浓度苯酚废水	当苯酚浓度为 500 mg/L ,颗粒污泥的比降解速率为 1 g/(g · d) ;当苯酚浓度为 1 900 mg · L ⁻¹ ,比降解速率为 0. 53 g/(g · d)	[60]	
有毒有机废水	高浓度嘧啶废水(含苯酚)	苯酚浓度为 500 mg/L 时 ,颗粒污泥可降解的嘧啶浓度为 250 ~ 2 500 mg/L ,最大比降解速率为 73. 0 mg/(g · h)	[31]
	PNP 废水	PNP 浓度为 40. 1 mg/L ,比降解速率为 19. 3 mg/(g · h) ,达到峰值	[61]
	2 ,4-二氯苯酚废水(DCP)	出水 2 ,4-DCP 和 COD 浓度为 4. 8 mg/L 和 41 mg/L ,去除率分别为 94% 和 95% ,最大比降解速率为 39. 6 mg/(g · h)	[62]
	MTBE 废水	出水 MTBE 浓度为 15 ~ 50 μg/L ,去除率超过 99. 9%	[63]
奶制品废水	容积交换率为 50% 时 ,COD、N 和 P 的去除效率分别为 90%、80% 和 67%	[64]	
屠宰废水	COD 和 TP 的去除率在 98% 以上 ,TN 和 VSS 的去除率在 97% 以上	[65]	
氮、磷废水	COD、TOC、PO ₄ ³⁻ -P、NH ₄ ⁺ -N、TN 平均去除率 80%、70%、71%、92% 和 47%	[66]	
金属废水	好氧颗粒污泥对 Cu ²⁺ 和 Zn ²⁺ 的最大吸附速率为 246. 1 mg/g 和 180 mg/g	[67]	
颗粒有机废水	颗粒污泥浓度为 0. 95 g/L MLSS ,总 COD 去除率为 50% ,可溶性 COD 去除率为 80%	[68]	
含铀废水	酸性条件下(pH 1 ~ 6) ,可以实现铀的快速吸附(< 1 h) ,吸附量在 6 ~ 100 mg/L ,最大吸附速率为(218 ± 2) mg/g(干重)	[69]	

1) PNP 为对硝基苯酚 ;MTBE 为甲基叔丁基醚

由此可见 ,好氧颗粒污泥包含多种好氧、兼性及厌氧的微生物 ,组成一个完整的微生物群落 ,对废水中多种污染物质具有良好的降解潜力 ,多用于处理高负荷废水和有毒废水 ,具有沉降系统体积小、抵抗能力强、出水水质好等优点.

5 存在的问题与展望

目前 ,许多研究学者报道了在 SBR 反应器中成功培养出好氧颗粒污泥的实例 ,然而在培养和应用上还存在以下问题 :①好氧颗粒污泥的不稳定性. 少量或适量的丝状菌有利于改善颗粒污泥的沉降性能. 然而在培养过程中 ,由于底物、营养物质和 DO 在颗粒污泥内部的扩散效率不同 ,容易引起丝状菌的过量生长 ,使得沉降性能变差 ,颗粒污泥被淘洗出来 ,最终导致颗粒污泥培养失败 ;②异养菌和目标菌的竞争. 与硝化菌、聚磷菌相比 ,异养菌生长较快 ,这就使得颗粒污泥中目标微生物数量较少 ,从而减弱对污染物的去除能力 ;③目前还没有描述关于好氧颗粒污泥从最初形成到最终消亡的全过程以及颗粒

污泥的分层结构生成过程的数学模型.

综合目前的研究成果 ,今后好氧颗粒污泥技术的发展方向为 :①探求各种压力下(如底物、营养物质和 DO)丝状菌的生长类型 ,为抑制丝状菌膨胀提供理论基础 ;②深入研究各种控制因素的变化对好氧颗粒污泥稳定性的影响 ,以实现工艺长期稳定的维持 ;③开发颗粒污泥的联合工艺. 颗粒污泥生化反应器可以和其他处理单元联合使用来弥补彼此的不足 ,如将膜反应器和好氧颗粒污泥结合起来的好氧颗粒污泥膜反应器(AGSBR) ;④培养具有基因工程微生物的好氧颗粒污泥. 利用基因工程学移植技术把多种目标基因移植到一种微生物体内 ,使该微生物可以达到降解多种有毒物质的目的. 该领域的研究尚处于探索阶段 ,具有广阔的研发前景.

参考文献 :

[1] Mishima K , Nakamura M. Self-immobilization of aerobic activated-sludge—a pilot-study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage-treatment[R]. Kyoto , Japan : 15th Biennial Conf of the International Assoc on Water

- Pollution Research and Control, 1990.
- [2] 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.
- [3] Chen M Y , Lee D J , Tay J H. Distribution of extracellular polymeric substances in aerobic granules [J]. Applied Microbiology and Biotechnology , 2007 , **73**(6) :1463-1469.
- [4] Chen M Y , Lee D J , Tay J H , *et al.* Staining of extracellular polymeric substances and cells in bioaggregates[J]. Applied Microbiology and Biotechnology , 2007 , **75**(2) :467-474.
- [5] Chen M Y , Lee D J , Yang Z , *et al.* Fluorescent staining for study of extracellular polymeric substances in membrane biofouling layers[J]. Environmental Science and Technology , 2006 , **40**(21) :6642-6646.
- [6] Tay J H , Liu Q S , Liu Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor[J]. Journal of Applied Microbiology , 2001 , **91**(1) :168-175.
- [7] Wang X H , Zhang H M , Yang F L , *et al.* Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure[J]. Enzyme and Microbial Technology , 2007 , **41**(3) :205-211.
- [8] Tay J H , Yang S F , Liu Y. Hydraulic selection pressure-induced nitrifying granulation in sequencing batch reactors[J]. Applied Microbiology and Biotechnology , 2002 , **59**(2-3) :332-337.
- [9] Liu Y , Yang S F , Tay J H , *et al.* Cell hydrophobicity is a triggering force of biogranulation[J]. Enzyme and Microbial Technology , 2004 , **34**(5) :371-379.
- [10] Liu Y Q , Liu Y , Tay J H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules[J]. Applied Microbiology and Biotechnology , 2004 , **65**(2) :143-148.
- [11] 蔡春光 ,刘军深 ,蔡伟民. 胞外多聚物在好氧颗粒化中的作用机理[J]. 中国环境科学 , 2004 , **24**(5) :623-626.
- [12] Tay J H , Liu Q S , Liu Y. Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors[J]. Environmental Technology , 2002 , **23**(8) :931-936.
- [13] Chen W , Westerhoff P , Leenheer J A , *et al.* Fluorescence excitation-Emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter[J]. Environmental Science and Technology , 2003 , **37**(24) :5701-5710.
- [14] Adav S S , Lee D J. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure [J]. Journal of Hazardous Materials , 2008 , **154**(1-3) :1120-1126.
- [15] Sheng G P , Yu H Q. Characterization of extracellular polymeric substances of aerobic and anaerobic sludge using three-dimensional excitation and emission matrix fluorescence spectroscopy[J]. Water Research , 2006 , **40**(6) :1233-1239.
- [16] Adav S S , Lee D J , Lai J Y. Effects of aeration intensity on formation of phenol-fed aerobic granules and extracellular polymeric substances [J]. Applied Microbiology and Biotechnology , 2007 , **77**(1) :175-182.
- [17] Chiu Z C , Chen M Y , Lee D J , *et al.* Diffusivity of oxygen in aerobic granules[J]. Biotechnology and Bioengineering , 2006 , **94**(3) :505-513.
- [18] Chiu Z C , Chen M Y , Lee D J , *et al.* Oxygen diffusion in active layer of aerobic granule with step change in surrounding oxygen levels[J]. Water Research , 2007 , **41**(4) :884-892.
- [19] Chiu Z C , Chen M Y , Lee D J , *et al.* Oxygen diffusion and consumption in active aerobic granules of heterogeneous structure [J]. Applied Microbiology and Biotechnology , 2007 , **75**(3) :685-691.
- [20] Jiang H L , Tay J H , Maszenan A M , *et al.* Bacterial diversity and function of aerobic granules engineered in a sequencing batch reactor for phenol degradation[J]. Applied and Environmental Microbiology , 2004 , **70**(11) :6767-6775.
- [21] Jiang H L , Tay J H , Maszenan A M , *et al.* Enhanced phenol biodegradation and aerobic granulation by two coaggregating bacterial strains[J]. Environmental Science Technology , 2006 , **40**(19) :6137-6142.
- [22] Jiang H L , Tay S T L , Maszenan A M , *et al.* Physiological traits of bacterial strains isolated from phenol-degrading aerobic granules[J]. FEMS Microbiology Ecology , 2006 , **57**(2) :182-191.
- [23] Jiang H L , Maszenan A M , Tay J H. Bioaugmentation and coexistence of two functionally similar bacterial strains in aerobic granules[J]. Applied Microbiology and Biotechnology , 2007 , **75**(5) :1191-1200.
- [24] Adav S S , Chen M Y , Lee D J , *et al.* Degradation of phenol by aerobic granules and isolated yeast *Candida tropicalis* [J]. Biotechnology and Bioengineering , 2007 , **96**(5) :844-852.
- [25] Jiang Y , Wen J P , Li H M , *et al.* The biodegradation of phenol at high initial concentration by the yeast *Candida tropicalis* [J]. Biochemical Engineering Journal , 2005 , **24**(3) :243-247.
- [26] Weber S D , Ludwig W , Schleifer K H , *et al.* Microbial composition and structure of aerobic granular sewage biofilms [J]. Applied Environmental Microbiology , 2007 , **73**(19) :6233-6240.
- [27] Williams J C , de los Reyes Iii F L. Microbial community structure of activated sludge during aerobic granulation in an annular gap bioreactor[J]. Water Science Technology , 2006 , **54**(1) :139-146.
- [28] Toh S K , Tay J H , Moy B Y P , *et al.* Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR[J]. Applied Microbiology Biotechnology , 2003 , **60**(6) :687-695.
- [29] Lemaire R , Yuan Z , Blackall L L , *et al.* Microbial distribution of *Accumulibacter* spp. and *Competibacter* spp. in aerobic granules from a lab-scale biological nutrient removal system[J]. Environmental Microbiology , 2008 , **10**(2) :354-363.
- [30] 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 Environmental Microbiology , 2005 , **71**(2) :1051-1057.
- [31] Adav S S , Lee D J , Ren N Q. Biodegradation of pyridine using

aerobic granules in the presence of pheno[J]. *Water Research* , 2007 **41**(13) :2903-2910.

[32] Adav S S , Lee D J , Tay J H. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule[J]. *Water Research* , 2008 **42**(6-7) :1644-1650.

[33] Tay S T L , Ivanov V , Yi S , *et al.* Presence of anaerobic bacteroides in aerobically grown microbial granules [J]. *Microbial Ecology* , 2002 **44**(3) :278-285.

[34] Zhu J R , Wilderer P A. Effect of extended idle conditions on structure and activity of granular activated sludge[J]. *Water Research* , 2003 **37**(9) :2013-2018.

[35] Adav S S , Lee D J , Tay J H. Activity and structure of stored aerobic granules[J]. *Environmental Technology* , 2007 **28**(11) : 1227-1235.

[36] de Kreuk M K , Kishida N , van Loosdrecht M C M. Aerobic granular sludge-State of the art[J]. *Water Science Technology* , 2007 **55**(8-9) :75-81.

[37] Kreft J U , Picioreanu C , Wimpenny J W T , *et al.* Individual-based modelling of biofilms[J]. *Microbiology* , 2001 **147** : 2897-2912.

[38] Xavier J B , De Kreuk M K , Picioreanu C , *et al.* Multi-scale individual-based model of microbial and bioconversion dynamics in aerobic granular sludge [J]. *Environmental Science Technology* , 2007 **41**(18) :6410-6417.

[39] Ni B J , Yu H Q , Sun Y J. Modeling simultaneous autotrophic and heterotrophic growth in aerobic granules [J]. *Water Research* , 2008 **42**(6-7) :1583-1594.

[40] Ni B J , Yu H Q , Xie W M. Storage and growth of denitrifiers in aerobic granules : Part II. Model calibration and verification[J]. *Biotechnology and Bioengineering* , 2008 **99**(2) :324-332.

[41] Ni B J , Yu H Q. Storage and growth of denitrifiers in aerobic granules : Part I. Model development [J]. *Biotechnology Bioengineering* , 2008 **99**(2) :314-323.

[42] de Kreuk M K , Picioreanu C , Hosseini M , *et al.* Kinetic model of a granular sludge SBR : Influences on nutrient removal[J]. *Biotechnology Bioengineering* , 2007 **97**(4) :801-815.

[43] Wilen B M , Onuki M , Hermansson M , *et al.* Microbial community structure in activated sludge floc analysed by fluorescence in situ hybridization and its relation to floc stability [J]. *Water Research* , 2008 **42**(8-9) :2300-2308.

[44] Zita A H M. Determination of bacterial cell surface hydrophobicity of single cells in cultures and in wastewater in situ [J]. *FEMS Microbiol Lett* , 1997 **18** :299-306.

[45] 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.

[46] Jiang H L , Tay J H , Liu Y , *et al.* Ca²⁺ augmentation for enhancement of aerobically grown microbial granules in sludge blanket reactors[J]. *Biotechnology Letters* , 2003 **25**(2) : 95-99.

[47] Moy B Y P , Tay J H , Toh S K , *et al.* High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules [J]. *Letters Applied Microbiology* , 2002 **34**(6) :407-412.

[48] Liu Q S , Tay J H , Liu Y. Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor [J]. *Environmental Technology* , 2003 **24**(10) :1235-1242.

[49] Yang S F , Li X Y , Yu H Q. Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions[J]. *Process Biochemistry* , 2008 **43**(1) : 8-14.

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

[51] Liu Y Q , Tay J H. Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors[J]. *Enzyme and Microbial Technology* , 2007 **41**(4) :516-522.

[52] Sutherland I W. Polysaccharases for microbial exopolysaccharides [J]. *Carbohydrate Polymers* , 1999 **38**(4) :319-328.

[53] Castellanos T , Ascencio F , Bashan Y. Starvation-induced changes in the cell surface of *Azospirillum lipoferum*[J]. *FEMS Microbiology Ecology* , 2000 **33**(1) :1-9.

[54] Sanin S L , Sanin F D , Bryers J D. Effect of starvation on the adhesive properties of xenobiotic degrading bacteria[J]. *Process Biochemistry* , 2003 **38**(6) :909-914.

[55] Liu Y Q , Tay J H. Characteristics and stability of aerobic granules cultivated with different starvation time[J]. *Applied Microbiology Biotechnology* , 2007 **75**(1) :205-210.

[56] de Kreuk M , Heijnen J J , van Loosdrecht M C M. Simultaneous COD , nitrogen , and phosphate removal by aerobic granular sludge[J]. *Biotechnology Bioengineering* , 2005 **90**(6) : 761-769.

[57] 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.

[58] 高景峰 , 郭建秋 , 陈冉妮 , 等. SBR 反应器排水高度与直径比对污泥好氧颗粒化的影响[J]. *中国环境科学* , 2008 **28**(6) : 512-516.

[59] Tay J H , Pan S , He Y X , *et al.* Effect of organic loading rate on aerobic granulation. II : Characteristics of aerobic granules[J]. *Journal of Environmental Engineering-Asce* , 2004 **130**(10) : 1102-1109.

[60] Tay J H , Jiang H L , Tay S T L. High-rate biodegradation of phenol by aerobically grown microbial granules[J]. *Journal of Environmental Engineering* , 2004 **130**(12) :1415-1423.

[61] Yi S , Zhuang W Q , Wu B , *et al.* Biodegradation of *p*-Nitrophenol by aerobic granules in a sequencing batch reactor [J]. *Environmental Science Technology* , 2006 **40**(7) : 2396-2401.

[62] Wang S G , Liu X W , Zhang H Y , *et al.* Aerobic granulation for 2,4-dichlorophenol biodegradation in a sequencing batch reactor [J]. *Chemosphere* , 2007 **69**(5) :769-775.

[63] Zhang L L , Zhu R Y , Chen J M , *et al.* Biodegradation of methyl tert-butyl ether as a sole carbon source by aerobic granules cultivated in a sequencing batch reactor [J]. *Bioprocess Biosystems Engineering* , 2008 **31**(6) :527-534.

- [64] Schwarzenbeck N , Borges J M , Wilderer P A. Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor [J]. Applied Microbiology Biotechnology , 2005 , **66** (6) : 711-718.
- [65] Cassidy D P , Belia E. Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge[J]. Water Research , 2005 , **39**(19) :4817-4823.
- [66] Wang F , Lu S , Wei Y , *et al.* Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR[J]. Journal of Hazardous Materials , 2009 , **164**(2-3) :1223-1227.
- [67] Xu H , Tay J H , Foo S K , *et al.* Removal of dissolved copper (II) and zinc(II) by aerobic granular sludge[J]. Water Science Technology , 2004 , **50**(9) :155-160.
- [68] Schwarzenbeck N , Erley R , Mc Swain B S , *et al.* Treatment of malting wastewater in a granular sludge sequencing batch reactor (SBR)[J]. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica , 2004 , **32** (1) :16-24.
- [69] Nanchaiaiah Y V , Joshi H M , Mohan T V K , *et al.* Aerobic granular biomass : a novel biomaterial for efficient uranium removal[J]. Current Science , 2006 , **91**(4) :503-509.