

颗粒活性炭对 SBR 反应器中好氧颗粒 污泥培养的影响研究

高景峰¹, 张倩, 王金惠, 苏凯, 彭永臻

(北京工业大学环境与能源工程学院 北京 100124)

摘要: 好氧颗粒污泥培养耗时长已经成为限制其广泛应用的重要因素之一。依据“晶核假说”原理,在反应器中投加惰性核可以加快污泥好氧颗粒化进程。为了研究颗粒活性炭对于污泥好氧颗粒化进程的影响,在 SBR 反应器启动初期投加颗粒活性炭(SBR 有效体积的 1%,平均粒径为 0.1—0.3mm)作为诱导核,采用扫描电镜和细菌凋亡荧光染色来表征好氧颗粒污泥。结果表明,颗粒活性炭有利于好氧颗粒污泥的形成,运行 20d 即获得了成熟的好氧颗粒污泥。扫描电镜结果显示,成熟的好氧颗粒污泥结构密实,微生物种类较为丰富。好氧颗粒污泥细菌凋亡荧光染色结果表明死细菌分布较为均匀,但活细菌多位于外层;胞外多聚物多重荧光染色表明蛋白质和多糖(α -吡喃葡萄糖、 α -甘露糖和 β -D-吡喃葡萄糖)等物质在好氧颗粒污泥内部分布较为均匀,虽然含量接近,但 β -D-吡喃葡萄糖含量最多。本研究表明,在反应器中投加颗粒活性炭可以促进好氧颗粒污泥的形成。

关键词: 颗粒活性炭;好氧颗粒污泥;荧光染色;间歇式活性污泥法

好氧颗粒污泥(Aerobic Granular Sludge, AGS)是在好氧条件下自我凝聚形成的微生物聚集体,是一种具有自我平衡能力的微生态系统。与普通的活性污泥法相比,AGS 具有微生物量大、沉降性能好、对重金属及有毒物质抗冲击能力强^[1],并且由于其特有的结构可以实现同步脱氮除磷^[2]等优点,具有良好的应用和研究前景,受到了国内外学者的广泛关注^[3-6]。

AGS 自身特有的优势使其成为一种很有发展前途的污水处理方法,但 AGS 的培养耗时较长且形态难于维持等问题限制了该方法的广泛应用。近年来,对于 AGS 的研究逐渐增多,接种污泥、碳源种类、水力剪切力及排水比等因素^[7]对于 AGS 的形成具有不同程度的影响。Ren 等^[8]在进水中添加过量的钙离子运行 90d 获得成熟的 AGS,并考察了钙离子在 AGS 内的空间分布及存在形式,论述了钙离子在 AGS 培养过程中的可能作用及其对 AGS 性状的影响;沈祥信等^[9]在种泥中添加一定量的 AGS 达到了快速颗粒化的目的;

收稿日期:2010-11-01;修订日期:2011-04-25

基金项目:国家自然科学基金项目(50508001, 51078007);北京市自然科学基金项目(8082007, 8112007);北京市属高等学校人才强教深化计划(PHR20110819);北京工业大学第八届研究生科技基金(ykj-2010-3640)

作者简介:高景峰(1974—),男,教授。E-mail: gao.jingfeng@bjut.edu.cn

Zheng 等^[10]在负荷为 $6.0 \text{ kg COD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的条件下培养 30d 获得成熟的 AGS; Li 等^[11]在进水中添加 10 mg/L 的 Mg^{2+} , 使得污泥好氧颗粒化时间由 32d 降为 18d; 高景峰等^[2]以沉淀时间作为选择压, 采用梯度递减以及交替变化沉淀时间加大沉淀时间的选择作用, 在第 20d 获得成熟 AGS. 梁梦晓^[12]通过提高 COD 容积负荷, 同时减少沉降时间的方式, 90d 获得成熟的 AGS. 然而, 在 SBR 反应器中投加颗粒活性炭作为惰性核研究其对污泥好氧颗粒化的影响却未见报道.

因此, 本研究目的在于考察颗粒活性炭在污泥好氧颗粒化进程中的作用. 通过表征成熟 AGS 的特性来探测颗粒活性炭及胞外多聚物(Extracellular Polymeric Substances, EPS) 等物质在 AGS 中的空间分布, 分析颗粒活性炭在污泥好氧颗粒化进程中的作用, 建立颗粒活性炭投加与污泥好氧颗粒化之间的联系.

1 材料与方法

1.1 接种污泥和试验用水

试验所用污泥取自北京市高碑店污水处理厂二次沉淀池排放的剩余污泥, 初始浓度为 2017 mg/L ; 试验用水采用人工配水, 以蛋白胨和蔗糖作为混合碳源. 配水中蛋白胨和蔗糖按 COD 1 : 1 投加, COD 浓度随反应器运行情况梯度增加, 试验用水维持 COD : N : P = 100 : 5 : 1. 每 1L 配水中还包括: $90 \text{ mg MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $14 \text{ mg CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 和 0.3 ml 微量元素. 微量元素的配制如下: 每 1L 水含 $1.5 \text{ g FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.15 \text{ g H}_3\text{BO}_3$ 、 $0.03 \text{ g CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 0.18 g KI 、 $0.12 \text{ g MnCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 、 $0.06 \text{ g Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.12 \text{ g ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.15 \text{ g CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 和 10 g EDTA .

1.2 实验装置与操作条件

本试验采用的 SBR 反应器为有机玻璃圆筒, 直径 $D = 9 \text{ cm}$, 有效高度 $H = 90 \text{ cm}$, 有效容积为 6L. 出水口位于反应器体积的 $2/3$ 处, 换水率为 $2/3$. 反应器采用鼓风曝气, 使用转子流量计控制曝气量在 $0.16 \text{ m}^3/\text{h}$. 用温控仪和加热器使反应器水温维持在 $25^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$. 反应器的运行方式为: 进水 2min, 曝气 330min, 沉淀(依试验条件而定, 试验中为 6—10min), 排水 2min, 闲置. 采用时间程序控制器控制各反应段的开关. 每天运行 4 个周期.

SBR 反应器启动初期按反应器有效体积的 1% 加入 60ml 的颗粒活性炭(粒径为 0.1—0.3mm) 作为絮状污泥聚集的惰性核. 颗粒活性炭使用前除做粒径筛选外未作处理. 初始沉淀时间设置为 10min, 至污泥初始颗粒化以后随污泥沉降性能的变化逐步调整, 不作为污泥初始颗粒化时期的选择压. 反应器启动时进水中 COD 浓度为 600 mg/L , 为了促进 AGS 的快速生长, 分别在第 8d 和第 15d 将 COD 浓度提高至 900 mg/L 和 1200 mg/L .

1.3 分析项目与测试方法

COD, MLSS 和 SV 均采用国家标准方法进行检验分析; 因 AGS 的沉速较快, SVI 均采用 8min 的 SV 数据进行计算. 采用 WTW Multi 340i 及相应传感器在线检测溶解氧(Dissolved Oxygen, DO)、pH 值和温度; 试验进行中采用 Olympus BX51/52 型光学显微镜进行微生物相观察; AGS 培养成熟以后采用扫描电镜(Scanning Electron Microscope, SEM) 观察其微观形态, 并采用 SEM 配套的 X 射线能谱仪分析微区元素的相对含量. 另外, 运用多重荧光染色技术表征成熟 AGS 的 EPS(胞外蛋白质、胞外多糖) 和死活细菌的数量及其

在 AGS 中的空间分布,使用 Olympus FV 1000 激光共聚焦显微镜观察. 所用荧光染料及其激发发射波长、用量和使用浓度见表 1.

表 1 EPS 及细菌凋亡多重荧光染色所用染料特性
Table 1 The stains used in the proposed staining scheme

染料名称	所染物质	发射波长/nm	激发波长/nm	用量/ μl	使用浓度/mg/ml
Hoechst 33342	活细菌	350	461	10	0.01
PI	死细菌	540	600	1	0.02
FITC	蛋白质	488	500—550	10	10
Con A	α 吡喃葡萄糖; α 甘露糖	543	550—600	100	0.25
Calcofluor white	β -D 吡喃葡萄糖	400	410—480	100	300

2 结果与讨论

2.1 AGS 的快速培养

启动时,反应器污泥初始浓度为 2017mg/L,进水中 COD 浓度为 600mg/L,初始污泥沉淀时间为 10min. 启动初期,接种污泥为絮状[图 1(a)],沉淀性能较好. 经过 3d 驯化后,污泥开始由黑色向土黄色转变. 反应器启动 4d 后,污泥中出现偏黑色的微小颗粒,大部分污泥仍为絮状. 随着反应器的运行, SBR 中 AGS 逐渐增多,但粒径很小. AGS 的快速出现可能是基于“晶核假说”原理,即颗粒污泥的形成类似于结晶过程:在晶核的基础上,絮状污泥不断聚集,最终生成 AGS. 晶核的来源一般为进水中的无机颗粒或者惰性物质或者为反应器运行中产生的无机沉淀等物质^[13-14]. Heijnen 等^[15]向气提式内循环反应器中投加一定量的惰性载体(直径 0.1mm,球状),形成了具有去除 COD 和氨氮能力的好氧生物膜颗粒污泥. 本试验中的晶核为启动反应器时投加的颗粒活性炭(惰性核),反应器中的污泥在水力剪切力的作用下以颗粒活性炭为核心聚集成团.

为加快颗粒化进程以及促进颗粒粒径的增长,分别在第 8d 和第 15d 将进水 COD 浓度提高至 900mg/L 和 1200mg/L,提高有机负荷. 第一次提高负荷,镜检结果显示系统中污泥已基本颗粒化[图 1(b)]. 从第 10d 起,依污泥沉降性能逐步压缩沉淀时间,有选择性地排出沉降性能较差的污泥. 反应器运行至第 15d 进水 COD 浓度提高至 1200mg/L,经过 5d 的运行,反应器中的污泥已经全部颗粒化,AGS 粒径集中在 0.3—0.8mm,其中 47.30%(重量比)的 AGS 处于 0.3—0.6mm 的范围,14.66% 处于 0.6—0.8mm 的范围(图 2),其余粒径范围内均有 AGS 分布,但比例较小. 表 2 是部分文献中 AGS 培养方法和时间. 由表 2 可知,以沉淀时间或高有机负荷作为单一选择压培养 AGS 所需时间分别为 33d 和 30d,培养时间均高于本试验结果(20d). 另外,本试验中沉淀时间是在反应器中污泥基本颗粒化以后依据污泥沉降性能进行调整,不是污泥初始颗粒化时期的选择压;两次提高有机负荷的作用主要是促使 AGS 快速生长. 因此,本试验中污泥好氧颗粒化的主要因素可能为启动初期投加的颗粒活性炭作为诱导核(晶核)所致. 本试验中获得成熟 AGS 所需时间为 20d,与在种泥中投加一定比例的诱导核,如成熟的 AGS^[9]或者 Mg^{2+} ^[11]培养 AGS 的所需时间相似,与其它一般培养方法相比较短,并且颗粒活性炭结构稳定、廉价易得,所以投加颗粒活性炭来促进 AGS 的形成是可行的. 如图 1(c)所示,采用此种方法培

养的成熟 AGS 具有光滑的表面 ,其内部中间位置有一个黑色的核. 图 1(d)—(e)说明 ,成熟的 AGS 结构密实 ,具有较为光滑的表面 ,在外层有少量的累枝虫存在 ,密实区域由大量的杆菌和球菌聚集而成 ,这可能是由于进水采用混合碳源造成的; 由 AGS 的局部放大图可知 ,尽管 AGS 表面很光滑 ,但仍然存在空隙 ,这可能为营养物质和 DO 进入 AGS 内部提供了通道.

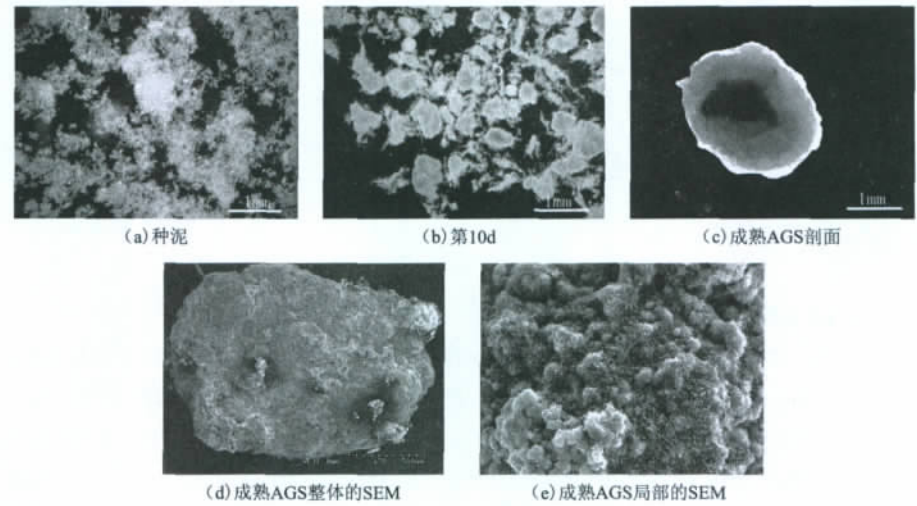


图 1 污泥颗粒化过程中的形态变化
Fig. 1 Morphology of sludge during aerobic granulation

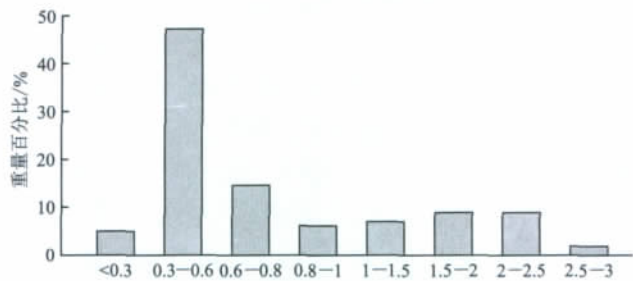


图 2 第 20d AGS 的粒径分布
Fig. 2 Size distribution of AGS at the 20th day

表 2 好氧颗粒污泥的培养研究成果比较
Table 2 Comparison of AGS cultivation results

培养方案	培养时间/d	相关文献
沉淀时间作为选择压	33	[16]
进水中添加钙离子	90	[8]
种泥中加入 15% 的成熟 AGS	14	[9]
高有机负荷作为选择压	30	[10]
进水中添加镁离子	18	[11]
加入惰性载体	20	本研究

2.2 颗粒活性炭诱导形成 AGS 的证明

本次试验在反应器启动的同时投加一定量的颗粒活性炭,在第 20d 即获得成熟的 AGS. 随机抽取反应器中的新鲜 AGS,将其剖开后采用 Olympus BX51/52 型光学显微镜进行镜检照相.结果显示在 AGS 剖面的核心处存在一个黑色区域[图 1(c)].依据试验方法,假定 AGS 内部黑色区域的物质为颗粒活性炭.为了验证对于该物质种类的猜测,采用以下方法进行验证表征.

为了观察 AGS 内部结构,在 SEM 扫描前将 AGS 的表面进行了部分剥离,并且由于 SEM 预处理步骤中包含脱水步骤,因此经过处理的 AGS 污泥层显得比较单薄,其 SEM 观测结果见图 3. 随机选取图 3(a) 中 1、2 两点进行 X 射线能谱分析. 分析结果为: AGS 的污泥外壳中碳元素与氧元素的质量之比约为 0.84,而 AGS 中裸露的黑核的碳氧比例则达到了 2.55,说明成熟的 AGS 内部核心的碳含量明显较高,其质量分数接近 70%. 根据试验条件可推断该物质为碳. 图 3(c) 是对 AGS 中裸露出来的坚硬物质逐步放大倍数观察的结果,结果表明它是略微成层状结构的坚硬物质,其外表层上粘附着少量的球菌等微生物;肉眼观测该裸露物质为黑色. SEM 扫描和微区元素分析的结果推断 AGS 内部的黑色物质可能为反应器启动初期投加的颗粒活性炭. 内部为黑色的晶核外面为污泥层的结构说明 AGS 的形成初期可能是反应器内的絮状污泥以此黑色物质为核心聚集的. 在反应器内投加颗粒活性炭可以加速 AGS 的形成,这可能是基于 AGS 形成机理中的诱导核(晶核)原理^[13-14]. 反应器中存在不参与生化反应的惰性物质时,在水力剪切力及沉淀时间等条件的选择下^[7],污泥附着于惰性物质聚集生长,以污泥中的惰性物质为核心,最终形成 AGS^[13-14]. 因此,在反应器启动初期投加一定量的惰性物质—颗粒活性炭作为诱导核来加速 AGS 的形成是可行的.

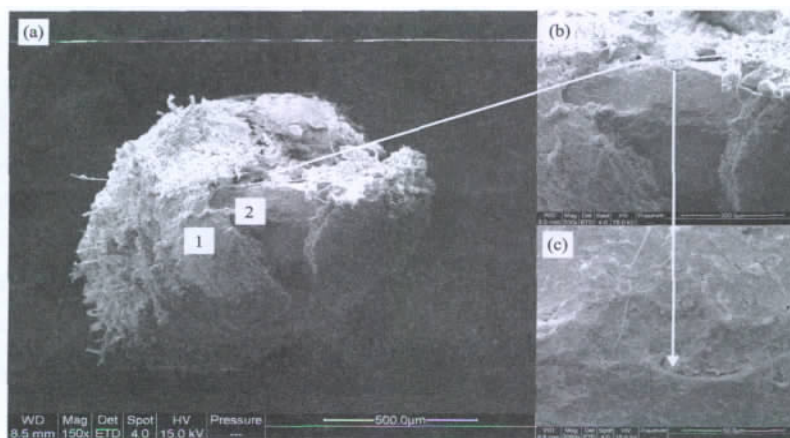


图 3 表面进行剥离的 AGS 的 SEM 图

Fig. 3 The SEM images of external and internal morphology of AGS

2.3 污泥 SVI 变化及对进水中 COD 的去除

启动初期,反应器中污泥浓度为 2017mg/L,SVI 为 128.9ml/g. 随着反应器的运行,SVI(第 6 天)迅速下降至 54.67ml/g,之后变化趋于平缓. 随着污泥沉淀时间及进水负荷

的调整,SVI 值在 44—54ml/g 范围内波动,见图 4(a).SVI 在反应器启动 6d 后即趋于稳定,可能是因为污泥在曝气条件下以投加的颗粒活性炭为核心聚集生长,沉降性能良好而趋于平衡.与传统培养 AGS 的方法相比,本试验中以投加的颗粒活性炭作为诱导核聚集生长,污泥不再仅依靠反应器运行工况聚集成团,从而加速了培养进程.污泥浓度在初期有一个上升阶段,其原因可能是反应器启动初期进水中有足够的营养物质,而且没有沉淀时间的选择作用.从第 10 天开始,依污泥沉淀性能逐渐压缩沉淀时间,系统中污泥浓度随着污泥沉淀时间及进水 COD 负荷的调整发生变化;从第 17 天开始污泥浓度趋于稳定,在 3700mg/L 左右波动,保证了系统中的微生物量,从而保证了反应系统对于污染物的去除效果.

活性炭是一种性能卓越的吸附剂,废水进入反应器后为颗粒活性炭所吸附,COD 浓度会迅速降低.随着反应的运行,被活性炭所吸附的 COD 逐渐被反应器中的污泥降解.本试验中每个反应周期为 6h,足够将吸附于活性炭中的 COD 降解完全.图 4(b)是 AGS 培养过程中反应器内 COD 的变化情况.启动初期,系统对于 COD 的去除率较低,仅为 64%.运行至第 8 天,反应器出水 COD 浓度为 45.33mg/L,达到了城镇污水处理厂处理出水一级标准(GB 18918-2002).运行至第 8 天提高进水中 COD 浓度,出水水质明显恶化,COD 去除率下降.在该条件下持续运行至第 16 天,出水水质好转,COD 去除率提高.为了促进反应器中 AGS 的快速生长,在第 15 天提高进水 COD 浓度至 1200mg/L 并稳定运行至试验结束.整个培养过程中出现了两次出水中 COD 浓度的骤升,水质变差,其直接原因可能是进水中有机物浓度的增加;另外,在 AGS 的培养过程中,沉淀时间的辅助选择作用导致了部分污泥的流失、生物量的减少以致整个处理系统对于进水负荷变化的敏感性增强,生物系统对进水负荷冲击的承受力下降,从而影响了污水中有机污染物的去除效果.随着反应器的正常运行,污泥浓度升高达到动态平衡以及对新水质条件的逐渐适应,对于 COD 的去除效率逐渐提高.尽管 AGS 成熟过程中由于沉淀时间的选择排出了一部分絮状污泥,但总体而言 AGS 的培养是一个微生物量不断增加的过程.另外,AGS 的比表面积大,孔隙率大,在其表面和内部的孔洞中富集着大量的细菌、真菌以及原、后生动物,这些微生物使得 AGS 中具有较高的生物量和丰富的微生物.充足、丰富的微生物种类加速了反应器中有机物的降解,提高了总的 COD 去除率.试验中两次提高进水有机物浓度,提高了反应器中的污泥有机负荷,增加了负荷选择压,促使反应器中形成的较小粒径的 AGS 迅速生长^[17].

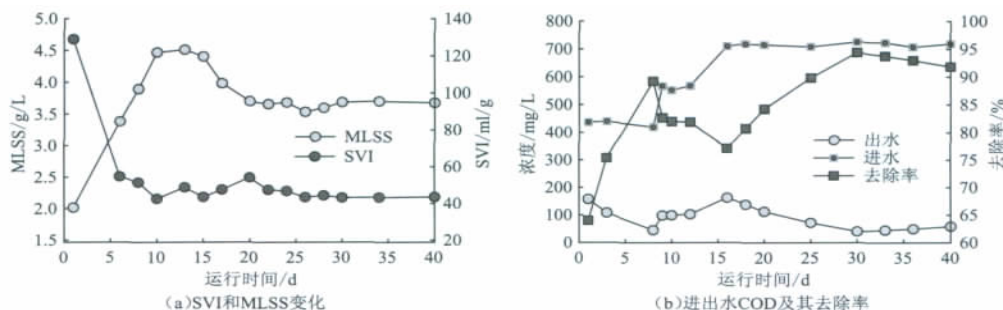


图 4 污泥颗粒化过程中的污泥特性及 COD 处理效果变化曲线

Fig. 4 Variations of the COD removal and the characteristic of sludge during the process of sludge granulation

2.3 AGS 的细菌凋亡和 EPS 多重荧光染色

AGS 的细菌凋亡染色(图 5)结果显示,蓝色的活细菌较红色的死细菌数量少,活、死细菌在断面上的分布较为均匀。活细菌更多地分布在颗粒的外侧及空隙周围,死细菌和活细菌相伴存在,活细菌包围着死细菌。Chen 等^[18]研究发现处理含酚废水的 AGS 中死活细菌都均匀分布在颗粒外侧,而处理含醋酸纳废水的 AGS 中死活细菌均匀分布;Adav 等^[19]研究发现处理含酚废水的 AGS 内部主要是死细菌,而活细菌多分布在颗粒外围,与本研究结果类似。

EPS 多重荧光染色(图 6)表示了与细菌一起构成 AGS 的各种 EPS 的分布情况。从图 6 可以看出 β -D-吡喃葡萄糖[图 6(c)]略高于其它两种物质,虽然在 AGS 的边缘含量较多,仍可以认为其在断面上的分布较为均匀,可以认为 β -D-吡喃葡萄糖是颗粒污泥 EPS 的主要组成部分,构成了 AGS 的骨架。蛋白质[图 6(a)]和 α -吡喃葡萄糖、 α -甘露葡萄糖[图 6(b)]的含量与 β -D-吡喃葡萄糖相比略少,均匀地分布在 AGS 的断面上。 β -D-吡喃葡萄糖包围在蛋白质和 α -吡喃葡萄糖、 α -甘露葡萄糖的外围。Chen 等^[18]发现处理含酚

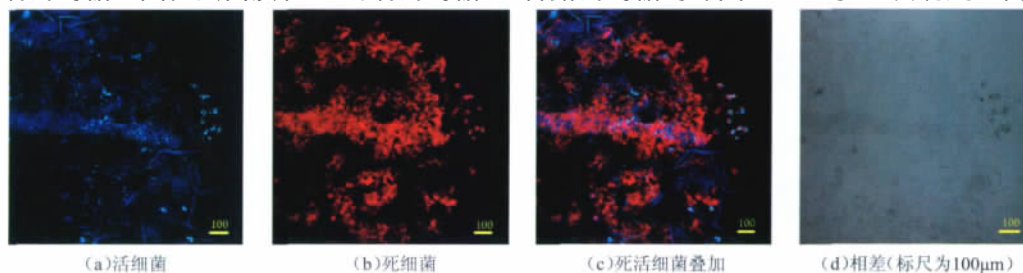


图 5 成熟 AGS 的细菌凋亡染色

Fig. 5 Dead and live images of AGS

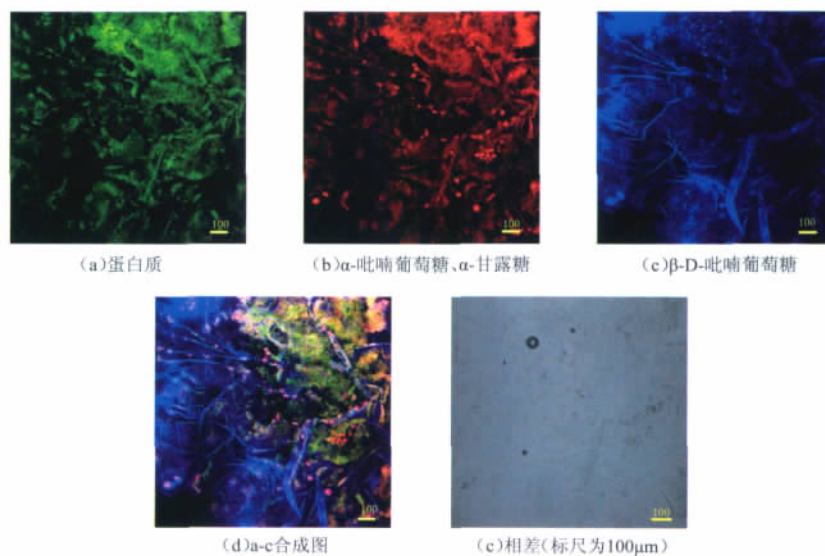


图 6 成熟 AGS 的 EPS 多重荧光染色

Fig. 6 The outer appearance and CLSM images of stained granule

废水的 AGS 中的 β -D-吡喃葡萄糖分布在颗粒的内核处,而处理醋酸钠废水的 AGS 中 β -D-吡喃葡萄糖则均匀分布; Adav 等^[19]的研究结果表明 AGS 以 β -D-吡喃葡萄糖为骨架,与蛋白质及 α -吡喃葡萄糖、 α -甘露葡萄糖结合,加强了 AGS 的稳定性。

试验中以蛋白胨和蔗糖作为混合碳源,以投加的颗粒活性炭作为惰性核心培养的 AGS 中,活细菌数量相对于死细菌要少,两者虽然在断面分布较为均匀,但死细菌的位置相对靠向 AGS 的内部,而活细菌则更多地靠近颗粒的外缘及内部孔隙周围,包围着死细菌。这可能是因为随着 AGS 的形成及粒径的变大,位于 AGS 内部的细菌由于传质受限缺乏生长所需的物质而死亡^[20-21];在 AGS 的外层,DO 以及水中的营养物质阶梯状传递,可以维持不同微生物的生长及繁殖,沿 AGS 直径向内死细菌占主体活细菌越来越少,而沿直径向外活细菌数量逐渐增多^[21];另外,AGS 内部空隙也可作为营养物质和 DO 的传输通道,因此在孔隙周围亦存在部分活细菌,沿孔隙向内部延伸则死细菌增多。TIF 的荧光染色结果表明 β -D-吡喃葡萄糖为 EPS 的主要组成部分,且分布较为均匀,可以认为其构成了 AGS 的骨架。应用此种方法培养的 AGS 质地较为密实,粘性较差,没有膨胀的趋势,与 SEM 结果相符。

4 结论

(1) 在 SBR 反应器启动初期投加一定比例的颗粒活性炭作为诱导核来促进污泥好氧颗粒化是可行的。以人工配水为处理对象,反应器运行至第 4d 出现 AGS;梯度提高进水中的有机负荷(COD),运行至第 20d,反应器中的颗粒污泥培养成熟。AGS 的粒径集中在 0.3—0.8mm 的范围内,SVI 在 45—54ml/g 之间波动;

(2) EPS 多重荧光染色结果表明,AGS 内部的死、活细菌在断面上分布较为均匀,但是活细菌数量较死细菌略少,分布相对靠近颗粒的外侧及内部孔隙周围;EPS 中各种组分分布较为均匀,其中 β -D-吡喃葡萄糖的含量最多,构成了 AGS 的主要框架,为 EPS 的主要组分;

(3) 光学显微镜和 SEM 观测表明成熟 AGS 的核心物质与外层污泥不同,颜色为黑色且质地坚硬;X 射线能谱分析结果表明 AGS 的核心物质中碳元素的含量占绝对优势,推断其为试验启动初期在反应器中投加的颗粒活性炭。因此,在反应器启动初期投加一定量的惰性物质—颗粒活性炭可以加速 AGS 的形成。

参考文献

- [1] Di Iaconi C, Ramadori R, Lopez A, et al. Hydraulic shear stress calculation in a sequencing batch biofilm reactor with granular biomass[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(3): 889-894
- [2] 陈冉妮, 高景峰, 郭建秋, 等. 好氧颗粒污泥同步脱氮除磷的常温启动和低温维持[J]. 环境科学, 2009, 30(10): 2995-3001
Chen Ranni, Gao Jingfeng, Guo Jianqiu, et al. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by aerobic granular sludge at normal and low temperatures[J]. Environmental Science, 2009, 30(10): 2995-3001
- [3] Gao J, Zhang Q, Su K, et al. Competitive biosorption of Yellow 2G and Reactive Brilliant Red K-2G onto inactive aerobic granules: Simultaneous determination of two dyes by first-order derivative spectrophotometry and isotherm studies[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(15): 5793-5801
- [4] Ho K, Lin B, Chen Y, et al. Biodegradation of phenol using *Corynebacterium* sp. DJ1 aerobic granules[J]. Bioresource

- Technology 2009 ,100(21) : 5051-5055
- [5] Wang S ,Liu X ,Zhang H ,et al. Aerobic granulation for 2 ,4-dichlorophenol biodegradation in a sequencing batch reactor [J]. Chemosphere 2007 ,69(5) : 769-775
- [6] Xu H ,Liu Y. Mechanisms of Cd^{2+} , Cu^{2+} and Ni^{2+} biosorption by aerobic granules [J]. Separation and Purification Technology 2008 ,58(3) : 400-411
- [7] Adav S S ,Lee D ,Show K ,et al. Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. Biotechnology Advances 2008 ,26(5) : 411-423
- [8] Ren T ,Liu L ,Sheng G ,et al. Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure , strength and bioactivity [J]. Water Research 2008 ,42(13) : 3343-3352
- [9] 沈祥信 ,李小明 ,杨 麒 ,等. 预加好氧颗粒对 SBR 中好氧颗粒污泥形成的影响 [J]. 环境科学 ,2007(11) : 2467-2472
- Shen Xiangxin ,Li Xiaoming ,Yang Qi ,et al. Acceleration of the formation of aerobic granules in SBR by inoculating mature aerobic granules [J]. Environmental Science 2007 ,4(11) : 2467-2472
- [10] Zheng Y ,Yu H ,Liu S ,et al. Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions [J]. Chemosphere 2006 ,63(10) : 1791-1800
- [11] Li X ,Liu Q ,Yang Q ,et al. Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg^{2+} augmentation [J]. Bioresource Technology 2009 ,100(1) : 64-67
- [12] 梁梦晓 ,倪晋仁. SBR 中好氧颗粒污泥的培养及特性研究 [J]. 应用基础与工程科学学报 2009 ,17(4) : 502-512
- Liang Mengxiao ,Ni Jinren. Cultivation and characteristics of aerobic granular sludge in sequencing batch reactor [J]. Journal of Basic Science and Engineering 2009 ,17(4) : 502-512
- [13] 崔成武 ,纪树兰 ,高景峰 ,等. 好氧颗粒污泥的形成机理 [J]. 水处理技术 2006 ,4(2) : 13-15
- Cui Chengwu ,Ji Shulan ,Gao Jingfeng ,et al. Aerobic granular sludge and its morphology [J]. Technology of Water Treatment 2006 ,4(2) : 13-15
- [14] 金仁村 ,郝 平 ,胡宝兰. 好氧污泥颗粒化机理及其影响因素 [J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版) ,2006 , (2) : 200-205
- Jin Rencun ,Zheng Ping ,Hu Baolan. Mechanism of aerobic sludge granulation and its influencing factors [J]. Journal of Zhejiang University(Agric & Life Sci) 2006 ,4(2) : 200-205
- [15] Heijnen J J ,Van Loosdrecht M ,Mulder R ,et al. Development and scale-up of an aerobic biofilm airlift suspension reactor [J]. Water Science and Technology 1993 ,27(5-6) : 253-261
- [16] 高景峰. 沉淀时间及生物膜对实际生活污水形成好氧硝化颗粒污泥的影响 [J]. 环境科学 ,2007 , (6) : 1245-1251
- Gao Jingfeng. Effect of settling time and biofilm on the cultivation nitrifying aerobic granular sludge [J]. Environmental Science 2007 ,4(6) : 1245-1251
- [17] Li A ,Yang S ,Li X ,et al. Microbial population dynamics during aerobic sludge granulation at different organic loading rates [J]. Water Research 2008 ,42(13) : 3552-3560
- [18] Chen M ,Lee D ,Tay J ,et al. Staining of extracellular polymeric substances and cells in bioaggregates [J]. Applied Microbiology and Biotechnology 2007 ,75: 467-474
- [19] Adav S S ,Lee D ,Tay J. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule [J]. Water Research 2008 ,42(6-7) : 1644-1650
- [20] Li Y ,Liu Y ,Shen L ,et al. DO diffusion profile in aerobic granule and its microbiological implications [J]. Enzyme and Microbial Technology 2008 ,43(4-5) : 349-354
- [21] 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

Enhanced Aerobic Sludge Granulation in Sequencing Batch Reactor by Granular Activated Carbon Augmentation

GAO Jingfeng¹, ZHANG Qian, WANG Jinhui, SU Kai, PENG Yongzhen

(College of Environmental and Energy Engineering ,Beijing University of Technology ,Beijing 100124 ,China)

Abstract

A sequencing batch reactor(SBR) was operated to investigate the effect of granular activated carbon(GAC) augmentation on aerobic granulation. Aerobic granular sludge(AGS) was augmented with GAC(mean diameter of 0.1—0.3mm) ,whose dosage was 1% of the effective volume of the SBR. The results demonstrated that GAC could enhance the sludge granulation process in SBR. The mature AGS was harvested after 20 days of cultivation. SEM analysis documented that the AGS had dense and porosity microbial structure ,and contained abundant microorganisms. Live/ dead fluorescent staining showed that dead cells were distributed throughout the granules and live cells were principally found in the outer layer. The fluorescent staining of extracellular polymeric substances showed that the protein and polysaccharide (including α -mannopyranosyl , α -glucopyranosyl sugars and β -D-glucopyranose polysaccharides) were all distributed throughout the granules. The contents of protein and polysaccharide were similar to each other ,however ,the contents of β -D-glucopyranose polysaccharides was the largest. It can be concluded that GAC could accelerate the formation of AGS.

Keywords: granular activated carbon (GAC) ; aerobic granular sludge (AGS) ; fluorescent staining; sequencing batch reactor(SBR)