

王建龙, 张子健, 吴伟伟. 2009 好氧颗粒污泥的研究进展 [J]. 环境科学学报, 29(3): 449– 473
Wang J L, Zhang Z J, Wu W W. 2009 Research advances in aerobic granular sludge[J]. A cta Scientiae Circum stantiae, 29(3): 449– 473

好氧颗粒污泥的研究进展

王建龙^{*}, 张子健, 吴伟伟

清华大学核能与新能源技术研究院环境技术研究室, 北京 100084
收稿日期: 2008-11-07 录用日期: 2009-01-07

摘要: 污泥颗粒化 (granulation)是指废水生物处理系统中的微生物在适当的环境条件下, 相互聚集成一种密度较大、体积较大、体质条件较好的微生物聚集体. 按照微生物代谢过程中电子受体的不同, 颗粒污泥可分为好氧颗粒污泥和厌氧颗粒污泥两类. 目前对污泥颗粒化的研究主要集中在两个方面: 一方面是从宏观层面探讨颗粒化的形成模式, 优化运行参数以达到更好的颗粒化效果; 另一方面是从微观层面去研究颗粒化的机理、微生物菌群及其他化学成分在颗粒化过程中所起的作用. 本文综述了好氧颗粒污泥近年来的研究进展, 主要包括: 好氧颗粒污泥的性质 (形态及粒径、沉降性能、密度与强度、生物活性、细胞表面疏水性、胞外多聚物等)及结构, 颗粒污泥的培养条件、形成机理及影响因素 (有机负荷、基质成分、剪切力、沉淀时间、运行周期、进水模式、微生物饥饿期、反应器结构、溶解氧、温度等), 以及颗粒污泥的应用 (工业废水处理、城市污水处理、有毒污染物降解、脱氮除磷、重金属及放射性核素的去除等). 此外, 还介绍了全自养颗粒污泥, 如硝化颗粒污泥方面的研究. 分析表明, 随着对好氧颗粒污泥研究的不断深入, 将好氧颗粒污泥应用于实际废水处理得到越来越多的关注. 好氧颗粒污泥的形成机理、颗粒污泥的微生物特性、颗粒污泥的长期运行稳定性及其工业化应用是今后需要重点关注的研究方向.
关键词: 好氧颗粒污泥; 颗粒化; 废水处理; 机理; 影响因素

文章编号: 0253-2468 (2009) 03-449-25 中图分类号: X 703 文献标识码: A

Research advances in aerobic granular sludge

WANG Jianlong^{*}, ZHANG Z ijian, WU We iei
Laboratory of Env irom ental Technology, NET, Tsinghua University, Beijing 100084
Received 7 November 2008 **accepted** 7 January 2009

A b s t r a c t The granulation of sludge is a process of microbial self-immobilization during the wastewater treatment process under favorable conditions. Granular sludge is a denser, larger and better microbial aggregate. According to the electron acceptors of microbial metabolism, granular sludge can be divided into two general groups, that is, anaerobic and aerobic granular sludge. Anaerobic granular sludge has been studied extensively for decades, whereas the interest in aerobic granular sludge was started just several years ago. To date, the researches on the aerobic granulation have been focused on two aspects: one is on the formation of aerobic granular sludge on macro-scale, in order to optimize the operational parameters; the other is on the granulation mechanisms and the microbial diversity. This paper reviewed the up-to-date research and application of aerobic granular sludge not only in China, but also worldwide. The main contents include: the performance of aerobic granular sludge (morphology and size, settling ability, density and strength, biological activity, cell surface hydrophobicity, extracellular polysaccharides etc.), the cultivating conditions, granulation mechanisms and the influencing factors (organic loading rates, substrates constituents, hydrodynamic shear force, settling time, operational period, feeding mode, periodic starvation, reactor configuration, dissolved oxygen and temperature etc.), as well as the application of aerobic granular sludge (industrial wastewater treatment, municipal sewage treatment, toxic organics degradation, removal of nitrogen and phosphorus, and biosorption of heavy metal ions and radioactive wastes etc.). The completely autotrophic granular sludge, such as nitrifying granular sludge, was also mentioned. The future concern will focus on the up-scaling, manipulating and optimizing the formation of aerobic granules, the changes in microbial activity and community in mature aerobic granules, as well as their long-term stability in the reactors. The intensive and successful researches of this technology will promote it from laboratory study to the pilot and full-scale applications, which will foresee its promising application in practical wastewater treatment.
Keywords Aerobic granular sludge; granulation; wastewater treatment; mechanism; influencing factor

基金项目: 国家自然科学基金项目 (No. 50830302)
Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 50830302)
作者简介: 王建龙 (1964—), 男, 教授, E-mail: wangj@tsinghua.edu.cn; ^{*} 通讯作者 (责任作者)
Biography: WANG Jianlong (1964—), male, professor, E-mail: wangj@tsinghua.edu.cn; ^{*} **Corresponding author**

1 引言 (Introduction)

污泥颗粒化 (granulation)是指废水生物处理系统中的微生物在适当的环境条件下,相互聚集形成一种密度较大、体积较大、体质条件较好的微生物聚集体(王建龙, 2002). 微生物自身具有凝聚或附着于固体表面的特性,只要条件适当,这种现象便会自然发生.按照微生物代谢过程中电子受体的不同,颗粒污泥可分为好氧颗粒污泥和厌氧颗粒污泥两类.污泥颗粒化现象最早在升流式污泥床反应器中发现,即厌氧微生物相互凝聚形成沉降性能和生物活性都十分好的颗粒污泥.随后,人们也发现了好氧处理过程中污泥颗粒化现象.

颗粒污泥的研究起源于上世纪80年代. Lettinga教授等发明的升流式厌氧颗粒污泥床工艺 (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)极大地推动了对厌氧颗粒污泥的研究和应用 (Lettinga *et al.*, 1980; Hulshoff *et al.*, 1983). 厌氧颗粒污泥显示出极强的有机废水处理能力,有机负荷可高达 $40 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. 厌氧颗粒污泥技术已经成功地应用于多种工业有机废水的处理,如制糖废水、酒精蒸馏废水、啤酒废水和淀粉废水等 (Guin *et al.*, 1991; Lettinga and Hulshoff *et al.*, 1991; Fang *et al.*, 1995; Błonska *et al.*, 2003; Tiwari *et al.*, 2006).

但厌氧颗粒污泥技术也存在着很多不足.首先,厌氧颗粒污泥工艺一般需要2~8个月才能完成启动,工艺的运行一般需在30℃的中温条件下,需要较高的能耗且易受自然环境的限制 (Liu and Tay, 2004);其次,厌氧颗粒污泥的优势在于处理高浓度有机废水,但出水COD依然较高,仍需后续处理,因此并不十分适合处理低浓度有机废水;此外,厌氧颗粒污泥工艺去除氮磷的能力有限.

为了缩短污泥颗粒化的时间,加快反应器的启动,同时增强颗粒污泥的脱氮除磷能力,近年来好氧颗粒污泥的研究逐渐得到关注.

综合来看,好氧颗粒污泥主要具有以下优势:

(1)与厌氧颗粒污泥类似,好氧颗粒污泥具有良好的沉降性能,可以有效提高反应器的污泥浓度和容积负荷;(2)颗粒污泥结构密实,可削弱有毒物质对微生物的影响,增强对一些较为敏感的细菌(如硝化菌)的保护,因而有利于提高系统的处理能力和稳定性;(3)相比于厌氧颗粒污泥,好氧颗粒污泥启动期短,可在常温下培养运行;(4)好氧颗粒污

泥不仅能处理低浓度废水,如城市污水等,而且在处理高浓度有机废水时,也可达到很高的去除率,且不需后续处理;(5)好氧颗粒污泥具有较强的脱氮除磷能力.

以下对好氧颗粒污泥的研究进展进行介绍.好氧颗粒污泥按照微生物所利用的碳源不同,可分为异养与自养两类.在本文中,好氧颗粒污泥一般指异养颗粒污泥,即利用有机基质培养的颗粒污泥;而硝化颗粒则是指用无机碳源培养的颗粒污泥.

2 好氧颗粒污泥的研究历史 (The research history of aerobic granular sludge)

好氧污泥颗粒化的两个先决条件是适当的水力剪切作用和高浓度的溶解氧.

好氧颗粒污泥的研究始于20世纪90年代初,这一阶段都是利用连续流反应器来培养好氧颗粒.基于厌氧颗粒污泥在UASB中的形成模式, Mishima和 Shin等利用纯氧曝气,在好氧升流式污泥床反应器 (Aerobic Upflow Sludge Blanket, AUSB)中接种活性污泥,成功地培养出了好氧颗粒污泥 (Mishima and Nakanura, 1991; Shin *et al.*, 1992). 但反应器运行条件较为苛刻,需要纯氧曝气,且污泥没有去除氮磷能力.随后, Debeer等在流化床反应器中,利用将进水在反应器外预先曝气的方法培养出了硝化颗粒污泥 (Debeer *et al.*, 1993). 但反应体系的回流比高达47,溶解氧 (Dissolved Oxygen, DO)在反应器约1m的高度即被消耗完,其硝化能力只有 $0.36 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$,远低于当时气升式反应器的 $1.81 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Tjhuis等和 van Benthum等在运行连续流生物膜气升式悬浮反应器 (Biofilm Airlift Suspension, BAS)的过程中也发现,生物膜颗粒(有载体)会分解形成硝化颗粒 (Tjhuis *et al.*, 1995; van Benthum *et al.*, 1996). 但这些硝化颗粒需要以生物膜颗粒作为前体,且只有利用降解速度较慢的基质(如氨氮)才能形成.由于此阶段好氧颗粒培养方式的诸多局限,导致好氧颗粒污泥的应用研究,即使是在实验室范围内也受到很大限制,所以这一阶段对好氧颗粒污泥的研究报道并不多见.

为好氧颗粒污泥研究发展带来革新动力的是20世纪90年代中期对污泥膨胀的研究 (Adav *et al.*, 2008). Krishna等发现,聚-β-羟基丁酸酯 (poly-β-hydroxybutyrate, PHB)等多聚物在细胞内的累积,有利于提高污泥沉降性能 (Krishna and van Loosdrecht, 1999);而周期性快速进水的序批式反

反应器 (Sequencing Batch Reactor, SBR) 可以促进 PHB 的累积 (van Loosdrecht *et al.*, 1997). Morgenroth 等借鉴厌氧颗粒在 SBR 中的培养, 成功地以 COD 为基质在 SBR 中培养出了好氧颗粒污泥 (Morgenroth *et al.*, 1997). SBR 培养模式为好氧颗粒污泥研究奠定了基础, 为目前大多数研究者所采纳. 在此基础上, 好氧颗粒污泥的研究在 1997 年后迅速展开, 关于好氧颗粒污泥研究的文章数量迅速增加 (图 1). 研究者主要从两方面对污泥的好氧颗粒化进行研究: 一方面是从宏观层面探讨颗粒化的

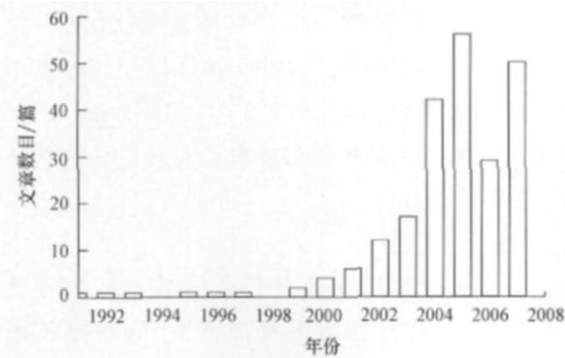


图 1 关于好氧颗粒污泥研究的论文被 SCI 收录的情况
Fig 1 SCI paper on aerobic granular sludge research

形成模式, 优化运行参数以达到更好的颗粒化效果; 另一方面是从微观层面去理解颗粒化的机理, 各种菌群及其他化学成分在颗粒化过程中所扮演的角色. 在对污泥好氧颗粒化研究的同时, 人们也逐渐将好氧颗粒污泥和实际废水处理联系起来. 好氧颗粒污泥用于不同性质废水的处理以及好氧颗粒污泥技术的工业化, 正逐渐成为目前的研究重点和热点.

3 好氧颗粒污泥的性质 (The performance of aerobic granular sludge)

好氧颗粒污泥的性质受反应器运行方式、水力剪切力、有机负荷等诸多因素的影响. 不同体系培养出的好氧颗粒污泥, 其性质差异可能很大.

3.1 形态及粒径

活性污泥系统中的污泥或絮体 (floc), 其外观不规则, 它们之间没有明显的分界, 并且结构松散 (Tay *et al.*, 2001a). 但好氧颗粒污泥却有清晰的轮廓, 外观较为规则, 接近球形或椭球形, 颗粒之间有明显的分界 (图 2). 好氧颗粒污泥的颜色主要受其菌群组成及其基质组分的影响, 常见的有橙黄色 (图 2e)、黄红色 (图 2f) 等.

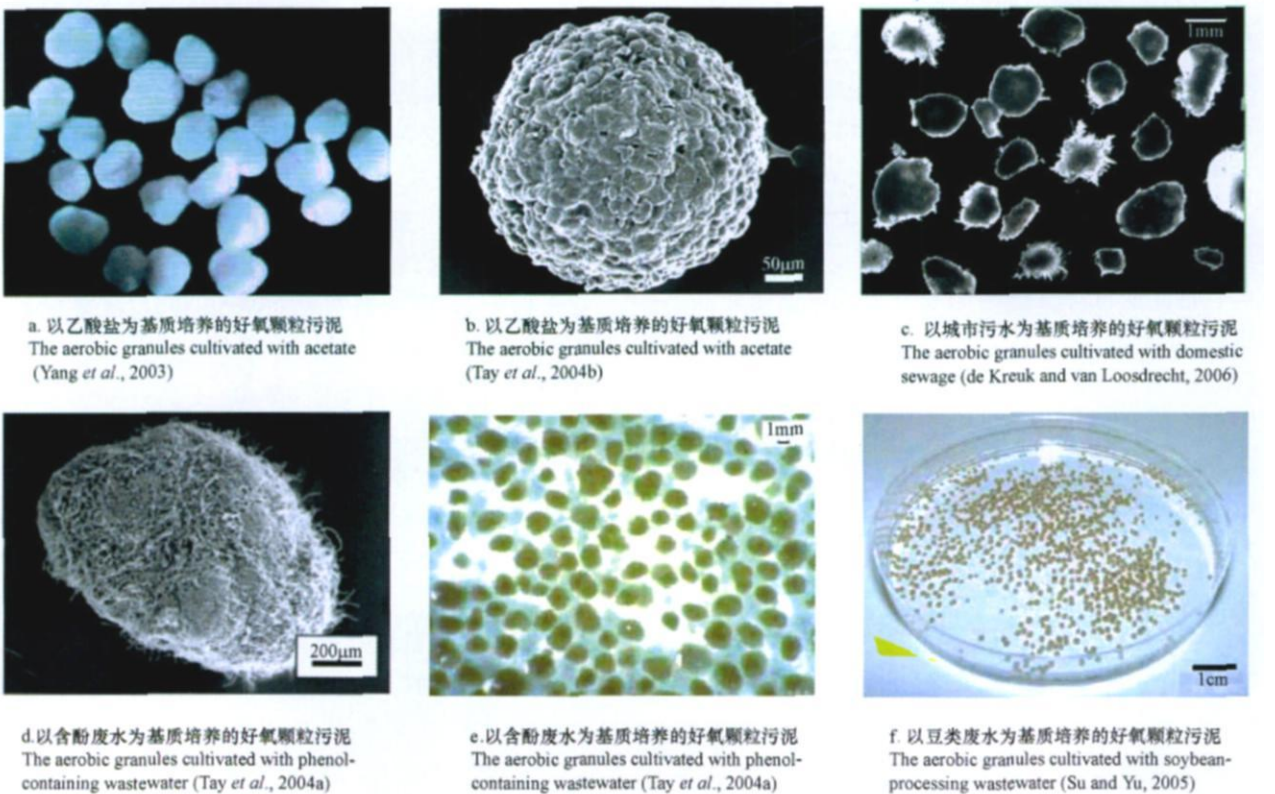


图 2 利用不同基质培养的好氧颗粒污泥

Fig 2 The aerobic granules cultivated with different substrates

好氧颗粒污泥是好氧条件下微生物自身固定化形成的聚集体,与生物膜的结构较为相似(王建龙, 2002; Grotenhuis *et al.*, 1991; El Mouni *et al.*, 1995; Beun *et al.*, 2002; Tay *et al.*, 2002b). 颗粒的粒径与生物膜的厚度相近,主要是反应器内水力剪切作用等因素造成的脱落分解与细菌生长的动态平衡结果(Liu and Tay, 2002; Liu *et al.*, 2003b). Mu and Yu (2006) 讨论了颗粒污泥的分形特征. 他们还注意到好氧颗粒污泥的拖曳系数要小于表面覆盖生物膜的、光滑的刚性颗粒(Mu *et al.*, 2008).

好氧颗粒污泥的粒径一般在 0.30~8.00 mm 之间,其球形度(纵横比)一般大于 0.6(Mishin and Nakamura, 1991; Shin *et al.*, 1992; Morgenroth *et al.*, 1997; Beun *et al.*, 1999; Tay *et al.*, 2001a; Tay *et al.*, 2001b; Tay *et al.*, 2001c; Beun *et al.*, 2002; Arrojo *et al.*, 2004). 活性污泥的粒径一般小于 0.15 mm,所以我们用肉眼即可辨别出好氧颗粒污泥和活性污泥.

好氧颗粒污泥的粒径也直接影响着它的一些物理性质. 颗粒内部的传质限制会随粒径增加而变强. 传质限制增强会阻碍颗粒内部细胞的基质获取和代谢产物的排出,因而会对内部菌群的新陈代谢和结构造成影响. 当好氧颗粒较小时,其沉降性能、密度和强度都会随着粒径变大而增加;但当粒径大于 4.0 mm 时,粒径增加反而会导致其沉降性能变差,密度和强度也都会减小(Toh *et al.*, 2003).

3.2 沉降性能

污泥的沉降性能与泥水分离效率紧密相联,它是废水处理系统设计的一个十分重要的参数(Anuar *et al.*, 2007). 污泥的沉降性能通常用污泥体积指数(sludge volume index, SVI)和沉降速率来表征. SVI可反映体系内污泥整体的密实程度. 好氧颗粒污泥的 SVI一般低于 $90 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$,有时甚至低于 $50 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$,其远低于普通活性污泥的 $120 \sim 150 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (Jiang *et al.*, 2002; Toh *et al.*, 2003; Tay *et al.*, 2005a). 好氧颗粒污泥的沉降速度通常可达 $25 \sim 70 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$,与厌氧颗粒污泥的沉降速度相当,但要比活性污泥的沉降速度至少高 3 倍(Liu and Tay, 2004). 活性污泥的沉降速度一般为 $7 \sim 10 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ (Campos *et al.*, 1999). 在活性污泥的颗粒化过程中,伴随着污泥体积指数的减小、污泥粒径和沉速的增大,反应器内的污泥浓度增加,从而提高了反

应器的处理效能(郑煜铭等, 2007b).

好氧颗粒污泥在沉降性能上较活性污泥有更大的优势,可以更有效地提高反应器截留污泥的能力和處理能力,同时缩小对沉淀池的体积需求. 应该注意到,利用沉降性能表征不同 COD 负荷下好氧颗粒污泥的特性可能会存在问题(Kim *et al.*, 2008).

以好氧絮状污泥为接种污泥,在低高径比、纯氧曝气的序批式反应器(SBR)中,可以培养出高活性的好氧颗粒污泥晶核,平均粒径为 0.5 mm,沉降性能较好,SVI 为 $77 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (李浩等, 2008). 在培养初期增大进水中 Ca^{2+} 浓度,在序批式反应器中培养出的好氧颗粒污泥,SVI 可达到 $19.2 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$. 颗粒中央的 CaCO_3 晶核使得颗粒具有较好的抗挤压能力(刘丽等, 2008).

3.3 密度与强度

好氧颗粒污泥一般在较高的水力剪切环境下形成,其结构比活性污泥更加密实. 好氧颗粒污泥的密度一般为 $1.004 \sim 1.065 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,而活性污泥为 $1.002 \sim 1.006 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ (竺建荣等, 1999; Etterer and Wilderer, 2001; Tay *et al.*, 2001b; Tsuneda *et al.*, 2003). 粒径较小的好氧颗粒污泥一般要比粒径大的颗粒更密实(Toh *et al.*, 2003). 钙离子浓度对颗粒污泥的结构及强度有影响(Ren *et al.*, 2008).

好氧颗粒污泥的强度可用完整系数(integrity coefficient)表征. 该系数是颗粒污泥在经过 5 min ($200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$) 摇床振荡后残留颗粒污泥重量占原污泥总重的比例. 以葡萄糖和醋酸钠为基质培养的好氧颗粒,其完整系数在 95% 以上,与厌氧颗粒污泥相当(Tay *et al.*, 2002c; Toh *et al.*, 2003). 颗粒污泥的强度随粒径增加而减小.

3.4 生物活性

比耗氧速率(Specific Oxygen Utilization Rate, SOUR)通常用来衡量污泥的生物活性,其含义为单位质量微生物在单位时间内消耗的氧气量. SOUR 可反应出污泥中好氧微生物新陈代谢的情况,也可间接衡量污泥的降解能力(王建龙等, 1999).

活性污泥的 SOUR 一般为 $48 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,要低于以葡萄糖或醋酸钠为基质培养的好氧颗粒的 $55.9 \sim 96.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (Morgenroth *et al.*, 1997; Tay *et al.*, 2001a). 有趣的是,用有毒物质苯酚为基质培养出的好氧颗粒污泥,其 SOUR 能达到 $110 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (Jiang *et al.*, 2002). 可见,好氧颗粒污

泥的活性可高出活性污泥的活性近一倍,且在处理有毒废水时仍能保持较高的微生物活性.这使得好氧颗粒污泥在处理能力和抵抗有毒物质方面比活性污泥更具优势.

增加水力剪切作用会促进传质,导致颗粒污泥具有更高的 SOUR (Tay *et al.*, 2001c). 此外,改变基质成分引起微生物群落结构改变也会导致 SOUR 变化. 提高基质中氮或磷等营养元素的比例时,硝化菌和除磷菌等生长相对缓慢菌种在菌群中得到富集,会造成颗粒污泥整体的 SOUR 降低 (Lin *et al.*, 2003; Yang *et al.*, 2004).

3.5 细胞表面疏水性

细胞表面疏水性 (cell surface hydrophobicity) 可促进细胞之间相互贴附聚集 (Pringle and Fletcher, 1983; Kos *et al.*, 2003; Liu *et al.*, 2004d). 细胞表面疏水性在好氧污泥颗粒化中的作用还不十分清楚. Liu 等认为表面疏水性是促进细菌形成好氧颗粒的主要驱动力 (Liu *et al.*, 2003d). 好氧颗粒污泥的疏水性大约是一般絮体污泥的 2 倍. 提高水力剪切或增加水力选择压力, 都可以提高细胞疏水性. 但改变基质浓度或负荷对细胞疏水性影响不大 (Tay *et al.*, 2001c; Tay *et al.*, 2002d; Liu and Tay, 2004).

关于饥饿状态对微生物细胞表面疏水性的影响,已有的研究结果不尽一致,甚至有相互矛盾的地方. 例如,有研究表明饥饿状态会诱导细胞表面疏水性 (Bossier and Verstraete, 1996). 另有研究表明,饥饿对细胞表面疏水性有负面影响 (Castellanos *et al.*, 2000). 也有研究者观察到,在碳源饥饿状态细胞表面疏水性保持不变 (Sanin *et al.*, 2003; Sanin, 2003).

3.6 胞外多聚物 EPS

胞外多聚物 (Extracellular Polymeric Substances, EPS) 是微生物为抵抗外界压力所分泌的粘性物质,它有利于细胞之间相互粘附、搭桥、聚集 (Ross, 1984; Shen *et al.*, 1993; Wingender *et al.*, 1999; Liu *et al.*, 2004e; Shama and Huang, 2004). 因此, EPS 对好氧颗粒污泥的形成、构架及稳定性有着重要的作用 (Schmidt and Ahring, 1994; Tay *et al.*, 2001c; Liu *et al.*, 2004e). EPS 主要包含有蛋白质、多糖、核酸、腐殖酸类及脂类等物质 (Goodwin and Forster, 1985; Jorand *et al.*, 1995; Frohnd *et al.*, 1996). 好氧颗粒污泥的 EPS 含量要远高于活性污

泥 (Tay *et al.*, 2001c; McSwain *et al.*, 2005).

EPS 可促进细胞聚集的观点已被广泛接受,但由于目前还没有测定好氧颗粒污泥内 EPS 的标准方法,人们对好氧颗粒污泥 EPS 成份的比例及不同成份在好氧颗粒化中的作用还没有统一认识. Liu 等认为多糖在颗粒化中起更重要的作用. 在污泥颗粒化过程中,多糖与蛋白质的比值会明显增加 (Tay *et al.*, 2001c; 张丽丽等, 2007a; Zhang *et al.*, 2007b). 而 McSwain 等却发现,好氧颗粒污泥 EPS 中蛋白质含量要高于多糖,蛋白质对污泥颗粒化可能起更大的作用 (McSwain *et al.*, 2005). 此外,还有学者认为,颗粒化是由于 EPS 被消耗,减小了细菌所带电荷,促进细胞相互聚集而引起的 (Li *et al.*, 2006). 因此,对好氧颗粒污泥中 EPS 的认识需要深入, EPS 的测定方法还需进一步改进,并制定统一的测定规范.

4 好氧颗粒污泥的结构 (The structure of aerobic granular sludge)

4.1 微生物多样性

应用现代分子生物学技术和显微技术,如荧光原位杂交技术 (Fluorescent in Situ Hybridization, FISH)、共聚焦显微镜 (Confocal Laser Scanning Microscopy, CLSM)、变形梯度电泳 (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis, DGGE)、DNA 测序及扩增核糖体限制性酶切片断分析 (Amplified Ribosomal DNA Restriction Analysis, ARDRA) 等技术,人们研究了好的颗粒污泥的微生物学,结果发现好氧颗粒污泥的微生物组成十分丰富 (Tay *et al.*, 2002e; Meyer *et al.*, 2003; Tsuneda *et al.*, 2003; Yi *et al.*, 2003; Jiang *et al.*, 2004a; Kishida *et al.*, 2006; Weber *et al.*, 2007; Lemaire *et al.*, 2008). 异养菌 (Jiang *et al.*, 2004a; Jiang *et al.*, 2007)、硝化菌 (Jiang *et al.*, 2003; Tsuneda *et al.*, 2003; Carvalho *et al.*, 2006; Kim and Seo, 2006)、反硝化菌 (Carvalho *et al.*, 2006)、聚磷菌 (Kishida *et al.*, 2006; Lemaire *et al.*, 2008), 甚至还有酵母 (Morgenroth *et al.*, 1997)、真菌 (McSwain *et al.*, 2004a; Williams and Reyes, 2006; Weber *et al.*, 2007; Yang *et al.*, 2007), 这些微生物都能够形成好氧颗粒. 好氧颗粒污泥中微生物菌群的结构主要由培养基质成分所决定. 在大部分好氧颗粒污泥的内部,因为传质限制,也存在厌氧菌 (Tay *et al.*, 2002a; Ivanov *et al.*, 2005) 和死菌 (Tay *et al.*,

2002a Chiu *et al.*, 2007a).

4.2 微生物分布

在同一好氧颗粒污泥中,不同菌群通过相互竞争形成一种互生互营的交互关系.从微生物生态学角度看,这种复杂关系有利于提高好氧颗粒污泥结构的稳定性 (Holben *et al.*, 1998 Watnick and Koller 2000).

一般认为,好氧颗粒污泥结构呈层状分布,但不同好氧颗粒污泥的层状结构组成和分层有所不同.在好氧颗粒污泥研究早期, Peng 等发现以醋酸钠为基质培养形成的颗粒污泥结构上可分为3层 (Peng *et al.*, 1999): 第一层约 0.5~5 μm 厚,主要由活细胞、溶解的细胞、细胞残骸及进水中的一些固体颗粒物组成;第二层约 5~50 μm 厚,主要是由一些细菌聚集体镶嵌在多聚物结构中形成的球形菌体;第三层则主要是胞外多聚物层,其中包埋有很多小颗粒和菌群.

Tay 等则发现,以葡萄糖为基质培养形成的颗粒污泥的结构可分为4层 (Tay *et al.*, 2002a): 最外层为好氧菌,其中以氨氧化菌 *Nitrosomonas* spp. 为主,该层厚约 70~100 μm ; 紧接外层的是多糖层,位于颗粒表面以下 400 μm 处;在多糖层以下是含有专性厌氧菌 *Bacteroides* spp. 的厌氧层,该层约在颗粒表面以下 800~900 μm ; 最内层则主要由一些死亡的微生物构成,距颗粒表面约为 800~1000 μm .

微生物在好氧颗粒污泥中的分布与其在颗粒中的作用密切相关.微生物按其在颗粒中的作用可分为两大类:一类主要负责基质降解,另一类则担任构架支撑. Jiang 等研究发现,在以苯酚为基质培养的好氧颗粒污泥中,苯酚降解能力较强的菌株 PG-01 集中分布在颗粒的外层,而生长速率缓慢且几乎没有降解苯酚能力的菌株 PG-08 则有很强的自凝聚能力,分布在颗粒内部起到结构支撑的作用 (Jiang *et al.*, 2004a). Weber 在利用好氧颗粒污泥处理磨坊和啤酒废水时也发现,真菌可作为骨架,让细菌在真菌表面聚集生长而形成颗粒 (Weber *et al.*, 2007).

为了更易获取基质和氧气,好氧微生物一般分布在距颗粒表面 50~300 μm 之间的外层,且相互间形成基质竞争 (Wilen *et al.*, 2004a Ivanov *et al.*, 2005; McSwain *et al.*, 2005; Kishida *et al.*,

2006). Li 等发现,在利用高 N/COD 的基质培养形成的好氧颗粒污泥中,硝化菌会形成蘑菇状的结构 (Liu *et al.*, 2004c). 这种蘑菇状结构可以改善基质在其中的扩散,因而增强微生物对基质的利用 (Winpenney and Colasanti 1997). 细菌通过基质竞争在好氧颗粒中形成与在生物膜中类似的分布,即基质利用速率高、生长较快的细菌占据最外层,而生长相对较慢的分布则在内层 (Tsuneda *et al.*, 2003 Jiang *et al.*, 2004a Wilen *et al.*, 2004a Jiang *et al.*, 2007).

4.3 孔隙和通道

为了克服好氧颗粒污泥密实结构对氧气和基质向内部传递的阻碍,颗粒污泥中还分布有许多孔隙和通道.基质和氧气通过这些通道能够更好地向内层细菌扩散.粒径越小的颗粒,其孔隙率越高,且孔隙和通道也越大 (Tay *et al.*, 2003 Zheng and Yu 2007). 这些孔隙和通道,最深能渗透至颗粒表层 900 μm 以下,但其中大多数通道因为多糖层的阻隔,一般只能渗透至颗粒表层以下 300~500 μm . 当孔隙和通道被完全堵塞时,颗粒污泥内部会出现厌氧层.厌氧层的出现会降低好氧颗粒污泥的稳定性.因为厌氧层一方面会造成部分细菌因无法利用基质而死亡,从而降低好氧颗粒污泥整体的活性 (Tay *et al.*, 2002a); 另一方面,厌氧层内的厌氧菌代谢所产生的有机酸和气体也可能破坏颗粒污泥的结构,或降低好氧颗粒污泥的长期稳定性 (Tay *et al.*, 2002e). 因此, Tay 等认为,好氧颗粒污泥的粒径最好保持在 1600 μm 以内 (Tay *et al.*, 2002a).

4.4 EPS 分布

最近几年来,很多研究者采用可特异结合 EPS 中不同成份的多荧光染色试验 (multiple fluorochrome experiments),并结合 CLSM 探讨了 EPS 在好氧颗粒污泥中的分布 (McSwain *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2005; Adav *et al.*, 2007b; Chen *et al.*, 2007a; Chen *et al.*, 2007b). 研究结果表明,在分别以醋酸钠和苯酚为基质培养的颗粒污泥中, EPS 有不同的组成,见表 1. 蛋白质多分布在好氧颗粒污泥的内核,而多糖则主要分布在颗粒污泥的外层.不同研究者的研究结果之间也有一定差异,这可能与多荧光染色试验中的具体操作及颗粒污泥的性质有关.

表 1 EPS在好氧颗粒污泥中的分布
Table 1 The distribution of EPS in the aerobic granules

培养基质	颗粒内核的 EPS	颗粒外层的 EPS	文献
醋酸钠	蛋白质	蛋白质, α-多糖	McSwain <i>et al.</i> , 2005
	蛋白质, β-多糖	α-多糖, β-多糖	Chen <i>et al.</i> , 2007a; Chiu <i>et al.</i> , 2007b
	少量 β-多糖	β-多糖	Wang <i>et al.</i> , 2005
	α-多糖	α-多糖	Yang <i>et al.</i> , 2007
苯酚	蛋白质	外层表面: α-多糖; 外层内部: β-多糖	Chen <i>et al.</i> , 2007a
	蛋白质, 脂类及核酸	外层表面: 脂类和 α-多糖; 外层内部: 脂类, 蛋白质, α-多糖和 β-多糖	Adav <i>et al.</i> , 2007b

5 好氧颗粒污泥的培养 (The cultivation of aerobic granular sludge)

5.1 好氧颗粒污泥的培养条件

连续流反应器和 SBR 都可用于好氧颗粒污泥的培养. 目前连续流反应器主要用于培养硝化颗粒污泥, 而绝大多数好氧颗粒污泥都是利用有机基质在 SBR 中培养.

在 Morgenorth利用 SBR 培养出好氧颗粒污泥

之后, 研究者们对 SBR 培养好氧颗粒污泥的条件及污泥的颗粒化过程进行了探讨 (Morgenroth *et al.*, 1997; Beun *et al.*, 1999; Tay *et al.*, 2001a; Beun *et al.*, 2002). 他们所采用的运行条件总结如表 2. 这些运行条件至今仍广泛被用于在 SBR 中培养好氧颗粒污泥. 培养好氧颗粒的关键参数是缩短沉淀时间和进水时间, 保持一定的上升气速和容积负荷. 这与好氧颗粒化的机理是密切相关的.

表 2 SBR 中培养好氧颗粒污泥的运行条件
Table 2 The operational conditions for cultivation of aerobic granules in SBR

参考文献	接种污泥	SBR 类型	体积 /L	SBR 尺寸 直径 × 高 /(cm × cm)	基质	进水 COD / (mg / L)	容积负荷 / (kg m ⁻³ · d ⁻¹)	上升气速 / (m s ⁻¹)
Morgenroth <i>et al.</i> , 1997	活性污泥	柱状	31.4	20 × 100	糖浆	400	2.9	—
Beun <i>et al.</i> , 1999	SBR 污泥	柱状	2.25~2.5	5.6 × 150	乙醇	830	2.5~7.5	0.014~0.041
Beun <i>et al.</i> , 2002	活性污泥	气升式	3.01	外径 6.25 内径 4 × 90	醋酸钠	512	2.5	0.022
Tay <i>et al.</i> , 2001a	活性污泥	柱状	2.4	5 × 120	醋酸钠, 葡萄糖	2000	6.0	0.025
Morgenroth <i>et al.</i> , 1997)	2	8	8	4	13	220	1	6
Beun <i>et al.</i> , 1999	—	6.75~8.00	0.6~5.8	3~4	2	177~237	2	1
Beun <i>et al.</i> , 2002	饱和值 75%~100%	5.6	—	3	2	170	5~3	5
Tay <i>et al.</i> , 2001a	—	8	< 15	4	5	229	20~1	5

5.2 好氧颗粒污泥的形成过程

Tay 等利用醋酸钠和葡萄糖为基质培养颗粒污泥, 对颗粒化过程中污泥形态的变化进行了跟踪研究 (Tay *et al.*, 2001a). 结果发现, 接种活性污泥的结构松散、性状不规则, 主要由丝状菌组成 (图 3a, 图 3b). 在经过近 1 周培养后, 污泥中形成了微生物聚集体. 在醋酸钠为基质的反应器中, 杆菌和球菌逐渐取代丝状菌而占据优势; 而葡萄糖为基质的反应器中, 污泥仍以丝状菌为主. 运行 2 周后, 两个反应器中都形成了分界明显的颗粒污泥. 醋酸钠为基质的颗粒污泥中几乎没有丝状菌, 而葡萄糖为基质的颗粒污泥中丝状菌占多数 (图 3c, 图 3d). 3 周之

后, 醋酸钠和葡萄糖为基质的颗粒污泥都达到成熟, 呈球形, 且形状规则, 两种颗粒污泥的平均粒径分别为 2.4 mm 和 1.1 mm. 与醋酸钠为基质形成的颗粒污泥相比, 葡萄糖为基质形成的颗粒污泥表面更加蓬松且有大量的丝状菌. 经过扫描电子显微镜 (Scanning Electron Microscope, SEM) 观察发现, 葡萄糖为基质的成熟颗粒污泥, 其表层主要为丝状菌 (图 3e), 而醋酸钠为基质的颗粒污泥表面则以杆菌为主; 醋酸钠为基质的颗粒污泥结构更加密实, 细胞之间联系更加紧密 (图 3f). 可见好氧颗粒的形成过程是一个由接种污泥到污泥聚集体, 再由聚集体形成颗粒并最后达到成熟的一个逐渐变化的过程.

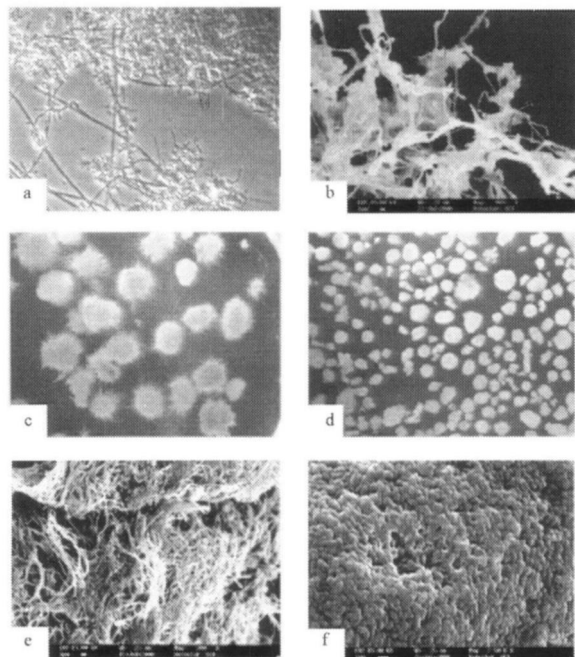


图3 好氧颗粒污泥形成过程中污泥形态变化 (Tay *et al.*, 2001a) (a 接种污泥的外观, b 接种污泥的微观结构, c 葡萄糖为基质形成的颗粒污泥, d 醋酸钠为基质形成的颗粒污泥, e 葡萄糖为基质形成的颗粒微观结构, f 醋酸钠为基质形成的颗粒微观结构)

Fig. 3 The morphological variation of aerobic granules during granular formation process (Tay *et al.*, 2001a)

6 好氧颗粒污泥的形成机理 (The formation mechanisms of aerobic granular sludge)

6.1 反应器运行条件解释

微生物自固定化形成聚集体, 是微生物为了应对外界环境变化而对自身生理机能所做的一种调节 (Hellings *et al.*, 1996; O'Toole *et al.*, 2000; Rickard *et al.*, 2003). 生物膜和颗粒污泥都是比较典型的微生物聚集体. 早期人们认为, 厌氧颗粒污泥的形成主要是因为细胞为提高基质的传递效率而相互聚集形成较稳定的互营关系, 而产甲烷菌对厌氧颗粒污泥的形成不可或缺 (Schmidt and Ahring, 1996). 但后续研究逐渐发现, 很多种细菌都能形成颗粒, 而不一定要有产甲烷菌的存在. 所以厌氧和好氧颗粒污泥可能不是因某种细菌的特殊作用而形成, 而更偏向于是大多数细菌在一定运行条件下都能做出的一种调节方式 (Beun *et al.*, 1999; Beun *et al.*, 2000).

目前人们普遍认为, 好氧颗粒的形成需要反应器的运行满足以下 3 个条件: (1) 基质在供给方式上能形成对比明显的基质充足期 (Feast)-基质贫乏

期 (Famine) (Tay *et al.*, 2001a; Martins *et al.*, 2003b; de Kreuk and van Loosdrecht, 2004; McSwain *et al.*, 2004a). Feast 是指反应体系内有外加基质可供微生物利用的阶段, 而 Famine 则是指外加基质被耗尽, 微生物处于饥饿状态或只能利用其储存的中间多聚物的阶段; (2) 利用短的沉淀时间对反应器内的微生物进行选择 (Morgenroth *et al.*, 1997; Beun *et al.*, 1999; Beun *et al.*, 2000; Tay *et al.*, 2001a; McSwain *et al.*, 2004b; Qin *et al.*, 2004a); (3) 通过曝气提供足够的剪切作用 (Beun *et al.*, 1999; Tay *et al.*, 2001c; Liu and Tay, 2002).

SBR 周期性进水、反应、沉淀和排水的运行方式, 可以很方便地形成微生物周期性的饥饿 (periodic starvation) 状态. 早期人们就发现, SBR 形成的周期性饥饿可用以提高污泥的沉降性能, 防止污泥膨胀 (Chiesa and Irvine, 1985). 这主要是因为能够形成絮体的细菌对基质的利用率比丝状菌更高. 当间歇性提供基质时, 形成絮体的细菌能够更快地利用并储存基质, 以维持在饥饿期的需要 (Chudoba *et al.*, 1973). 因而 McSwain 等认为, SBR 可利用周期性的饥饿对微生物进行选择, 从而可提高污泥的沉降性能, 且可形成好氧颗粒污泥 (Beun *et al.*, 1999; McSwain *et al.*, 2004a; Wihlerer and McSwain, 2004).

因为基质在粒径较小的好氧颗粒污泥中的传质限制要大于其在悬浮污泥中的传质, 所以小的颗粒污泥中的微生物在基质竞争和生长速率上要比悬浮污泥中的微生物弱. 在相同的基质情况下, 悬浮污泥会逐渐将小的颗粒污泥淘汰. 因此, 在小颗粒污泥形成之后, 系统需要增加水力选择压力来保护颗粒不被淘汰. 利用快速沉淀对微生物进行选择, 可将沉降性能较好的小颗粒污泥截留在反应系统内, 而排出悬浮污泥, 从而对颗粒污泥起到很好的保护作用 (图 4). 被截留在系统内的好氧颗粒在

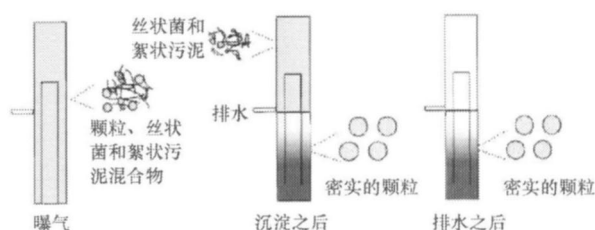


图4 SBR 中利用沉淀时间对污泥进行选择 (Beun *et al.*, 2002)

Fig. 4 Selection of sludge using settling time in SBR (Beun *et al.*, 2002)

后续水力剪切的作用下不断生长,并最终达到成熟 (Beun *et al.*, 1999; Beun *et al.*, 2002).

6.2 物理化学解释

SBR 反应体系内的水力剪切作用、短沉淀时间等选择压力,可有效提高细胞的疏水性并促进 EPS 的分泌 (Tay *et al.*, 2001c; Liu *et al.*, 2003d; Liu *et al.*, 2004b; Liu *et al.*, 2004d). 较高的细胞表面疏水性和 EPS 可促进细胞相互聚集粘附,有利于好氧颗粒污泥的形成. 根据热力学理论,细胞疏水性的提高可减小其表面的吉布斯自由能,促进细胞在水相环境中相互聚集,从而有利于污泥颗粒污泥的形成 (Liu *et al.*, 2004b). 而 EPS 则能促进细胞的粘联结合,有利于维持微生物群落整体结构的稳定. 颗粒污泥通常比活性污泥会分泌更多的 EPS (Tay *et al.*, 2001b; McSwain *et al.*, 2005).

Liu 和 Tay 提出了一个四步的好氧污泥颗粒化模型 (Liu and Tay, 2002). 第一步,细菌相互移动并形成接触. 细菌的移动受到水力学、传质、密度、热力学和细胞移动能力的影响;第二步,相互接触的细胞在外力的作用下逐渐形成稳定的聚集体. 这些外力包括物理作用力 (例如范德华力,反相电荷的吸引力,表面自由能减小的热力学动力,表面张力,细胞疏水性和丝状菌的桥联作用等),化学作用力和生化作用力 (例如细胞脱水,细胞膜溶解等);第三步,细菌聚集体通过菌群生长、EPS 的分泌、代谢及环境引起的一些基因变化,逐渐形成高度复杂的微生物结构;第四步,在水力剪切的作用下微生物结构不断调整达到稳定.

6.3 微生物学解释

研究者们从微生物学的角度也提出了几种好氧颗粒污泥形成的假想模型. 目前这些模型还没有得到完全证实.

第一类模型认为,好氧颗粒污泥是以某些细菌、真菌或原生动物作为媒介或载体而形成的. Benu 等最早提出了一种以真菌为媒介的好氧颗粒污泥形成的假设 (图 5) (Beun *et al.*, 1999). 真菌较容易形成沉降性能较好的菌团,从而被截留在反应器中. 当这类菌团生长至直径 5~6 mm 时,由于氧的传质受限而导致内部真菌开始死亡,造成菌团分解成较小的菌落;其中一些沉降较快的菌落能被截留在反应器内,并逐渐形成好氧颗粒污泥. 最近的研究发现真菌在好氧颗粒污泥形成过程中,不一定会消解死亡. 它们可作为好氧颗粒的骨架使细菌在

其上聚集,且能在不影响细菌的情况下生长 (图 6) (Weber *et al.*, 2007). 以真菌为媒介形成好氧颗粒污泥的假设,可能只局限于接种污泥量较少的体系,而其他体系可能有不同的颗粒化过程. 在一些好氧颗粒污泥系统中发现真菌并不占优势 (Eitterer and Wihlerer, 2001; Beun *et al.*, 2002; Weber *et al.*, 2007).

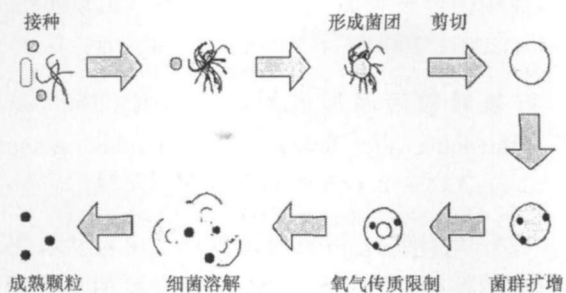


图 5 以真菌为媒介的好氧颗粒污泥形成过程 (Beun *et al.*, 1999)

Fig. 5 The aerobic granulation process in the presence of filamentous fungi (Beun *et al.*, 1999)

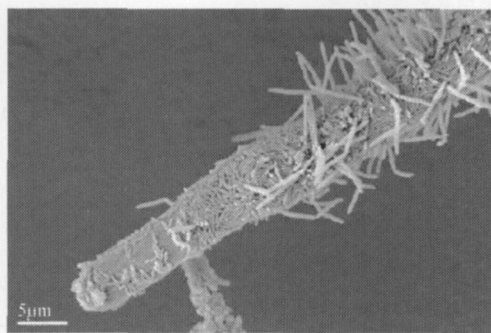


图 6 细菌在真菌上的附着生长 (Weber *et al.*, 2007)

Fig. 6 The attached growth of bacteria on fungi (Weber *et al.*, 2007)

除真菌以外,原生动物也可作为好氧颗粒污泥形成的媒介 (Weber *et al.*, 2007). Weber 等认为,以原生动物为媒介的颗粒化是一个三阶段的循环过程:第一阶段,原生动物,如鞭毛虫 (*ciliates*),聚集在污泥絮体上形成树状菌落,且细菌在树状菌落的枝干上进行生长;第二阶段,鞭毛虫因细菌在菌落上过度生长而死亡,鞭毛虫的残骸为好氧颗粒的形成起到骨架支撑作用;第三阶段,好氧颗粒污泥形成,鞭毛虫又可贴附到好氧颗粒上形成新的树状菌落,进入下一轮颗粒化的循环.

此外,也有学者认为,好氧颗粒污泥也可在丝状菌的支撑下形成 (Zhu and Wihlerer, 2003).

关于好氧颗粒形成模型, 目前研究还十分欠缺. Xavier等提出了 SBR 反应器中好氧颗粒的多尺度模型 (Xavier *et al.*, 2007), 该模型考虑了 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. Ni 等提出好氧颗粒污泥中自养菌和异养菌的同时生长模型, 他们还利用活性污泥模型研究了反硝化菌在好氧颗粒污泥中的生长和储存行为 (Ni and Yu, 2008; Ni *et al.*, 2007; 2008).

7 好氧颗粒污泥形成的影响因素 (The factors influencing the formation of aerobic granular sludge)

在好氧条件下, 污泥的颗粒化是由絮状污泥逐渐形成颗粒污泥的复杂过程, 受到很多相互关联的因素影响.

7.1 有机负荷

好氧颗粒污泥与生物膜相似, 都是细菌生长和外界剪切作用造成的脱落之间动态平衡的结果 (van Loosdrecht 1995). 有机负荷与细菌生长速率直接相关, 一般情况下, 有机负荷越高, 细菌生长速率越快, 形成较厚且疏松的结构; 而剪切作用越强, 则会形成厚度相对较小且更加密实的结构 (Tijhuis *et al.*, 1996).

与厌氧颗粒污泥相比, 好氧颗粒污泥对有机负荷的要求更低. 好氧颗粒污泥可在负荷 $1.5 \sim 15 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 下形成 (Moy *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2003a; de Kreuk and van Loosdrecht 2006; 李媛等, 2008). 好氧和厌氧颗粒污泥对负荷要求的差异, 主要是因为两者的培养体系不同导致. 在厌氧体系中, 气体的剪切作用随负荷提高而增强. 低有机负荷产生的剪切作用太弱, 不能满足颗粒化的要求, 因而不能形成颗粒污泥. 而好氧体系的剪切作用主要来自人工曝气, 与负荷没有直接关系, 因此好氧颗粒污泥在低负荷下也可形成.

有机负荷会对好氧颗粒污泥的生理学性质和稳定性产生很大影响. 当有机负荷由 $3 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 增加至 $9 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 时, 污泥平均粒径由 1.6 mm 增加至 1.9 mm , 颗粒污泥的强度会随有机负荷增大而变弱 (Liu *et al.*, 2003a). 在实验室培养好氧颗粒污泥, 一般采用的上升流速 (superficial upflow velocity) 为 $2.0 \sim 4.0 \text{ cm s}^{-1}$. 在该流速下, 当有机负荷达到 $6 \sim 8 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 时, 好氧颗粒污泥虽然能够形成, 但极不稳定, 丝状菌容易在颗粒内部占据优势而使

颗粒膨胀, 其粒径可增大至 16 mm (Moy *et al.*, 2002; Tay *et al.*, 2004c; Zheng *et al.*, 2006). 在颗粒污泥膨胀过程中, 颗粒污泥会因内部传质限制加剧而产生厌氧区, 最后造成颗粒污泥解体并被淘汰出反应体系. 因此, 为了增强好氧颗粒污泥的稳定性, 有机负荷一般控制在 $2 \sim 4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 之间.

7.2 基质成分

多种有机基质都可用来培养好氧颗粒污泥, 例如葡萄糖、醋酸钠、乙醇、苯酚、淀粉、糖蜜、蔗糖、以及豆浆废水、造纸废水和啤酒废水等 (Beun *et al.*, 1999; Peng *et al.*, 1999; Tay *et al.*, 2001c; Jiang *et al.*, 2002; Tay *et al.*, 2002b; Arrojo *et al.*, 2004; Su and Yu 2005; Wang *et al.*, 2006a; Weber *et al.*, 2007). 污泥的颗粒化过程受基质影响不大, 但颗粒污泥的微生物结构和菌群组成却与基质成分紧密相关. 葡萄糖为基质培养的颗粒污泥表面丝状菌较多, 而醋酸钠为基质培养的颗粒污泥表面则杆菌较多, 结构也更密实 (Tay *et al.*, 2001a; 2002c). 基质结构越复杂, 其降解所需的菌群和环节也就越多. 因此, 利用这类基质所培养的颗粒污泥包含的菌群种类更多, 结构也更复杂; 而简单基质所培养的颗粒污泥, 其微生物结构相对密实单一 (Moy *et al.*, 2002). 进水水质与接种污泥类型都会影响颗粒污泥中丝状微生物的生长 (汪善全等, 2008).

7.3 剪切力

剪切作用是好氧颗粒污泥形成的重要因素. 序批式柱状升流式反应器 (sequencing column upflow reactor, SCUR) 中, 污泥受到的剪切力主要来自于上升气体与污泥、水流与污泥之间的摩擦及污泥之间的碰撞. 在实验室中, 一般通过调控上升流速来改变体系内的剪切强度.

Tay 等发现, 只有当上升流速达到 1.2 cm s^{-1} 时, SBR 中才能形成好氧颗粒污泥, 且上升流速越大, 所形成的好氧颗粒污泥的密度和强度越高, 外观越规则 (Tay *et al.*, 2001c). 增强反应体系的剪切力, 可以促进细胞分泌更多的 EPS, 并提高细胞表面的疏水性能, 因而有利于细胞相互聚集并形成颗粒 (Tay *et al.*, 2001c; Di laconi *et al.*, 2006; Adav *et al.*, 2007a). 此外, de Kreuk 发现, 微生物生长速度越慢, 其形成好氧颗粒所需的外界剪切力就越小 (de Kreuk and van Loosdrecht 2004).

7.4 沉淀时间

好氧颗粒污泥的形成需要对微生物进行选择,

即沉降慢的污泥被淘汰,而沉降快的微生物被截留。SBR通过排泥来对微生物进行选择,而排泥的多少取决于换水率和沉淀时间。当换水率一定时,沉淀时间越短,SBR对微生物的选择压力越大(王强等,2003)。研究发现,当沉淀时间为20 min时,反应器内不能形成好氧颗粒污泥(Qin *et al.*, 2004b);而沉淀时间为10~15 min时,虽然能够培养出好氧颗粒污泥,但污泥絮体也始终存在于反应器内(McSwain *et al.*, 2004h; Qin *et al.*, 2004b);只有当沉淀时间为1~5 min时,污泥才几乎全部转化为好氧颗粒(McSwain *et al.*, 2004h; Qin *et al.*, 2004b)。

同时,缩短沉淀时间也可增强细胞表面的疏水性和微生物活性,且能促进细胞分泌更多EPS以加强颗粒化(McSwain *et al.*, 2004h; Qin *et al.*, 2004a; Qin *et al.*, 2004b)。人们已普遍接受,短的沉淀时间(一般为1~5 min)是SBR培养好氧颗粒污泥的必要条件。

7.5 运行周期

好氧颗粒污泥的形成需要根据沉降性能不断对微生物进行选择。当SBR系统换水比率和沉淀时间固定时,SBR的运行周期则成为一个主要选择压力。运行周期越短,意味着反应体系排泥频率越高,即提供更强的微生物选择压力。但如果运行周期过短,也可能造成微生物流失过多,致使系统运行失败。很多研究结果已经证明,SBR的运行周期对好氧颗粒污泥的形成有直接影响(Tay *et al.*, 2002d; Pan *et al.*, 2004; Liu and Tay, 2007a)。Pan等发现,当有机负荷均为 $4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 时,不同运行周期下的好氧颗粒化情况各不相同(Pan *et al.*, 2004)。当运行周期为0.5 h时,系统内的污泥会全部被排出而导致运行失败;而当运行周期为12 h时,所形成的好氧颗粒污泥会逐渐被絮体污泥所取代;只有运行周期在1~6 h时,反应体系才可以形成稳定的好氧颗粒污泥。颗粒污泥的疏水性和EPS中的多糖与蛋白质的比例,一般来说,会随着运行周期的缩短而增加,这有利于好氧颗粒污泥的形成。

7.6 进水模式

进水模式会直接影响污泥的沉降性能。研究早期人们就已发现,污泥在间歇进水模式下要比连续进水具有更好的沉降性能(Chiesa and Irvine, 1985)。McSwain等发现,即使总进水时间相同,但厌氧、好氧进水时间比例不同,也会对好氧污泥颗粒

化产生影响(McSwain *et al.*, 2004a)。虽然他们所研究的3种情况下都培养出了好氧颗粒污泥,但只有当没有好氧进水时才能形成密实稳定的颗粒污泥;延长好氧进水时间至30 min和60 min都会增加污泥相中絮体和丝状菌的比例。McSwain认为缩短好氧进水时间,非丝状菌可利用其在基质动力学上的优势而得到富集,从而促进好氧污泥颗粒化。而Martins等则认为,非丝状菌和丝状菌在基质利用动力学和基质储存能力上差异不大,但丝状菌可能具有更快向外生长扩张的能力(Martins *et al.*, 2003b)。当基质传质受限时,丝状菌会竭力向外扩张以获得基质,从而降低污泥沉降性能(图7);而当基质传质限制较小时,丝状菌则会基本维持在絮体内部。缩短好氧进水时间可形成更高的基质浓度,减小基质传质限制,从而有利于控制丝状菌的生长,提高污泥沉降性能并促进颗粒化。

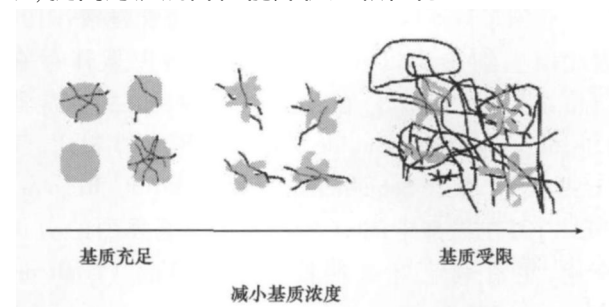


图7 丝状菌在不同基质状态下的生长情况(Martins *et al.*, 2003b)

Fig. 7 The growth of filamentous microbes under different substrates (Martins *et al.*, 2003b)

7.7 微生物饥饿期

SBR在运行过程中可分为基质充足期和饥饿期两个阶段。基质在基质充足期内被降解到最低浓度,使得微生物处于好氧饥饿期。目前,关于好氧饥饿期在污泥好氧颗粒化中的作用还很不清楚,人们对其认识存在很多分歧。Tay等和Lietal等认为,饥饿期中的细菌,其表面疏水性会增强,造成吉布斯自由能减小,从而可促进细胞之间相互聚集形成颗粒(Tay *et al.*, 2001a; Lietal, 2006)。因此,好氧饥饿期有利于加强颗粒的结构和稳定性。但最近却有研究发现,饥饿期并不是好氧颗粒形成的必要条件。即使基质在SBR运行过程中没有完全降解,也能形成颗粒污泥,但所形成的好氧颗粒污泥极不稳定(Liu *et al.*, 2007b)。饥饿期在好氧颗粒化中的作用尚待进一步研究。

7.8 反应器结构

微生物的生长和聚集与反应体系内的水力因素紧密相关. 这些水力因素主要包括水流模式、剪切力大小和方向、传质效率及基质在流体中的分布等. 反应器的内部结构对这些因素都会产生直接影响.

目前, 好氧颗粒污泥只出现在 SCUR 中, 而活性污泥系统常用的完全混合式反应器 (Completely Mixed Tank Reactor, CMTR) 中, 却不能形成好氧颗粒污泥. 在 SCUR 中, 上升的水流或气流可在反应器纵轴方向形成较为均匀的环流, 微生物在此环境中可持续受到同一方向的剪切力作用. 提高 SCUR 的高径比, 可延长环流路程, 从而进一步加强对微生物的水力剪切. 在同一方向持续较强的剪切作用下, 微生物趋向于形成球体来缩小表面自由能, 以达到更加稳定的状态, 所以它们会相互聚集并逐渐形成颗粒 (Liu and Tay, 2004). 而在 CMTR 中, 微生物会受到来自不同方向的随机的剪切和碰撞作用, 因此微生物主要以外观不规则的污泥絮体存在 (Liu and Tay, 2002). 在 SCUR 中, 与纯柱式反应器 (Sequencing Batch Bubble Column, SBBC) 相比, 气升式反应器 (Sequencing Batch Airlift Reactor, SBAR) 可在局部空间对微生物造成更强烈的剪切作用, 更有利于好氧颗粒污泥的形成 (Gjaltema *et al.*, 1997; Beun *et al.*, 2000; Beun *et al.*, 2002). 在实现颗粒化后, SBAR 中颗粒污泥可均匀分布在纵轴, 而 SBBC 中颗粒却会集中在底部 (Beun *et al.*, 2000; Liu and Tay, 2007b). 因此, 少数处于 SBBC 顶部的颗粒污泥会处于基质过剩状态, 会由于生长过快而导致性能恶化; 而大部分集中于反应器底部的颗粒则会为基质和氧气展开激烈竞争, 从而 SBBC 比 SBAR 要求更强的供氧来满足大部分颗粒的需求.

7.9 溶解氧

好氧微生物利用基质时需要氧气作为电子受体, 氧气的供给直接影响着好氧微生物的生长. 好氧颗粒污泥密实的结构, 造成氧气在颗粒内部的传递限制比在活性污泥中更严重. 因此, 好氧颗粒中的微生物对水中的供氧情况十分敏感 (Chiu *et al.*, 2006). DO 较低的反应体系不利于颗粒的形成和稳定. 降低 DO, 一方面会导致颗粒内部供氧不足, 丝状菌生长容易占优势 (Martins *et al.*, 2003a; 2003b); 另一方面则会延长 Feast, 加快微生物生长 (de Kruik and van Loosdrecht, 2004). 两方面的作用都会破坏颗粒污泥的结构, 削弱其沉降性能和稳定

性. Mosquera-Corral 等将 DO 由饱和率 100% 降至 40% 时发现, 原先形状规则的好氧颗粒在 10d 就开始解体, 颗粒中出现大量的丝状菌, 结构变得疏松多孔, 密度由原来的 53 g L^{-1} 急剧下降至 20 g L^{-1} (Mosquera-Corral *et al.*, 2005); SVI 也由原先的 50 mL g^{-1} 锐增至 100 mL g^{-1} , 造成大量污泥被排出. 直接在 DO 饱和率为 40% 下培养的好氧颗粒极不稳定, 颗粒呈白色, SVI 为 200 mL g^{-1} , 并且容易被排出反应体系. Peng 等虽然报道可在 DO 为 1 mg L^{-1} 下形成好氧颗粒, 但他们采用的沉淀时间为 2.5 h, 且污泥的 SVI 为 100 mL g^{-1} , 所以并非严格意义上的好氧颗粒 (Peng *et al.*, 1999).

de Kruik 等发现通过富集聚磷菌来降低颗粒污泥中细菌整体的生长速率, 从而可降低好氧颗粒对 DO 的需求 (de Kruik and van Loosdrecht, 2004; de Kruik *et al.*, 2005). 当聚磷菌成为好氧颗粒污泥的优势菌种时, 颗粒甚至可在 DO 为饱和率 20% 下长期稳定维持, 其 SVI₅ (8 min 的 SVI) 达到 17 mL g^{-1} , 污泥密度达 108 g L^{-1} .

7.10 温度

一个稳定的废水处理体系应有一定的抗温度波动的能力, 因此研究者对好氧颗粒污泥在不同温度下的稳定性进行了研究. de Kruik 发现, 直接在 8 °C 下启动反应器培养的颗粒污泥, 其形状不规则, 有较多的丝状菌, 沉降性能较差, SVI₅ 达 153 mL g^{-1} (de Kruik *et al.*, 2005). 其原因是低温下污泥活性较差, 且启动过程中泥量较低, 导致基质不能在周期内完全降解, 不能形成交替 Feast-Famine, 因而难以形成稳定的好氧颗粒污泥. 而好氧颗粒先在 20 °C 下培养, 然后再降低温度至 8 °C, 原来的颗粒仍能保持稳定. 降低温度虽然使颗粒内的微生物活性减弱, 但氧气却可因微生物活性减弱渗透到颗粒内部更深的区域, 即好氧区域会因温度降低而扩大. 好氧区域增大可使更多的微生物参与基质降解, 所以颗粒污泥整体的降解能力并不会有太大变化, 从而能保障颗粒污泥的稳定. Zitomer 等研究发现, 在 55 °C 高温条件下也能够培养出好氧颗粒污泥, 但在污泥相中总是夹杂着很多絮状污泥, 其稳定性还有待进一步研究 (Zitomer *et al.*, 2007).

8 好氧颗粒污泥的应用 (The application of aerobic granular sludge)

8.1 高浓度有机废水处理

好氧颗粒污泥可以有效提高反应器内的污泥

浓度, 增强反应器的处理能力. 研究表明, 当进水 COD 为 $800 \sim 2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 有机负荷为 $2 \sim 4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 好氧颗粒污泥反应器可稳定运行. 该条件下的颗粒能稳定保持在 $1 \sim 2 \text{ mm}$ 左右, 不会形成颗粒膨胀造成污泥解体. 反应器内污泥浓度在 $2 \sim 8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, COD 去除率可达 95% 以上, 出水 COD 基本保持在 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下 (Beun *et al.*, 1999; 2000; 2002). 但当有机负荷提高至 $6 \sim 9 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 好氧颗粒则会变得极不稳定 (Beun *et al.*, 1999; Moy *et al.*, 2002; Tay *et al.*, 2004; Zheng *et al.*, 2006). 因为丝状菌会逐渐在好氧颗粒中占优势, 导致颗粒污泥膨胀, 膨胀后颗粒污泥的平均粒径甚至可达 10 mm (Zheng *et al.*, 2006). 颗粒经常会在膨胀过程中解体, 而被冲出反应器. 能够有效处理高含盐废水的好氧颗粒污泥, 具有很好的抗盐度冲击能力, 当进水基质为葡萄糖废水且 NaCl 浓度小于 $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TOC 去除率为 $70.3\% \sim 97.6\%$; 当进水基质为难降解 VC 废水且盐度达到 $35 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ NaCl 时, TOC 去除率达 70% (汪善全等, 2008).

好氧颗粒污泥降解有机污染物的能力要低于厌氧颗粒污泥 (厌氧颗粒污泥的有机负荷一般为 $10 \sim 15 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$), 主要有以下几方面原因: 首先, 微生物通过好氧呼吸的生长速率要大于厌氧呼吸, 即在相同有机负荷下, 好氧颗粒污泥的生长速率要大于厌氧颗粒污泥, 因此, 为了达到颗粒稳定, 好氧颗粒对体系中的剪切要高于厌氧颗粒; 第二, 好氧和厌氧颗粒体系的剪切作用方式不同. 好氧颗粒体系的剪切力由人工曝气提供, 不会随负荷变化而改变; 而厌氧颗粒的剪切力是利用基质降解产生的 CO_2 和 CH_4 等气体, 剪切力会随负荷的提高而增强. 因此, 厌氧颗粒在高负荷下更易比好氧颗粒达到生长与剪切脱附的平衡, 从而更加稳定; 第三, 厌氧颗粒内部的细菌也能参与基质降解, 而好氧颗粒中参与基质降解的细菌集中在颗粒表面至 $150 \sim 200 \mu\text{m}$ 的外层, 所以好氧颗粒的细菌利用率要比厌氧颗粒小; 最后, 厌氧颗粒污泥在反应器内累积的浓度可达 $31 \sim 60 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 远高于好氧颗粒反应中的 $2 \sim 8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$.

8.2 城市污水处理

城市污水 COD 值较低, 波动较大, 且经常夹杂着其他物质. 厌氧颗粒在有机废水浓度较低时难以形成, 因此, 厌氧颗粒污泥很少用于城市污水处理.

在利用好氧颗粒处理城市污水的探索中, de Kruk (2006) 发现, 控制有机负荷是利用好氧颗粒污泥处理城市污水的关键. 当有机负荷在 $1.0 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 不能形成颗粒污泥; 但通过缩短运行周期提高有机负荷至 $1.5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 后, 颗粒污泥可以形成. 但所形成的好氧颗粒污泥并不光滑, 表面有很多丝状菌分布. Liu (2004) 先利用人工合成废水, 在 $3.0 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 的负荷下培养出好氧颗粒污泥, 然后将这些颗粒用于处理城市污水. 结果发现这些好氧颗粒能够在有机负荷为 $1.2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 情况下, 稳定运行至少 4 个月, COD 出水在 $25 \sim 50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间.

8.3 去除碳/氮/磷

因为参与碳/氮/磷去除的菌群对生长条件需求不同, 所以活性污泥法一般需设置不同的反应器, 或将反应时间控制成几个阶段, 才能有效地去除碳/氮/磷. 而在好氧颗粒污泥中, 不同菌群可以分布在颗粒中的不同区域, 为好氧颗粒污泥同时去除碳/氮/磷提供了有利条件 (Beun *et al.*, 2001; de Kruk *et al.*, 2007a). 反应体系中的 DO 会改变颗粒中好氧区和缺氧区的分布, 因此 DO 会直接影响好氧颗粒去除碳/氮/磷的效果. de Kruk 等发现, 当体系 DO 为饱和值的 20% 时, 碳/氮/磷的去除率分别可达 100%, 94% (去除氨氮) 和 100% (de Kruk *et al.*, 2005). 反硝化除氮效率受颗粒污泥粒径的影响, 当粒径大于 1.3 mm 时, 反硝化除氮效率可达 94%. Yang 等在交替好氧缺氧运行模式下, 也发现 DO 会影响好氧颗粒的反硝化除氮效率, 在缺氧条件下增强搅拌可促进反硝化 (Yang *et al.*, 2003). 需要强调的是, 异养好氧颗粒的脱氮能力相对较弱, 其氨氮负荷只有 $0.08 \sim 0.70 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ (Peng *et al.*, 2001; Arojo *et al.*, 2004; de Kruk *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2004; Kishida *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2007b).

提高好氧颗粒中硝化菌或聚磷菌的比例可增强好氧颗粒的稳定性. Yang 等和 Lin 等发现, 加大基质中 N/C 或 P/C 比例, 硝化菌或聚磷菌会在好氧颗粒中得到富集, 从而使颗粒结构更加密实稳定 (Lin *et al.*, 2003; Liu *et al.*, 2003e). de Kruk 也发现, 聚磷菌比例高的好氧颗粒能在更低的 DO 下保持稳定 (de Kruk and van Loosdrecht, 2004).

以普通絮状活性污泥为种泥, 采用人工配制的模拟生活污水, 在序批式反应器中可以成功地培养出具有同步脱氮除磷功能的好氧颗粒污泥. 成熟的

颗粒污泥形态完整、结构致密、表面光滑、外观呈橙黄色,为近似球形或椭球形.该颗粒污泥对 NH_4^+-N 的去除率接近 100%,对 COD 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的平均去除率均在 80% 以上(杨麒等 2003 王景峰等, 2007; 杨国靖等, 2008).富含聚磷菌的好氧颗粒污泥中聚磷菌占总菌的 70% 左右,且富含聚磷菌的好氧颗粒污泥具有优异的污染物去除能力,对 COD 去除率可达 95% 以上,对磷的去除率可达 100% (由阳等, 2008).

8.4 有毒有机污染物的处理

好氧颗粒密实的结构可增强颗粒内部细菌对外界毒性物质的抵抗.苯酚类物质存在于采油、焦化、化工和制药等废水中.苯酚可作为微生物利用的碳源,但它对微生物生长具有较强的毒性,较低的苯酚浓度就可能导致微生物死亡 (Allsop *et al.*, 1993).人们发现好氧颗粒可大幅度提高污泥处理苯酚的能力 (Chou *et al.*, 2004; Chou and Huang 2005),其负荷可达 $1.5 \sim 2.5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ (Jiang *et al.*, 2004h; Tay *et al.*, 2004a; 2005a; 2005h; Adav and Lee, 2008a; 2008b).好氧颗粒污泥可以将苯酚由 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降解至 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.当苯酚浓度由 0 提高至 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,好氧颗粒污泥对苯酚的比降解速率会逐渐提高到 $1.4 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (Jiang *et al.*, 2002);好氧颗粒对苯酚的比降解速率会随苯酚浓度继续提高而降低,但当苯酚浓度高达 $2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,降解速率仍可达到 $0.6 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.可见细菌在好氧颗粒的保护下可承受更高的苯酚浓度.王等还研究了以葡萄糖为共基质时含 2,4-二氯酚废水的处理 (Wang *et al.*, 2007b).

Yi 等报道了 SBR 反应器中好氧颗粒污泥降解对硝基酚 (PNP) 的情况,当 PNP 的浓度小于 $40.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,PNP 的比降解速率随着浓度的升高而增大,最大降解速率为 $19.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$;然而,继续增加 PNP 的浓度会导致比降解速率降低 (Yi *et al.*, 2006).

五氯酚 (PCP) 对好氧颗粒污泥处理生活污水的影响研究表明,PCP 对好氧颗粒污泥和活性污泥的细菌种群结构都会产生明显的影响,而且好氧颗粒污泥的变化程度大于活性污泥.PCP 浓度为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,好氧颗粒污泥中的细菌种群数量明显下降,TRFs 片段数从 26 下降到 14,但活性污泥中的细菌种群数量基本不变 (李光伟等, 2006 刘和等, 2006).

除酚类废水之外,好氧颗粒污泥也可加强细菌对其他有毒废水的处理,例如,三甲基甲醇 (TBA, *tert-butyl alcohol*)、甲基叔丁基醚 (MTBE, *methyl tert-butyl ether*) 和氯苯胺类废水 (Tay *et al.*, 2005c; Nanchaiah *et al.*, 2006a; Zhang *et al.*, 2008; Zhu *et al.*, 2008).

8.5 吸附重金属和放射性核素

一些生物材料,包括细菌、藻类、真菌、活性污泥、厌氧颗粒污泥等被广泛用作生物吸附剂,去除废水中的重金属和有毒有机污染物 (Wang *et al.*, 2000; 2001; Wang and Chen, 2006; 2009; Chen and Wang, 2008; Gao and Wang, 2007).好氧颗粒污泥具有较大的表面积且内部多孔,容易与水分离,因此,好氧颗粒也可作为一种生物吸附剂来处理重金属废水.好氧颗粒主要通过离子交换、胞外多聚物的粘合、化学沉淀、金属螯合等机理来实现对重金属离子的吸附 (Xu *et al.*, 2006; Liu and Xu, 2007; 2008 姚磊等, 2007).好氧颗粒污泥对 Cd^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} 的最大吸附能力分别为 $566 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, $246.1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, $27 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $270 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (Liu *et al.*, 2002; 2003f; Xu *et al.*, 2004; 2006 杨学耀等, 2007).重金属离子的初始浓度和 pH 值会影响好氧颗粒的吸附能力 (Liu *et al.*, 2003c; 2004a; Xu *et al.*, 2006).

Nanchaiah 等报道了利用好氧颗粒污泥作为一种新的生物材料去除水中溶解性的铀 (Nanchaiah *et al.*, 2006b).他们探讨了初始 pH 值为 1~8 初始 U(VI) 的浓度为 $6 \sim 750 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 U(VI) 的生物吸附特性.结果发现,在酸性 pH 值范围 (1~6),U(VI) 的吸附非常迅速 ($< 1 \text{ h}$).当 U(VI) 的初始浓度为 $6 \sim 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,几乎可以被完全去除,U(VI) 的最大吸附容量为 $(218 \pm 2) \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 干颗粒污泥.实验过程中观察到颗粒污泥会同时释放出阳离子 (如 Na^+ , K^+ , Ca^{2+} 和 Mg^{2+}),说明 U(VI) 的吸附过程中涉及到离子交换机制.好氧颗粒污泥可用于去除废水中低浓度的 U(VI).

8.6 实际工业废水处理

很多研究者已在试验室中开始尝试利用好氧颗粒来处理工业废水 (de Bruin *et al.*, 2004),这些工业废水包括:麦芽废水,乳品工业废水 (Arjojo *et al.*, 2004; Schwarzenbeck *et al.*, 2005),染料废水 (Zheng *et al.*, 2005),屠宰废水 (Thayalakumaran *et al.*, 2003; Cassidy and Belia, 2005),啤酒废水

(Wang *et al* , 2007a Weber *et al* , 2007), 豆类废水 (Su and Yu, 2005), 高浓度难降解的 Vc 废水 (汪善全等, 2007, 2008)和造纸废水 (Wang *et al* , 2006a 2006b). 好氧颗粒能够有效地降解这些工业废水的 COD, 部分处理情况总结于表 3

表 3 好氧颗粒污泥处理实际工业废水的情况
Table 3 The treatment of practical industrial wastewater using aerobic granular sludge

废水种类	COD _T / (mg L ⁻¹)	COD _S / (mg L ⁻¹)	有机负荷 / (kg m ⁻³ d ⁻¹)	去除率	颗粒粒径 / mm	文献
麦芽废水	1700	—	3.2	50% ~ 80%	—	Schwarzenbeck <i>et al</i> , 2004b
乳品废水	500~ 3000	300~ 1500	1.0~ 7.0	85% ~ 95%	1.2~ 4.0	Arroj <i>et al</i> , 2004
乳品废水	2800	1500	4.5~ 5.9	90%	3~ 5	Schwarzenbeck <i>et al</i> , 2005
屠宰废水	7685	5163	1.7~ 2.6	98%	1.7	Cassidy and Belia, 2005
啤酒废水	1300~ 2300	1000~ 2000	3.0~ 3.5	88.7%	2~ 7	Wang <i>et al</i> , 2007a
豆类废水	—	2000	1.5~ 6.0	98% ~ 99%	1.22	Su and Yu, 2005

注: COD_T: 总 COD; COD_S: 溶解性 COD

9 全自养硝化颗粒污泥的研究 (The research on the complete autotrophic nitrifying granular sludge)

9.1 硝化颗粒污泥的培养

废水生物脱氮、防治水体富营养化是我国水污染控制领域面临的重要课题 (冯叶成等, 2001; 王建龙, 2002; Chen *et al* , 2006). 日趋严格的排放标准对生物脱氮工艺提出更高的要求. 但硝化微生物生长缓慢 (最大生长速率 0.014~ 0.064 h⁻¹)、细胞产率低 (氨氧化菌, 0.15 g g⁻¹ NH₄⁺-N; 亚硝酸氧化菌, 0.042 g g⁻¹ NO₂⁻-N), 导致传统的废水处理系统难以累积足够的硝化菌, 因而系统脱氮能力较弱 (Prosser, 1989).

人们逐渐通过培养硝化生物膜或人工包埋等固定化方式来富集硝化菌 (Myoga *et al* , 1991; Sumino *et al* , 1992; Tijhuis *et al* , 1992; Hunik *et al* , 1994; Tijhuis *et al* , 1995; 吴立波等, 1999a; 吴立波等, 1999b; 吴立波等, 2000; Wang and Qian, 2000). 好氧颗粒污泥作为一种新兴的自固定化工艺, 可大幅度提高污泥的沉降性能和污泥在反应器中的截留效率, 在提高生物脱氮能力方面有巨大潜力 (王建龙等, 1998, 2002).

迄今为止, 硝化颗粒污泥的培养主要在连续流反应器中完成. 根据颗粒污泥的形成机理, 连续流反应器培养硝化颗粒主要分为以下两大类.

9.1.1 模仿厌氧颗粒形成模式来培养硝化颗粒污泥 受到厌氧颗粒形成的启发, 人们开始尝试通过在上流式反应器中创造类似厌氧颗粒体系中的剪切环境来培养硝化颗粒. de Beer等最早利用一个锥形的流化床培养出了粒径为 1~ 3 mm 的硝化颗粒

(Debeer *et al* , 1993; Schramm *et al* , 1998; Liu *et al* , 2005). 但他们需在流化床之前设置一个预曝气池, 而且系统内的回流比为 47.0~ 70.5. 进水经过预曝气后由底部进入流化床, 但在约 1 m 的高度时, 其中的溶解氧就已被耗尽. 由于有效反应器高度被限制在 1 m 左右, 氨氮负荷只能达到 0.36 kg m⁻³ d⁻¹, 远低于一般的气升式反应器中的 1.81 kg m⁻³ d⁻¹. 另外, 较高的回流比也加剧了对能耗的需求, 减小了被工业放大的可能性.

Tsuneda等也利用流化床培养出了硝化颗粒污泥 (Tsuneda *et al* , 2003, 2004). 他们培养出的硝化颗粒平均粒径为 346 μm, 氨氮负荷为 1.5 kg m⁻³ d⁻¹. 虽然他们的体系不需要预曝气池, 但其反应器的高径比达到 60:1, 反应器内径为 5 cm, 高达 3 m, 且反应器运行需将曝气严格控制在 0.071~ 0.20 L m⁻¹ L⁻¹ 之间, 过高或过低都会导致颗粒化的失败.

作者所在的课题组近年来对好氧颗粒污泥的培养及生物脱氮方面进行了初步研究 (Wang and Yang, 2004; Hu *et al* , 2005; Liu *et al* , 2005; Wang and Kang, 2005). 在 SBR 反应器中, 以醋酸钠为碳源, 接种 UASB 厌氧颗粒污泥, 在好氧曝气条件下运行, 发现在运行过程中污泥颗粒经历了解体-重组-长大的过程. 污泥浓度先增加后降低, 在运行两个月后逐渐稳定在 5 g L⁻¹, SVI 值稳定在 30~ 40 mL g⁻¹. 在 40~ 60 d 内反应器中颗粒污泥一直占主体成分, 悬浮相污泥浓度低于 0.5 g L⁻¹. 最终形成的颗粒污泥, 其形态、大小稳定, 好氧颗粒污泥与接种污泥相比, 在粒径、沉降速度、含水率以及惰性成

分的含量上都有一定的变化. 电镜观察还发现, 接种厌氧颗粒污泥中的微生物以球菌为主, 而培养得到的好氧颗粒污泥中的微生物以丝状菌和杆菌为主 (Hu *et al.*, 2005).

Tokutomi等研究了同时接种厌氧颗粒污泥和硝化污泥, 在气升式反应器中培养硝化颗粒 (Tokutomi 2004 Tokutomi *et al.*, 2006). 他们逐步将氨氮负荷由 $1.6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 增至 $2.6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, 最后培养出了平均大小为 $700 \text{ }\mu\text{m}$ 的硝化颗粒. 运行过程也需对曝气进行严格控制.

综上所述, 利用厌氧颗粒化的形成模式来培养硝化颗粒, 主要有以下几点不足: ①反应体系复杂. 研究者一般通过添加预曝气池, 或增加高径比来培养硝化颗粒. 此外, 这些系统都需专门的泥水分离体系, 例如三相分离器或外置的沉淀池. ②运行要求高. de Beer需要 $47.0 \sim 70.5$ 的高回流比, 而 Tsuneda和 Tokutomi则需严格控制曝气. ③系统达到稳定和颗粒形成所需时间长. Tsuneda的体系运行 100d 才形成硝化颗粒, 在 300d 平均粒径才达到 $346 \text{ }\mu\text{m}$; 而 de Beer和 Tokutomi的体系达到稳定都至少需要 60d . ④氨氮处理能力偏低. 生物膜气升式悬浮反应器 BAS的氨氮负荷可达 $5.0 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, 而硝化颗粒的处理能力只有 $0.36 \sim 2.6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (Garrido *et al.*, 1997).

9.1.2 以硝化生物膜反应器培养硝化颗粒 另一类连续流硝化颗粒则是在硝化生物膜反应器中培养. 硝化生物膜在生长后期, 由于传质限制其内部细菌开始溶解, 再加上外部剪切作用导致生物膜解体. 一部分沉淀性能较好的生物膜可被截留在反应器中, 经过一定时间的剪切逐渐形成硝化颗粒 (Tijhuis *et al.*, 1995 van Benthum *et al.*, 1996). 这种方式并不常用于培养硝化颗粒, 主要是因为存在

着以下缺陷: ①颗粒形成需要的环节多、时间长. 硝化颗粒的形成需要反复经历生物膜形成、成熟、脱落和剪切等过程, 需要的时间过长. Campos等经过 135d 才培养出粒径为 $360 \text{ }\mu\text{m}$ 的硝化颗粒 (Campos *et al.*, 2000). ②颗粒占总生物量的比例小. 反应体系内除了硝化颗粒, 还含有大量的絮体污泥和硝化生物膜. ③需投加载体. 虽然硝化颗粒也可在无载体条件下形成, 但增加载体有利于颗粒的形成, 所以一般情况都会在系统中投加一定量的载体 (Kwok *et al.*, 1998).

9.2 硝化颗粒污泥中菌群分布

硝化菌在硝化颗粒中主要集中在距表面 $50 \sim 150 \text{ }\mu\text{m}$ 的区域 (Schramm *et al.*, 1999 Tsuneda *et al.*, 2003 Wilen *et al.*, 2004a Liu *et al.*, 2007a). 氨氧化菌在颗粒内能够形成 $10 \sim 20 \text{ }\mu\text{m}$ 的菌簇, 而亚硝酸氧化菌则多以单细胞形式存在. 由于单细胞的传质限制要远比结构紧密的菌簇小, 所以亚硝酸氧化菌多分布在氨氧化菌的内侧.

反应器所采用的进水氨氮浓度和氨氮负荷, 可以对硝化菌的种类起到选择作用 (表 4). 当氨氮为 $200 \sim 1000 \text{ mg L}^{-1}$ 的高浓度, 氨氮负荷达 $0.8 \sim 2.4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 时, 氨氧化菌主要以 *Nitrosomonas* 为主, 而亚硝酸氧化菌主要是 *Nitrobacter*, 而当氨氮浓度低于 100 mg L^{-1} , 氨氮负荷在 $0.36 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 左右时, 硝化颗粒中的氨氧化菌和亚硝酸氧化菌分别以 *Nitrosospira* 与 *Nitrospira* 为主. 这主要是因为不同菌群的生长策略不同. *Nitrospira* 类的亚硝酸氧化菌属 K-strategists类, 适合在低亚硝酸氮和 DO 情况下生长; 而属于 R-strategists的 *Nitrobacter* 类亚硝酸氧化菌, 则会在高基质浓度下占优势 (Adav *et al.*, 2007b). 除硝化菌外, 异养菌也存在于硝化颗粒中 (Tsuneda *et al.*, 2003).

表 4 氨氮浓度和负荷对硝化菌群种类的影响

Table 4 The effect of ammonia concentration and loading rates on community of nitrifying bacteria				
氨氮浓度 / (mg L^{-1})	氨氮负荷 / ($\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	氨氧化菌种类	亚硝酸氧化菌种类	参考文献
500	1.5	<i>Nitrosomonas</i>	<i>Nitrobacter</i>	Tsuneda <i>et al.</i> , 2003
600	0.8~0.9	<i>Nitrosomonas</i>	<i>Nitrobacter</i>	Wilen <i>et al.</i> , 2004a
200~1000	0.8~2.4	<i>Nitrosomonas</i> ^a : 64.0% <i>Nitrospira</i> : 6.5%	<i>Nitrobacter</i> : 未检出 <i>Nitrospira</i> : 未检出	Kin and Sea 2006
78	0.36	<i>Nitrospira</i>	<i>Nitrospira</i>	Schramm <i>et al.</i> , 1998 Schramm <i>et al.</i> , 1999

注: a 占总菌的比例

10 存在的问题及今后的研究方向 (The main problems and future direction)

尽管好氧颗粒污泥可以在短期内形成, 但由于异养微生物生长较快, 好氧颗粒污泥在培养和应用上还存在着以下不足: (1)稳定性差. 由上述所知, 好氧颗粒污泥的形成和稳定对反应体系的条件有较严格的要求. 好氧颗粒污泥经常因反应器负荷、DO 或剪切控制不当导致膨胀解体, 沉降性能恶化, 并最终造成运行失败. (2)能耗高, 不利于放大. 好氧颗粒污泥需要高曝气量来满足其形成与结构维持的剪切需求, 实验室规模的好氧颗粒污泥反应器, 曝气量一般在 $1.75 \sim 3.5 \text{ L} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 这在很大程度上限制了 好氧颗粒污泥的工业化放大. (3)脱氮能力差. 好氧颗粒的脱氮能力普遍偏低, 其氨氮负荷只有 $0.08 \sim 0.70 \text{ kg m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$.

最近荷兰 Delft 大学通过提高聚磷菌比例, 已成功将好氧颗粒污泥工艺推广到中试和工业应用规模 (de Kreuk *et al*, 2007). 研究发现, 通过在好氧颗粒内富集硝化菌、聚磷菌等生长速率较为缓慢的细菌, 可以有效延缓颗粒中微生物的生长, 降低好氧颗粒形成和维持的剪切需求, 从而可提高好氧颗粒的稳定性 (de Kreuk and van Loosdrecht 2004; Liu *et al*, 2004c).

利用无机基质培养硝化颗粒污泥, 可以充分提高硝化菌在颗粒污泥中的比例. 在硝化颗粒污泥中, 硝化菌可占全部菌群的 70.5% (Kin and Seo, 2006). 硝化颗粒污泥十分稳定, 很多硝化颗粒系统都可稳定运行至少 450 ~ 500d (Tsuneda *et al*, 2003). 硝化颗粒污泥在除氮能力、沉降性能和反应器内污泥浓度等方面都优于异养颗粒污泥 (表 5). 此外, 硝化颗粒污泥已成功用于高浓度工业废水和有机废水的脱氮处理 (Tsuneda *et al*, 2006). 由此可见, 硝化颗粒能很好地提高好氧颗粒污泥的脱氮能力和稳定性.

表 5 自养硝化颗粒与异养颗粒污泥性质的比较
Table 5 Comparison of autotrophic nitrifying granules with heterotrophic granules

参数	氨氮负荷 / ($\text{kg m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	SVI / (mL g^{-1})	污泥浓度 / (g L^{-1})
硝化颗粒	0.36 ~ 2.60 (最高可达 16.7) ^a	17 ~ 40	3.5 ~ 20
异养颗粒	0.08 ~ 0.70	50 ~ 100	0.88 ~ 8

注: a 反应器体积为 0.34 L, 内径 31 mm, 高 45 cm (Tsuneda *et al*, 2006)

如前所述, 目前硝化颗粒的培养主要集中在连续流反应器, 其反应体系复杂, 运行能耗高, 控制要求严格, 且自养硝化颗粒的形成时间较长.

因此, 如能在 SBR 中培养硝化颗粒, 一方面可利用硝化颗粒来提高好氧颗粒污泥的稳定性和脱氮能力, 另一方面则可利用 SBR 快速简单的运行模式缩短颗粒化过程, 减小工业放大的难度. 目前硝化颗粒污泥在 SBR 中的培养已实现, 但在该方向上的研究还较少. 在已有的研究中, 硝化颗粒需要 70d 左右才能形成, 且脱氮能力最高只有 $2.4 \text{ kg m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ (Kin and Seo, 2006).

对好氧颗粒污泥形成的影响因素、颗粒污泥的处理能力及长期运行稳定性, 特别是颗粒化机理及颗粒污泥的微生物特性等方面的研究, 将是今后需要重点关注的研究内容.



责任作者简介: 王建龙 (1964—), 男, 教授, 博士生导师. 长期在水污染控制、环境微生物学、环境生物技术以及辐射防护与环境保护等领域进行教学与科研工作. 在国内外期刊发表学术论文 200 多篇, 其中 SCI 收录 100 多篇. 出版专著 1 部, 研究生教材 1 部, 翻译出版教科书 4 部, 参编著作 3 部. 任《环境科学学报》、《Process Biochemistry》(SCI 收录) 等期刊编委. 目前在环境科学与工程、核科学与技术两个一级学科招收博士研究生. 联系电话: 010-62784843 E-mail wangjl@tsinghua.edu.cn

参考文献 (References):

Adav S S, Lee D J. 2008a. Physiological characterization and interactions of isolates in phenol degrading aerobic granules [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 78: 899—905

Adav S S, Lee D J. 2008b. Single-culture aerobic granules with *Acinetobacter calcoaceticus* [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 78: 551—557

Adav S S, Lee D J, Lai J Y. 2007a. Effects of aeration intensity on formation of phenol-fed aerobic granules and extracellular polymeric substances [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 77: 175—182

Adav S S, Lee D J, Ren N Q. 2007b. Biodegradation of pyridine using aerobic granules in the presence of phenol [J]. Water Research, 41(13): 2903—2910

Adav S S, Lee D J, Show K Y, *et al*. 2008. Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. Biotechnology Advances, 26: 411—423

Allsop P J, Christl Y, Moo-Young M, *et al*. 1993. Dynamics of phenol

- degradation by *Pseudomonas putida* [J]. *Biotechnology and Bioengineering* 41(5): 572—580
- Antonissen A C, Loehr R C, Prakasam T B, *et al.* 1976 Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 48(5): 835—852
- Anuar A N, Ujang Z, van Loosdrecht M C M, *et al.* 2007. Settling behaviour of aerobic granular sludge [J]. *Water Science and Technology*, 56: 55—63
- Araujo B, Mosquera-Corral A, Garrido J M, *et al.* 2004. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors [J]. *Water Research*, 38(14-15): 3389—3399
- Bahelle B, Nguyen K M, Capdeville B, *et al.* 1992. Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification [J]. *Water Science and Technology* 26 (1-12): 1017—1025
- Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, *et al.* 1999. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. *Water Research*, 33 (10): 2283—2290
- Beun J J, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. 2000. Aerobic granulation [J]. *Water Science and Technology* 41 (4-5): 41—48
- Beun J J, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. 2001. N-Removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor [J]. *Biotechnology and Bioengineering* 75(1): 82—92
- Beun J J, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. 2002. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor [J]. *Water Research* 36(3): 702—712
- Blackburne R, Vadivelu V M, Yuan Z G, *et al.* 2007. Kinetic characterisation of an enriched *Nitrospira* culture with comparison to *Nitrobacter* [J]. *Water Research* 41(14): 3033—3042
- Blonskaja V, Menert A, Vihri R. 2003. Use of two-stage anaerobic treatment for distillery waste [J]. *Advances in Environmental Research* 7(3): 671—678
- Bossier P, Verstraete W. 1996. Triggers for microbial aggregation in activated sludge [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 45: 1—6
- Campos J L, Garrido-Fernandez J, Mendez R, *et al.* 1999. Nitrification at high ammonia loading rates in an activated sludge unit [J]. *Bioresource Technology*, 68(2): 141—148
- Campos J L, Mendez R, Lema J M. 2000. Operation of a nitrifying activated sludge airlift (NASA) reactor without biomass carrier [J]. *Water Science and Technology* 41(4-5): 113—120
- Carvalho G, Meyer R L, Yuan Z, *et al.* 2006. Differential distribution of ammonia- and nitrite-oxidising bacteria in flocs and granules from a nitrifying/denitrifying sequencing batch reactor [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 39(7): 1392—1398
- Cassidy D P, Belia E. 2005. Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge [J]. *Water Research* 39(19): 4817—4823
- Castellanos T, Ascencio F, Bashan Y. 2000. Starvation-induced changes in the cell surface of *Azospirillum lipofenum* [J]. *FEMS Microbiology and Ecology*, 33: 1—9
- Chen C, Wang J L. 2008. Removal of Pb^{2+} , Ag^+ , Cs^+ and Sr^{2+} from aqueous solution by brewery's waste biomass [J]. *Journal of Hazardous Materials* 151(1): 65—70
- Chen M Y, Lee D J, Tay J H. 2007a. Distribution of extracellular polymeric substances in aerobic granules [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology* 73(6): 1463—1469
- Chen M Y, Lee D J, Tay J H, *et al.* 2007b. Staining of extracellular polymeric substances and cells in bioaggregates [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology* 75(2): 467—474
- Chen Y, Jiang W, Liang D T, *et al.* 2007c. Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology* 76: 1199—1208
- Chen Z Q, Wen Q X, Wang J L, *et al.* 2006. Simultaneous removal of carbon and nitrogen from municipal-type synthetic wastewater using net-like rotating biological contactor (NRBC) [J]. *Process Biochemistry*, 41: 2468—2472
- Chiesa S C, Irvine R L. 1985. Growth and control of filamentous microbes in activated sludge: an integrated hypothesis [J]. *Water Research*, 19(4): 471—479
- Chiu Z C, Chen M Y, Lee D J, *et al.* 2006. Diffusivity of oxygen in aerobic granules [J]. *Biotechnology and Bioengineering* 94: 505—513
- Chiu Z C, Chen M Y, Lee D J, *et al.* 2007a. Oxygen diffusion and consumption in active aerobic granules of heterogeneous structure [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 75(3): 685—691
- Chiu Z C, Chen M Y, Lee D J, *et al.* 2007b. Oxygen diffusion in active layer of aerobic granule with step change in surrounding oxygen levels [J]. *Water Research*, 41(4): 884—892
- Chou H H, Huang J S. 2005. Comparative granule characteristics and biokinetics of sucrose-fed and phenol-fed UASB reactors [J]. *Chemosphere* 59: 107—116
- Chou H H, Huang J S, Hong W F. 2004. Temperature dependency of granule characteristics and kinetic behavior in UASB reactors [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 79: 797—808
- Chudoba J, Ottova V, Madera V. 1973. Control of activated sludge filamentous bulking. I. Effect of the hydraulic regime or degree of mixing in an aeration tank [J]. *Water Research* 7 (8): 1163—1182
- de Beer D, Vandenheuvel J C, Ottengraf S P P. 1993. Microelectrode measurements of the activity distribution in nitrifying bacterial aggregates [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 59(2): 573—579
- de Bruin L M M, de Kreuk M K, de Roest H F R, *et al.* 2004. Aerobic granular sludge technology: alternative for activated sludge [J]. *Water Science and Technology*, 49: 1—7
- de Kreuk M K, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. 2005. Simultaneous COD, nitrogen and phosphate removal by aerobic granular sludge [J]. *Biotechnology and Bioengineering* 90(6): 761—769
- de Kreuk M K, van Loosdrecht M C M. 2004. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability [J]. *Water Science and Technology*, 49(11-12): 9—17
- de Kreuk M K, van Loosdrecht M C M. 2006. Formation of aerobic granules with domestic sewage [J]. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, 132(6): 694—697
- de Kreuk M K, Kishida N, van Loosdrecht M C M. 2007a. Aerobic

- granular sludge-state of the art [J]. *Water Science and Technology*, 55(8-9): 75—81
- de Kreuk M K, Picioreanu C, Hossaini M, *et al*. 2007b Kinetic model of a granular sludge SBR: influences on nutrient removal[J]. *Biotechnology and Bioengineering* 97: 801—815
- de Kreuk M K, Pronk M, van Loosdrecht M C M. 2005 Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures[J]. *Water Research* 39(18): 4476—4484
- Di Iaconi C, Ranadori R, Lopez A, *et al*. 2006 Influence of hydrodynamic shear forces on properties of granular biomass in a sequencing batch biofilter reactor[J]. *Biochemical Engineering Journal* 30: 152—157
- El Hamouni R, Leduc R, Costerton JW, *et al*. 1995 Influence of the microbial content of different precursory nuclei on the anaerobic granulation dynamics[J]. *Water Science and Technology* 32(8): 173—177
- Ettlerer T, Winkler P A. 2001 Generation and properties of aerobic granular sludge[J]. *Water Science and Technology*, 43(3): 19—26
- Fang H H P, Chui H K, Li Y Y. 1995 Microstructural analysis of UASB granules treating brewery wastewater[J]. *Water Science and Technology*, 31(9): 129—135
- 冯叶成, 王建龙, 钱易. 2001 废水生物脱氮技术的新进展[J]. *微生物学通报*, 28(4): 88—91
- Feng Y C, Wang J L, Qian Y. 2001 The advances in biological nitrogen removal of wastewater[J]. *Journal of Microbiology*, 28(4): 88—91 (in Chinese)
- Froind B, Pahgren R, Keiding K, *et al*. 1996 Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin[J]. *Water Research*, 30(8): 1749—1758
- Gao R Y, Wang J L. 2007 Effects of pH and temperature on isotherm parameters of chlorophenols biosorption to anaerobic granular sludge[J]. *Journal of Hazardous Material* 145(3): 398—403
- Gapes D, Wilen B M, Keller J. 2004 Mass transfer impacts in flocculent and granular biomass from SBR systems[J]. *Water Science and Technology*, 50(10): 203—212
- Garrido J M, Campos J L, Mendez R, *et al*. 1997 Nitrous oxide production by nitrifying biofilms in a biofilm airlift suspension reactor[J]. *Water Science and Technology*, 36(1): 157—163
- Gjakma A, Vinke J L, van Loosdrecht M C M, *et al*. 1997 Abrasion of suspended biofilm pellets in airlift reactors Importance of shape, structure and particle concentrations[J]. *Biotechnology and Bioengineering* 53(1): 88—99
- Goodwin J A S, Forster C E. 1985 A further examination into the composition of activated sludge surfaces in relation to their settlement characteristics[J]. *Water Research* 19(4): 527—533
- Grotenhuis J T C, Smith M, Lammeren A A M, *et al*. 1991 Localization and quantification of extracellular polymers in methanogenic granular sludge[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 36(1): 115—119
- Guioir S R, Lavoie L, Havari J A, *et al*. 1991 Effect of NSSC spent liquor on granule formation and specific microbial activities in upflow anaerobic reactors[J]. *Water Science and Technology*, 24(3): 139—148
- Hellings C, Vanrolleghem P, van Loosdrecht M C M, *et al*. 1996 The potential of off-gas analyses for monitoring wastewater treatment plants[J]. *Water Science and Technology*, 33(1): 13—23
- Hellings C, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. 1999 Model based design of a novel process for nitrogen removal from concentrated flows[J]. *Mathematical and Computer Modeling of Dynamical Systems* 5(4): 351—371
- Henriques I D S, Love N G. 2007 The role of extracellular polymeric substances in the toxicity response of activated sludge bacteria to chemical toxins[J]. *Water Research* 41(18): 4177—4185
- Holben W E, Noto K, Sumino T, *et al*. 1998 Molecular analysis of bacterial communities in a three-compartment granular activated sludge system indicates community-level control by incompatible nitrification processes[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 64: 2528—2532
- Hu L L, Wang J L, Wen X H, *et al*. 2005 The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules[J]. *Process Biochemistry*, 40(1): 5—11
- Huiskhoff P L W, de Zeeuw W J, Velzeboer C T M, *et al*. 1983 Granulation in UASB-reactors[J]. *Water Science and Technology*, 15(1): 291—304
- Hunk J H, Bos C G, Vandenhoogen M P, *et al*. 1994 Co-immobilized *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter agilis* cells-validation of a dynamic model for simultaneous substrate conversion and growth in kappa-carrageenan gel beads[J]. *Biotechnology and Bioengineering* 43(11): 1153—1163
- Ivanov V, Tay S T L, Liu Q S, *et al*. 2005 Formation and structure of granulated microbial aggregates used in aerobic wastewater treatment[J]. *Water Science and Technology*, 52(7): 13—19
- Jang A, Yoon Y H, Kim I S, *et al*. 2003 Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor[J]. *Journal of Biotechnology*, 105(1-2): 71—82
- Jiang H L, Tay J H, Tay S T L. 2002 Aggregation of immobilized activated sludge cells into aerobically grown microbial granules for the aerobic biodegradation of phenol[J]. *Letters in Applied Microbiology*, 35(5): 439—445
- Jiang H L, Tay J H, Maszenan A M, *et al*. 2004a Bacterial diversity and function of aerobic granules engineered in a sequencing batch reactor for phenol degradation[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(11): 6767—6775
- Jiang H L, Tay J H, Tay S T L. 2004b Changes in structure, activity and metabolism of aerobic granules as a microbial response to high phenol loading[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 63(5): 602—608
- Jiang H L, Maszenan A M, Tay J H. 2007 Bioaugmentation and coexistence of two functionally similar bacterial strains in aerobic granules[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 75(5): 1191—1200
- Jorand F, Zartarian F, Thomas F, *et al*. 1995 Chemical and structural (2D) linkage between bacteria within activated sludge flocs[J]. *Water Research*, 29(7): 1639—1647
- Kim D J, Seo D. 2006 Selective enrichment and granulation of ammonia

- oxidizers in a sequencing batch airlift reactor [J]. *Process Biochemistry*, 41(5): 1055—1062
- Kim I S, Kim S M, Jang A. 2008. Characterization of aerobic granules by microbial density at different COD loading rates [J]. *Bioresour Technol*, 99: 18—25
- Kim S H, Choi H C, Kim I S. 2004. Enhanced aerobic floe-like granulation and nitrogen removal in a sequencing batch reactor by selection of settling velocity [J]. *Water Science and Technology*, 50: 157—162
- Kishida N, Kim J, Tsuneda S *et al*. 2006. Anaerobic/oxic/anoxic granular sludge process as an effective nutrient removal process utilizing denitrifying polyphosphate-accumulating organisms [J]. *Water Research*, 40(12): 2303—2310
- Kos B, Suskovic J, Vukovic S *et al*. 2003. Adhesion and aggregation ability of probiotic strain *Lactobacillus acidophilus* M92 [J]. *Journal of Applied Microbiology*, 94(6): 981—987
- Krishna G, van Loosdrecht M C M. 1999. Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge [J]. *Water Research*, 33(10): 2374—2382
- Kwok W K, Picioreanu C, Ong S L *et al*. 1998. Influence of biomass production and detachment forces on biofilm structures in a biofilm airlift suspension reactor [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 58(4): 400—407
- Lemaire R, Yuan Z G, Blackall L L *et al*. 2008. Microbial distribution of *Accumulibacter* spp and *Competibacter* spp in aerobic granules from a lab-scale biological nutrient removal system [J]. *Environmental Microbiology*, 10: 354—363
- Lettinga G, Velsen A F M, Holm a S W *et al*. 1980. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment especially for anaerobic treatment [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 22: 699—734
- Lettinga G, Hulshoff P L W. 1991. UASB-process design for various types of wastewaters [J]. *Water Science and Technology*, 24(8): 87—107
- 李浩, 袁林江. 2008. 好氧 SBR 反应器中污泥颗粒化过程的成核研究 [J]. *中国给水排水*, 24(13): 42—45
- Li H, Yuan L J. 2008. Research on nucleation of granular sludge in aerobic SBR [J]. *China Water & Wastewater*, 24(13): 42—45 (in Chinese)
- 李光伟, 刘和, 云娇, 等. 2006. 应用 T-RFLP 技术研究五氯酚对好氧颗粒污泥中细菌组成的影响 [J]. *环境科学*, 27(4): 794—799
- Li G W, Liu H, Yun J *et al*. 2006. Effect of pentachlorophenol (PCP) on bacterial community of an aerobic granular sludge estimated by T-RFLP [J]. *Environmental Science*, 27(4): 794—799 (in Chinese)
- 李媛, 沈耀良, 孙立柱. 2008. 采用 CSTR 反应器培养好氧颗粒污泥的研究 [J]. *中国给水排水*, 24(5): 10—13
- Li Y, Shen Y L, Sun L Z. 2008. Study on cultivation of aerobic granular sludge in CSTR [J]. *China Water & Wastewater*, 24(5): 10—13 (in Chinese)
- Li Z H, Kuba T, Kusuda T. 2006. The influence of starvation phase on the properties and the development of aerobic granules [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 38(5): 670—674
- Lin Y M, Liu Y, Tay J H. 2003. Development and characteristics of phosphorus-accumulating microbial granules in sequencing batch reactors [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 62(4): 430—435
- 刘和, 李光伟, 云娇, 等. 2006. 好氧颗粒污泥和活性污泥细菌种群结构对五氯酚污染的响应研究 [J]. *环境科学学报*, 26(9): 1445—1450
- Liu H, Li G W, Yun J *et al*. 2006. The response of bacterial community within aerobic granular sludge and activated sludge to pentachlorophenol contamination [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 26(9): 1445—1450 (in Chinese)
- 刘丽, 任婷婷, 徐得潜, 等. 2008. 高强度好氧颗粒污泥的培养及特性研究 [J]. *中国环境科学*, 28(4): 360—364
- Liu L, Ren T T, Xu D Q *et al*. 2008. Cultivation and characteristics of the high strength aerobic granular sludge [J]. *China Environmental Science*, 28(4): 360—364 (in Chinese)
- Liu Q J, Hu X, Wang J L. 2005. Performance characteristics of nitrogen removal in SBR by aerobic granules [J]. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 13(5): 669—672
- Liu Q S, Tay J H, Liu Y. 2003. Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor [J]. *Environmental Technology*, 24(10): 1235—1242
- Liu S Y, Liu G, Tian Y C *et al*. 2007. An innovative microelectrode fabricated using photolithography for measuring dissolved oxygen distributions in aerobic granules [J]. *Environmental Science and Technology*, 41(15): 5447—5452
- Liu Y, Tay J H. 2002. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge [J]. *Water Research*, 36(7): 1653—1665
- Liu Y, Yang S F, Tan S F *et al*. 2002. Aerobic granules: a novel zinc biosorbent [J]. *Letters in Applied Microbiology*, 35(6): 548—551
- Liu Y, Lin Y M, Yang S F *et al*. 2003b. A balanced model for biofilms developed at different growth and detachment forces [J]. *Process Biochemistry*, 38(12): 1761—1765
- Liu Y, Xu H, Yang S F *et al*. 2003c. A general model for biosorption of Cd^{2+} , Cu^{2+} and Zn^{2+} by aerobic granules [J]. *Journal of Biotechnology*, 102(3): 233—239
- Liu Y, Yang S F, Liu Q S *et al*. 2003d. The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules [J]. *Current Microbiology*, 46(4): 270—274
- Liu Y, Yang S F, Tay J H. 2003e. Elemental compositions and characteristics of aerobic granules cultivated at different substrate N/C ratios [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 61(5-6): 556—561
- Liu Y, Yang S F, Xu H *et al*. 2003f. Biosorption kinetics of cadmium (II) on aerobic granular sludge [J]. *Process Biochemistry*, 38(7): 997—1001
- Liu Y, Tay J H. 2004. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment [J]. *Biotechnology Advances*, 22(7): 533—563
- Liu Y, Xu H, Yang S F *et al*. 2004a. A theoretical model for biosorption of cadmium, zinc and copper by aerobic granules based on initial conditions [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79(9): 982—986

- Liu Y, Yang S F, Qin L, *et al*. 2004b. A thermodynamic interpretation of cell hydrophobicity in aerobic granulation [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 64(3): 410—415
- Liu Y, Yang S F, Tay J H. 2004c. Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria [J]. *Journal of Biotechnology*, 108(2): 161—169
- Liu Y, Yang S F, Tay J H, *et al*. 2004d. Cell hydrophobicity is a triggering force of biogranulation [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 34(5): 371—379
- Liu Y, Xu H. 2007. Equilibrium, thermodynamics and mechanisms of N_2 biosorption by aerobic granules [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 35(2): 174—182
- Liu Y Q, Liu Y, Tay J H. 2004. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2): 143—148
- Liu Y Q, Tay J H. 2007a. Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(4): 516—522
- Liu Y Q, Tay J H. 2007a. Cultivation of aerobic granules in a bubble column and an airlift reactor with divided draft tubes at low aeration rate [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 34(1): 1—7
- Liu Y Q, Wu W W, Tay J H, *et al*. 2007b. Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(1): 211—216
- Martins A M P, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. 2003a. Effect of dissolved oxygen concentration on sludge settleability [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 62(5-6): 586—593
- Martins A M P, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. 2003b. Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions [J]. *Water Research*, 37(11): 2555—2570
- McSwain B S, Irvine R L, Wilderer P A. 2004a. Effect of intermittent feeding on aerobic granule structure [J]. *Water Science and Technology*, 49(11-12): 19—25
- McSwain B S, Irvine R L, Wilderer P A. 2004b. The influence of settling time on the formation of aerobic granules [J]. *Water Science and Technology*, 50(10): 195—202
- McSwain B S, Irvine R L, Hausner M, *et al*. 2005. Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(2): 1051—1057
- Meyer R L, Saunders A M, Zeng R J, *et al*. 2003. Microscale structure and function of anaerobic-aerobic granules containing glycogen accumulating organisms [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 45: 253—261
- Mishina K, Nakamura M. 1991. Self-immobilization of aerobic activated sludge: A pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment [J]. *Water Science and Technology*, 23(4): 981—990
- Morgenroth E, Sherden T, van Loosdrecht M C M, *et al*. 1997. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor [J]. *Water Research*, 31(12): 3191—3194
- Mosquera-Corral A, de Kreuk M K, Heijnen J J, *et al*. 2005. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor [J]. *Water Research*, 39(12): 2676—2686
- Moy B Y P, Tay J H, Toh S K, *et al*. 2002. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules [J]. *Letters in Applied Microbiology*, 34(6): 407—412
- Mu Y, Yu H Q. 2006. Rheological and fractal characteristics of granular sludge in an upflow anaerobic reactor [J]. *Water Research*, 40: 3596—3502
- Mu Y, Ren T T, Yu H Q. 2008. Drag coefficient of porous and permeable microbial granules [J]. *Environmental Science and Technology*, 42: 1718—23
- Myoga H, Asano H, Nomura Y, *et al*. 1991. Effects of immobilization conditions on the nitrification treatability of entrapped cell reactors using the PVA freezing method [J]. *Water Science and Technology*, 23(4/6): 1117—1124
- Nanchamiah Y V, Schwarzenbeck N, Mohan T V K, *et al*. 2006a. Biodegradation of nitritriacetic acid (NTA) and ferri-NTA complex by aerobic microbial granules [J]. *Water Research*, 40(8): 1539—1546
- Nanchamiah Y V, Joshi H M, Mohan T V K, *et al*. 2006b. Aerobic granular biomass: a novel biomaterial for efficient uranium removal [J]. *Current Science*, 91: 503—509
- Ni B J, Yu H Q. 2008a. Storage and growth of denitrifiers in aerobic granules Part I: Model development [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 99: 314—323
- Ni B J, Yu H Q, Sun Y J. 2008b. Modeling simultaneous autotrophic and heterotrophic growth in aerobic granules [J]. *Water Research*, 42(6/7): 1583—1594
- Ni B J, Yu H Q, Xie W M. 2008c. Storage and growth of denitrifiers in aerobic granules Part II: Model calibration and verification [J]. *Biotechnol Bioeng*, 99: 324—332
- O'Toole G, Kaplan H B, Kolter R. 2000. Biofilm formation as microbial development [J]. *Annual Reviews in Microbiology*, 54: 49—79
- Pan S, Tay J H, He Y X, *et al*. 2004. The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules [J]. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2): 158—163
- Peng D C, Bemet N, Delgenes J P, *et al*. 1999. Aerobic granular sludge: A case report [J]. *Water Research*, 33(3): 890—893
- Peng D C, Bemet N, Delgenes J P, *et al*. 2001. Simultaneous organic carbon and nitrogen removal in an SBR controlled at low dissolved oxygen concentration [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 76(6): 553—558
- Pringle J H, Fletcher M. 1983. Influence of substratum wettability on attachment of freshwater bacteria to solid surfaces [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 45(3): 811
- Prosser J I. 1989. Autotrophic nitrification in bacteria [J]. *Advances in Microbial Physiology*, 30: 125—181
- Qin L, Liu Y, Tay J H. 2004a. Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 21(1): 47—52
- Qin L, Tay J H, Liu Y. 2004b. Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors [J]. *Process Biochemistry*, 39(5): 579—584
- Ren T T, Liu L, Sheng G P, *et al*. 2008. Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure strength and bioactivity [J]. *Water Research*, 42(13): 3343—3352
- Rickard A H, Gilbert P, High N J, *et al*. 2003. Bacterial

- coaggregation: an integral process in the development of multi-species biofilms[J]. *Trends in Microbiology* 11(2): 94—100
- Ross W R. 1984. Phenomenon of sludge pelletization in the anaerobic treatment of a maize processing waste[J]. *Water SA*, 10(4): 197—204
- Sanin S L. 2003. Effect of starvation on resuscitation and the surface characteristics of bacteria[J]. *Journal of Environmental Science and Health, part A*, 38: 1517—1528
- Sanin S L, Sanin F D, Bryers J D. 2003. Effect of starvation on the adhesive properties of xenobiotic degrading bacteria[J]. *Process Biochemistry*, 38: 909—914
- Schmidt J E, Ahring B K. 1996. Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors[J]. *Biotechnology and Bioengineering* 49(3): 229—246
- Schmidt J E, Ahring B K. 1994. Extracellular polymers in granular sludge from different upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 42(2): 457—462
- Schramm A, Debeer D, Wagner M, *et al*. 1998. Identification and activities in situ of *Nitrospira* and *Nitrospira* spp. as dominant populations in a nitrifying fluidized bed reactor[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(9): 3480—3485
- Schramm A, Debeer D, van den Heuvel J C, *et al*. 1999. Microscale distribution of populations and activities of *Nitrospira* and *Nitrospira* spp. along a macroscale gradient in a nitrifying bioreactor: quantification by in situ hybridization and the use of microsensors[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(8): 3690—3696
- Schwarzenbeck N, Erley R, McSwain B S, *et al*. 2004a. Treatment of making wastewater in a granular sludge sequencing batch reactor (SBR) [J]. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 32(1): 16—24
- Schwarzenbeck N, Erley R, Wilkerer P A. 2004b. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter[J]. *Water Science and Technology*, 49(11-12): 41—46
- Schwarzenbeck N, Borges J M, Wilkerer P A. 2005. Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 66(6): 711—718
- Shama K R, Huang J C. 2004. High-rate wastewater treatment by aerobic upflow sludge blanket reactor: System performance and characteristics [J]. *Environmental Technology*, 25(12): 1413—1422
- Shen C F, Kosaric N, Blaszczyk R. 1993. The effect of selected heavy metals (Ni, Co and Fe) on anaerobic granules and their extracellular polymeric substance (EPS) [J]. *Water Research*, 27(11): 25—33
- Shin H S, Lim K H, Park H S. 1992. Effect of shear stress on granulation in oxygen aerobic upflow sludge bed reactors[J]. *Water Science and Technology*, 26(3-4): 601—605
- Su K Z, Yu H Q. 2005. Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater[J]. *Environmental Science and Technology*, 39(8): 2818—2827
- Sumino T, Nakamura H, Mori N, *et al*. 1992. Immobilization of nitrifying bacteria in porous pellets of urethane gel for removal of ammonium nitrogen from wastewater[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology* 36(4): 556—560
- Tay J H, Liu Q S, Liu Y. 2001a. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor[J]. *Journal of Applied Microbiology* 91(1): 168—175
- Tay J H, Liu Q S, Liu Y. 2001b. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules[J]. *Letters in Applied Microbiology*, 33(3): 222—226
- Tay J H, Liu Q S, Liu Y. 2001c. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1-2): 227—233
- Tay J H, Ivanov V, Pan S, *et al*. 2002a. Specific layers in aerobically grown microbial granules[J]. *Letters in Applied Microbiology*, 34(4): 254—257
- Tay J H, Liu Q S, Liu Y. 2002b. Aerobic granulation in sequential sludge blanket reactor[J]. *Water Science and Technology* 46(4): 13—18
- Tay J H, Liu Q S, Liu Y. 2002c. Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors[J]. *Environmental Technology*, 23(8): 931—936
- Tay J H, Yang S F, Liu Y. 2002d. Hydraulic selection pressure-induced nitrifying granulation in sequencing batch reactors[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology* 59(2-3): 332—337
- Tay J H, Tay S T L, Ivanov V, *et al*. 2003. Biomass and porosity profiles in microbial granules used for aerobic wastewater treatment [J]. *Letters in Applied Microbiology*, 36(5): 297—301
- Tay J H, Jiang H L, Tay S T L. 2004a. High-rate biodegradation of phenol by aerobically grown microbial granules[J]. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, 130(12): 1415—1423
- Tay J H, Liu Q S, Liu Y. 2004b. The effect of upflow air velocity on the structure of aerobic granules cultivated in a sequencing batch reactor[J]. *Water Science and Technology*, 49(11-12): 35—40
- Tay J H, Pan S, He Y X, *et al*. 2004c. Effect of organic loading rate on aerobic granulation II. Characteristics of aerobic granules[J]. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, 130(10): 1102—1109
- Tay S T L, Ivanov V, Yi S, *et al*. 2002. Presence of anaerobic bacteroids in aerobically grown microbial granules[J]. *Microbial Ecology*, 44(3): 278—285
- Tay S T L, Moy B Y P, Jiang H L, *et al*. 2005. Rapid cultivation of stable aerobic phenol-degrading granules using acetate-fed granules as microbial seed[J]. *Journal of Biotechnology*, 115(4): 387—395
- Tay S T L, Moy B Y P, Masznan A M, *et al*. 2005b. Comparing activated sludge and aerobic granules as microbial inocula for phenol biodegradation [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology* 67(5): 708—713
- Tay S T L, Zhuang W Q, Tay J H. 2005c. Start-up microbial community analysis and formation of aerobic granules in a tert-butyl alcohol degrading sequencing batch reactor[J]. *Environmental Science and Technology* 39(15): 5774—5780
- Thayakkumaran N, Bhanidhar R, Bickers P O. 2003. Biological nutrient removal from meat processing wastewater using a

- sequencing batch reactor[J]. *Water Science and Technology*, 47: 101—108
- Tijhuis L, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. 1992. Nitrification with biofilms on small suspended particles in airlift reactors[J]. *Water Science and Technology*, 26(9-11): 2207—2211
- Tijhuis L, Huismán J L, Hekkelman H D, *et al*. 1995. Formation of nitrifying biofilms on small suspended particles in airlift reactors [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 47(5): 585—595
- Tijhuis L, Huismán B, van Loosdrecht M C M, *et al*. 1996. Influence of detachment, substrate loading and reactor scale on the formation of biofilms in airlift reactors [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 45(1-2): 7—17
- Tiwari M K, Guha S, Harendranath C S, *et al*. 2006. Influence of extrinsic factors on granulation in UASB reactor [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 71(2): 145—154
- Toh S K, Tay J H, Moy B Y P, *et al*. 2003. Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 60(6): 687—695
- Tokutomi T. 2004. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration[J]. *Water Science and Technology*, 49(5-6): 81—88
- Tokutomi T, Kiyokawa T, Shibayama C, *et al*. 2006. Effect of inorganic carbon on nitrite accumulation in an aerobic granule reactor [J]. *Water Science and Technology*, 53(12): 285—294
- Tsueda S, Park S, Hayashi H, *et al*. 2001. Enhancement of nitrifying biofilm formation using selected EPS produced by heterotrophic bacteria[J]. *Water Science and Technology*, 43(6): 197—204
- Tsueda S, Nagano T, Hoshino T, *et al*. 2003. Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor[J]. *Water Research*, 37(20): 4965—4973
- Tsueda S, Ejiri Y, Nagano T, *et al*. 2004. Formation mechanism of nitrifying granules observed in an aerobic upflow fluidized bed (AUFB) reactor[J]. *Water Science and Technology*, 49(11-12): 27—34
- Tsueda S, Ogiwara M, Ejiri Y, *et al*. 2006. High-rate nitrification using aerobic granular sludge[J]. *Water Science and Technology*, 53(3): 147—154
- Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. 2006a. Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched *Nitrosomonas* culture[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 95(5): 830—839
- Vadivelu V M, Yuan Z G, Fux C, *et al*. 2006b. The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture[J]. *Environmental Science and Technology*, 40(14): 4442—4448
- van Benthum W A J, Garrido J M, Tijhuis L, *et al*. 1996. Formation and detachment of biofilms and granules in a nitrifying biofilm airlift suspension reactor[J]. *Biotechnology Progress*, 12(6): 764—772
- van Loosdrecht M C M, Eikelboom D, Gjaltema A, *et al*. 1995. Biofilm structures[J]. *Water Science and Technology*, 32(8): 35—43
- van Loosdrecht M C M, Pot M A, Heijnen J J. 1997. Importance of bacterial storage polymers in bioprocesses[J]. *Water Science and Technology*, 35(1): 41—47
- Wang H L, Liu G S, Li P, *et al*. 2006a. The effect of bioaugmentation on the performance of sequencing batch reactor and sludge characteristics in the treatment process of papermaking wastewater [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 29(5-6): 283—289
- Wang H L, Yu G L, Liu G S, *et al*. 2006b. A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 28(1): 99—103
- 王景峰, 王暄, 季民, 等. 2007. 好氧颗粒污泥膜生物反应器脱氮特性[J]. *环境科学*, 28(3): 528—533
- Wang J F, Wang X, Ji M, *et al*. 2007. Characteristics of nitrogen removal in aerobic granular sludge membrane bioreactor [J]. *Environmental Science*, 28(3): 528—533(in Chinese)
- Wang J L, Chen C. Biosorption of heavy metal by *Saccharomyces cerevisiae*: a review [J]. *Biotechnology Advances*, 2006, 24: 427—451
- Wang J L, Horan N, Stentiford E, *et al*. 2000. Biosorption of pentachlorophenol (PCP) from aqueous solution by activated sludge biomass[J]. *Bioresour. Technology*, 75: 157—161
- 王建龙, 吴立波, 钱易. 1998. 复合生物反应器处理废水特性的研究[J]. *中国给水排水*, 14: 29—32
- Wang J L, Wu L B, Qian Y. 1998. The development of wastewater treatment by hybrid biological reactor [J]. *China Water and Wastewater*, 14: 29—32(in Chinese)
- 王建龙, 吴立波, 钱易, 等. 1999. 用氧吸收速率表征活性污泥硝化活性的研究[J]. *环境科学学报*, 19(3): 225—229
- Wang J L, Wu L B, Qian Y, *et al*. 1999. Characterization of nitrification activity of activated sludge by oxygen uptake rate (OUR) [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 19(3): 225—229(in Chinese)
- Wang J L, Qian Y. 2000. Wastewater treatment by a hybrid biological reactor (HBR): Effect of loading rates[J]. *Process Biochemistry*, 36: 297—303
- 王建龙. 2002. 生物固定化技术与水污染控制 [M]. 北京: 科学出版社, 130—135
- Wang J L. 2002. Microbial Immobilization Techniques and Water Pollution Control [J]. Beijing: Science Press, 130—135(in Chinese)
- Wang J L, Zhan X M, Ding D C, *et al*. 2001. Biosorption of lead (II) from aqueous solution by fungal biomass of *Aspergillus niger* [J]. *Journal of Biotechnology*, 87: 273—277
- Wang J L, Yang N. 2004. Partial nitrification under limited dissolved oxygen condition[J]. *Process Biochemistry*, 39: 1223—1229
- Wang J L, Kang J. 2005. The characteristics of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) by granular sludge from an EGSB reactor [J]. *Process Biochemistry*, 40: 1973—1978
- 王强, 陈坚, 堵国成. 2003. 选择压法培育好氧颗粒污泥的试验, *环境科学*, 24(4): 99—104
- Wang Q, Chen J, Du G C. 2003. Studies on aerobic granular sludge cultivated under selective pressure[J]. *Environmental Science*, 24(4): 99—104(in Chinese)
- Wang S G, Lu X W, Gong W X, *et al*. 2007a. Aerobic granulation with brewery wastewater in a sequencing batch reactor[J]. *Bioresour. Technology*, 98(11): 2142—2147

- Wang S G, Liu X W, Zhang H Y, *et al* 2007b Aerobic granulation for 2,4-dichlorophenol biodegradation in a sequencing batch reactor [J]. *Chemosphere* 69: 769—775
- 汪善全, 张胜, 李晓娜, 等. 2007. 高浓度 Vc 生产废水培养好氧颗粒污泥的试验研究 [J]. *环境科学*, 28(10): 2243—2248
- Wang S Q, Zhang S, Li X N, *et al* 2007. Experimental investigation of aerobic granule cultivation in high strength Vc wastewater [J]. *Environmental Science*, 28(10): 2243—2248 (in Chinese)
- 汪善全, 原媛, 孔云华, 等. 2008a 好氧颗粒污泥处理高含盐废水研究 [J]. *环境科学*, 29(1): 145—151
- Wang S Q, Yuan Y, Kong Y H, *et al* 2008a Experimental investigation of high saline wastewater treatment using aerobic granules [J]. *Environmental Science*, 29(1): 145—151 (in Chinese)
- 汪善全, 孔云华, 原媛, 等. 2008b. 好氧颗粒污泥中丝状微生物生长研究 [J]. *环境科学*, 29(3): 696—702
- Wang S Q, Kong Y H, Yuan Y, *et al* 2008b. Filamentous overgrowth in aerobic granules [J]. *Environmental Science*, 29(3): 696—702 (in Chinese)
- Wang X H, Zhang H M, Yang F L, *et al* 2007b. Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(3): 205—211
- Wang Z W, Liu Y, Tay J H. 2005. Distribution of EPS and cell surface hydrophobicity in aerobic granules [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 69(4): 469—473
- Watnick P, Kolter R. 2000. Biofilm, City of Microbes [J]. *Journal of Bacteriology*, 182(10): 2675
- Weber S D, Ludwig W, Schleifer K H, *et al* 2007. Microbial composition and structure of aerobic granular sewage biofilms [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 73: 6233—6240
- Wikler P A, McSwain B S. 2004. The SBR and its biofilm application potentials [J]. *Water Science and Technology*, 50(10): 1—10
- Wiken B M, Gapes D, Blackall L L, *et al* 2004a. Structure and microbial composition of nitrifying microbial aggregates and their relation to internal mass transfer effects [J]. *Water Science and Technology*, 50(10): 213—220
- Wiken B M, Gapes D, Keller J. 2004b. Determination of external and internal mass transfer limitation in nitrifying microbial aggregates [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 86(4): 445—457
- Williams J C, Reyes F L D. 2006. Microbial community structure of activated sludge during aerobic granulation in an annular gap bioreactor [J]. *Water Science and Technology*, 54(1): 139—146
- Winpenny J W T, Cokasanti R. 1997. A unifying hypothesis for the structure of microbial biofilms based on cellular automaton models [J]. *FEMS Microbiology and Ecology*, 22(1): 1—16
- Wingender J, Neu T R, Flemming H C. 1999. What are Bacterial Extracellular Polymeric Substances? In: *Microbial Extracellular Polymeric Substances*. Wingender J, Neu T R and Flemming H C (ed). Berlin: Springer, 1—19
- 吴立波, 王建龙, 黄霞, 等. 1999a. 复合生物反应器中两相微生物硝化特性比较 [J]. *环境科学*, 20(4): 16—19
- Wu L B, Wang J L, Huang X, *et al* 1999a. Nitrification characteristics of the suspended and attached microorganisms in hybrid biological reactor [J]. *Environmental Science*, 20(4): 16—19 (in Chinese)
- 吴立波, 王建龙, 黄霞, 等. 1999b. 自固定化高效菌种强化处理焦化废水的研究 [J]. *中国给水排水*, 15(5): 1—4
- Wu L B, Wang J L, Huang X, *et al* 1999b. Study of attached dominant bacteria to enhance biological treatment of coking plant wastewater [J]. *China Water and Wastewater*, 15(5): 1—4 (in Chinese)
- 吴立波, 王建龙, 黄霞, 等. 2000. 自固定化技术强化高效菌种活性的保持 [J]. *环境科学*, 21(1): 32—35
- Wu L B, Wang J L, Huang X, *et al* 2000. Keeping degradative ability of dominant species with self-immobilization Process [J]. *Environmental Science*, 21(1): 32—35 (in Chinese)
- Xavier J, de Kreuk M, Picotereau C, *et al* 2007. Multi-scale individual-based model of microbial and bioconversion dynamics in aerobic granular sludge [J]. *Environ Sci Technol* 41: 6410—6417
- Xu H, Tay J H, Foo S K, *et al* 2004. Removal of dissolved copper(II) and zinc(II) by aerobic granular sludge [J]. *Water Science and Technology*, 50(9): 155—160
- Xu H, Liu Y, Tay J H. 2006. Effect of pH on nickel biosorption by aerobic granular sludge [J]. *Bioresour Technol*, 97(3): 359—363
- Xu H, Liu Y. 2008. Mechanisms of Cd^{2+} , Cu^{2+} and Ni^{2+} biosorption by aerobic granules [J]. *Separation and Purification Technology*, 58(3): 400—411
- 杨国靖, 李小明, 曾光明. SBR 系统同步脱氮除磷好氧颗粒污泥的培养 [J]. *中国给水排水*, 24(9): 33—37
- Yang G J, Li X M, Zeng G M. 2008. Cultivation of aerobic granular sludge for simultaneous nitrogen and phosphorus removal in SBR system [J]. *China Water & Wastewater*, 24(9): 33—37 (in Chinese)
- 杨麒, 李小明, 曾光明, 等. 2003. 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*, 24(4): 95—99
- Yang Q, Li X M, Zeng G M, *et al* 2003. Cultivation of aerobic granular sludge for simultaneous nitrification and denitrification in SBR system [J]. *Environmental Science*, 24(4): 95—99 (in Chinese)
- Yang S F, Tay J H, Liu Y. 2003. A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater [J]. *Journal of Biotechnology*, 106(1): 77—86
- Yang S F, Tay J H, Liu Y. 2004. Respirimetric activities of heterotrophic and nitrifying populations in aerobic granules developed at different substrate N/COD ratios [J]. *Current Microbiology*, 49(1): 42—46
- Yang S F, Li X Y, Yu H Q. 2008. Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions [J]. *Process Biochemistry*, 43(1): 8—14
- 杨学耀, 李进, 李久义, 等. 2007. 好氧颗粒污泥吸附重金属 Cd(II) 的研究 [J]. *工业用水与废水*, 38(1): 28—31
- Yang X Y, Li J, Li J Y, *et al* 2007. Adsorption of heavy metal Cd(II) by aerobic granular sludge [J]. *Industrial Water and Wastewater*, 38(1): 28—31 (in Chinese)
- 姚磊, 叶正芳, 王中友, 等. 2007. 好氧颗粒污泥对 Pb^{2+} 的吸附特性研究 [J]. *科学通报*, 52(20): 2434—2438
- Yao L, Ye Z F, Wang Z Y, *et al* 2007. Adsorption characteristics of Pb^{2+} by aerobic granular sludge [J]. *Chinese Science Bulletin*, 52(20): 2434—2438 (in Chinese)

- Yi S, Tay J H, Maszenan A M, *et al* 2003. A culture-independent approach for studying microbial diversity in aerobic granules[J]. *Water Science and Technology*, 47(1): 283—290
- Yi S, Zhuang W Q, Wu B, *et al* 2006. Biodegradation of p-nitrophenol by aerobic granules in a sequencing batch reactor[J]. *Environmental Science and Technology*, 40: 2396—2401
- 由阳, 彭轶, 袁志国, 等. 2008. 富含聚磷菌的好氧颗粒污泥的培养与特性[J]. *环境科学*, 29(8): 2242—2248
- You Y, Peng Y, Yuan Z G, *et al* 2008. Cultivation and characteristic of aerobic granular sludge enriched by phosphorus accumulating organisms[J]. *Environmental Science*, 29(8): 2242—2248(in Chinese)
- 张丽丽, 陈效, 陈建孟, 等. 2007a. 胞外多聚物在好氧颗粒污泥形成中的作用机制[J]. *环境科学*, 28(4): 795—799
- Zhang L L, Chen X, Chen J M, *et al* 2007a. Role mechanism of extracellular polymeric substances in the formation of aerobic granular sludge[J]. *Environmental Science*, 28(4): 795—799(in Chinese)
- Zhang L L, Feng X X, Zhu N W, *et al* 2007b. Role of extracellular protein in the formation and stability of aerobic granules[J]. *Enzymes and Microbial Technology*, 41(5): 551—557
- Zhang L L, Chen J M, Fang F. 2008. Biodegradation of methyl t-butyl ether by aerobic granules under a cosubstrate condition[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 78(3): 543—550
- Zheng Y M, Zhao Q B, Yu H Q. 2005. Adsorption of a cationic dye onto aerobic granules[J]. *Process Biochemistry*, 40(12): 3777—3782
- Zheng Y M, Yu H Q, Liu S H, *et al* 2006. Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions[J]. *Chemosphere*, 63(10): 1791—1800
- Zheng Y M, Yu H Q. 2007a. Determination of the pore size distribution and porosity of aerobic granules using size-exclusion chromatography[J]. *Water Research*, 41(1): 39—46
- 郑煜铭, 俞汉青. 2007b. 用厌氧产氢反应器出水培养好氧颗粒污泥的研究[J]. *中国给水排水*, 23(1): 30—33
- Zheng Y M, Yu H Q. 2007b. Cultivation of aerobic granular sludge with effluent from anaerobic hydrogen-producing reactor[J]. *China Water and Wastewater*, 23(1): 30—33(in Chinese)
- 竺建荣, 刘纯新, 何建中. 1999. 厌-好氧交替工艺的生物除磷特性研究[J]. *环境科学学报*, 19(4): 394—398
- Zhu J R, Liu C X, He J Z. 1999. A study on characteristics of biological phosphorus removal in alternation of aerobic/anaerobic process[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 19(4): 394—398
- Zhu J R, Wilderer P A. 2003. Effect of extended idle conditions on structure and activity of granular activated sludge[J]. *Water Research*, 37(9): 2013—2018
- Zhu L, Xu X, Luo W, *et al* 2008. Formation and microbial community analysis of chloranilines-degrading aerobic granules in the sequencing airlift bioreactor[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 104(1): 152—160
- Zimmer D H, Duran M, Albert R, *et al* 2007. Thermophilic aerobic granular biomass for enhanced settleability[J]. *Water Research*, 41(4): 819—825