

doi:10.11835/j.issn.2096-6717.2019.119



不同强化类型的好氧颗粒污泥结构特性

梁梓轩, 涂倩倩, 苏晓轩, 杨祥宇, 陈俊宇, 陈一, 李宏, 刘彩虹, 何强

(重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400044)

摘要:把聚合氯化铝(PAC)、微生物絮凝剂(Microbial flocculant, MBF)、颗粒活性炭(GAC)投加到反应器中可以加快好氧颗粒污泥形成和提升其结构稳定性。扫描电镜(SEM)结果显示,对照组和MBF组好氧颗粒污泥外部呈网状疏松结构,而PAC组和GAC组颗粒表面结构致密。胞外聚合物(EPS)荧光原位染色表明,EPS主要结构组分中的蛋白和 β 多糖在对照组和MBF组中均为均匀分布,这两组颗粒形成机理符合“EPS假说”;PAC强化型颗粒形成了“蛋白外壳- β 多糖内核双层构造”,GAC组的颗粒内部有高密度蛋白包裹着颗粒活性炭,这两组颗粒污泥的形成机理更符合“晶核假说”。结构完整性实验表明:PAC、MBF、GAC都可以显著提升好氧颗粒污泥抗水力剪切能力;抗水解酶强弱顺序依次为PAC组>GAC组>MBF组>对照组。

关键词:好氧颗粒污泥;聚合氯化铝;微生物絮凝剂;颗粒活性炭;结构完整性

中图分类号:X730.1 **文献标志码:**A **文章编号:**2096-6717(2019)06-0167-07

Structural characteristics of different enhanced aerobic granules

Liang Zixuan, Tu Qianqian, Su Xiaoxuan, Yang Xiangyu, Chen Junyu,
Chen Yi, Li Hong, Liu Caihong, He Qiang

(Key Laboratory of Eco-Environment of Three Gorges Region, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400044, P.R. China)

Abstract: Polyaluminum chloride (PAC), microbial flocculant (MBF) and granular activated carbon (GAC) could accelerate the formation of aerobic granular sludge and enhance structural stability. The result of scanning electron microscopy (SEM) showed that the external structure of aerobic granular sludge in control group and MBF group was reticulate and loose, while the PAC group and the GAC group had denser surface structure. And fluorescence in situ staining of extracellular polymers (EPS) showed that the distribution of protein and β -polysaccharide in the main structural components of EPS were the same between the control group and MBF group, which were evenly distributed. The formation mechanism of these two groups consisted to the “EPS hypothesis”. PAC-enhanced particles formed a “double-layer structure of protein shell-beta-polysaccharide core”. In GAC group, high-density proteins encapsulated granular activated carbon. The formation mechanism of these two groups was more in line with the “crystal nucleus hypothesis”. Besides, PAC, MBF and GAC all significantly improved the hydraulic shear

收稿日期:2018-12-06

基金项目:国家自然科学基金(51779020);国家重大科技专项(2015ZX07319-001)

作者简介:梁梓轩(1995-),男,主要从事好氧颗粒污泥研究,E-mail: liangzixuan@cqu.edu.cn.

何强(通信作者),男,教授,博士生导师,E-mail: heqiang@cqu.edu.cn.

Received:2018-12-06

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 51779020); National Science and Technology Major Project (No. 2015ZX07319-001).

Author brief: Liang Zixuan (1995-), main research interest: aerobic granular sludge, E-mail: liangzixuan@cqu.edu.cn. He Qiang (corresponding author), professor, doctoral supervisor, E-mail: heqiang@cqu.edu.cn.

resistance of aerobic granular sludge. The capacity of anti-hydrolase resistance was PAC group > GAC group > MBF group > control group.

Keywords: aerobic granular sludge; polyaluminium chloride; microbial flocculant; granular activated carbon; structural integrity

近20年来,学者们对污水处理中的好氧颗粒污泥技术进行了大量研究^[1-2]。相比传统絮体活性污泥,好氧颗粒污泥具有更多的优质特性,但是,其在实际污水处理中的应用较少,且大多为小规模(<1万m³/d)^[3]。制约好氧颗粒污泥技术推广应用的主要原因有两点:一是其启动周期(颗粒形成过程)耗时太长,通常小试规模为1个月左右,有的中试或实际废水的启动期会耗时100余天^[4];二是在长期运行中颗粒可能会由于水力剪切冲刷或水解而解体^[5]。

目前,加速好氧颗粒污泥形成的研究主要为控制水力条件和有机负荷两方面,而对提高好氧颗粒污泥结构稳定性的研究较少。在早期研究中,很多学者已经证实控制反应器高径比(H/D)在15~30之间可使好氧颗粒污泥的形成加快至1个月以内^[6]。控制曝气量使表观气速为1.5~2.0 cm/s,可以让微生物获得足够的剪切力进行聚集絮凝,同时,又保证形成的颗粒不会承受强烈冲刷而解体^[7]。当有机负荷大于6.0 kg/m³d时,好氧颗粒污泥能够更快地形成,同时拥有更大粒径,并出现不同溶解氧(DO)功能分区^[8],并且,增加N/C比能够提升颗粒中AOB、NOB等长世代周期的自养菌丰度,从而使得形成的颗粒更加密实,沉降性能更好^[9]。

但在实际工程应用中,由于建造原因,通常反应器的高径比不会太大。同时,有机负荷、N/C比等均由进水水质决定,难以实时调控。因此,需要研究出更加方便可行的方法以加速颗粒形成和提高其结构稳定性。目前,已经有部分研究从投加絮凝剂或惰性载体(絮凝剂)入手,其有效性已经得到证实^[10-11],但大多数研究还停留在形成过程、污染物去除等方面,对好氧颗粒污泥结构特性的研究还尚为缺乏。本研究以投加聚合氯化铝(PAC)、微生物絮凝剂(MBF)、颗粒活性炭(GAC)为强化方法,主要从胞外聚合物分布、DO梯度分布、抗剪切冲刷能力、抗水解酶能力等方面详细研究了不同强化型好氧颗粒污泥的结构特性,对比分析了不同强化方法的优缺点,从而为在实际运行中选择更高效、更便捷的强化方法提供了理论基础。

1 实验材料与方法

1.1 反应器运行

实验共设置4组内径为7 cm、有效水深为105 cm的柱状SBR反应器。每组反应器有效容积为4 L。反应器按6 h周期运行,其中,进水、沉淀、排水时间均为5 min,其余时间曝气,控制曝气量使得表观气速为1.5 cm/s,不设置缺/厌氧期。排水口在底部以上52.5 cm处,换水比为50%。反应器处于恒温室内,温度恒定为25℃。

接种的絮体活性污泥取自城市污水处理厂,用0.2 mm的筛网过滤后接种至反应器,接种后反应器内污泥浓度MLSS=3 500 mg/L。进水为人工配水,进水水质为(每升):500 mg 乙酸钠、153 mg NH₄Cl、35 mg KH₂PO₄、30 mg CaCl₂、20 mg MgCl₂、10 mg FeSO₄、1 mL 微量元素溶液。微量元素溶液(每升)组分:0.05 g H₃BO₃、0.05 g ZnCl₂、0.03 g CuCl₂、0.05 g MnSO₄·H₂O·(NH₄)₆、0.05 g Mo₇O₂₄·4H₂O、0.05 g AlCl₃、0.05 g CoCl₂·6H₂O、0.05 g NiCl₂。

1.2 PAC、MBF、GAC的投加方式

根据实验的前期预实验结果与相关参考文献^[10-15],确定了PAC、MBF、GAC 3种凝聚剂的最佳投加方式。

1)市售30%(w/w)的PAC粉剂配置成33.33 g/L的PAC溶液,每个周期进水时同步投加50 mL PAC溶液,45 d后停止投加。

2)MBF提取自前述污水处理厂的浓缩污泥,提取方法:将TSS=10 g/L的浓缩污泥在-20℃和37℃条件下反复冻融3次(单次冷冻或融解的作用时间均为12 h)。然后,将100 mL混合液进行超声细胞破碎(SCIENTZ-II D),破碎时间2 min,脉冲4 s,功率密度60%。破碎后的混合液在4℃,10 000g条件下高速离心20 min,上清液为MBF溶液^[13]。每个周期进水时同步投加50 mL MBF溶液,45 d后停止投加。

3)GAC的制备与投加方法:将市售的椰壳活性

炭高速破碎后,用筛网筛选出粒径为 0.15~0.25 mm 的颗粒活性炭。在接种絮体活性污泥时一次性投加,使得反应器内 GAC 浓度为 3 500 mg/L,后续不再补加。

1.3 EPS 荧光原位染色

用 0.1 mol/L 磷酸缓冲液(PBS)将颗粒清洗 3 次后加入 100 μ L 0.1 mol/L NaHCO₃,然后,用异硫氰酸荧光素(FITC)、刀豆蛋白(Con A)、卡尔科弗卢尔荧光增白剂(calcofluor white)和尼罗红(Nile Red)分别对蛋白质、 α 多糖、 β 多糖和脂类进行染色^[16]。在上述每次染色后,均用 PBS 清洗样品两次,以除去多余的染色剂。将染色后的颗粒在-20 $^{\circ}$ C 下冷冻切割成 60 μ m 切片,最后,用 CLSM(Leica TCS SP2)扫描沿粒径方向荧光强度。

1.4 扫描电镜

用 PBS 将颗粒清洗 3 次后,用 2.5% 戊二醛固定 2 h。然后,分别用 50%、75%、90%、100% 的乙醇初脱水,再分别用 50%、75%、90%、100% 的叔丁醇深脱水(单种浓度脱水时长均为 5 min)。干燥喷金后进行 SEM(Hitachi S-3 400N)观察。

1.5 抗剪切强度

颗粒实际抗剪强度没有统一标准,有研究在厌氧颗粒污泥中采用相对抗剪切强度完整度系数 ICs 表征^[17]。本实验中作部分修改,具体测定方法为:用 0.1 mol/L PBS 清洗颗粒(100 mL)3 次后定容至 100 mL。然后将其置于 37 $^{\circ}$ C、200 rpm 的摇床中振荡 30 min。振荡停止沉淀 10 s 后迅速吸取并测定上清液和沉淀部分的 SS,分别记为 SS₁ 和 SS₂。完整度系数(Integrity coefficients, ICs) $ICs = SS_2 / (SS_1 + SS_2)$ 。

1.6 抗水解强度

用 PBS 清洗 3 次后的颗粒分别单独加入 2 350 U/ μ L 蛋白酶 K、205 U/ μ L α 淀粉酶、5.13 U/ μ L β 淀粉酶、3.14 U/ μ L 脂肪酶,并在 37 $^{\circ}$ C、150 rpm 条件下振荡 60 min。振荡停止后,沉淀 10 s 迅速吸取并测定上清液和沉淀部分的 SS,分别记为 SS₃ 和 SS₄。抗水解强度系数(Anti-hydrolase coefficients, AHCs) $AHCs = SS_4 / (SS_3 + SS_4)$ 。

1.7 其它仪器与试剂

TSS、MLSS 等常规指标的测定参考《水和废水监测分析方法(第四版)》。颗粒粒径测定和显微观察均使用光学显微镜 Motic BA310。颗粒内部溶解

氧 DO 分布用微电极(Unisense)测定,梯度选取为 40 μ m,测定时预曝气控制液相 DO=6.0 mg/L。PBS 缓冲液组分(mmol/L):NaCl=137,KCl=2.7,Na₂HPO₄=10,KH₂PO₄=2。

2 结果与讨论

2.1 好氧颗粒污泥的形态学特性

研究通过不同强化方法均成功培养出了好氧颗粒污泥(如图 1 所示)。对照组、PAC 组、MBF 组、GAC 组好氧颗粒污泥的初形成(粒径>0.2 mm)时间分别为第 42 天、第 30 天、第 8 天、第 28 天。颗粒成熟(粒径及各项指标基本稳定)时间分别为第 52 天、第 39 天、第 22 天、第 38 天。成熟后的 4 种好氧颗粒污泥平均粒径均在 1.2~1.8 mm 之间,组间无显著差异。实验结果表明:PAC、MBF、GAC 对好氧颗粒污泥的形成有促进作用,且 PAC 的促进作用最为显著。

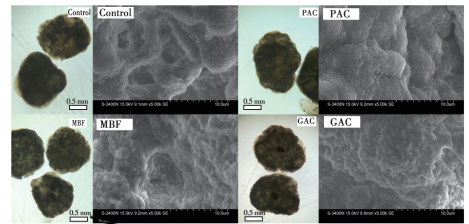


图 1 4 种不同好氧颗粒污泥的光学显微观察和扫描电镜 SEM 的表面结构

Fig. 1 Optical microscopic observation of four different aerobic granular sludges and surface structure observed by SEM

从图 1 可以看出,4 种好氧颗粒污泥的形态特征在光学显微镜下没有明显区别,均为类球形结构,且表面没有丝状菌缠绕。已有研究表明,以乙酸钠为底物培养的好氧颗粒污泥通常不会观察到有丝状菌生长^[18-19]。但 4 种好氧颗粒污泥的 SEM 结果却显著不同,其中,对照组和 MBF 组的颗粒外层为网状结构,表面粗糙多孔,较为蓬松。PAC 强化型好氧颗粒污泥表面呈层状花椰菜结构,没有蓬松网状结构,且层状之间排布紧密。GAC 强化型好氧颗粒污泥表面整齐排布着球菌、杆菌,没有网状、层状结构,表层光滑致密。

MBF 组和对对照组表现出相同的表面结构,表明微生物絮凝剂中提取的有效成分(胞内外蛋白和多糖)^[13],主要作用是增加了好氧颗粒污泥形成过程中必要的胞外聚合物的含量,但没有改变颗粒化的

机理(胞外聚合物假说)。而PAC组和GAC组的表面特性和对照组相比已有显著改变,且这两类好氧颗粒污泥之间的表面特性也完全不同。具体的颗粒化机理在后文结合EPS荧光原位染色和结构稳定性一并详细讨论。

2.2 EPS主要组分分布

EPS荧光原位染色结果如图2所示,CLSM扫描结果表征了蛋白质、 α 多糖、 β 多糖、脂肪在4种好氧颗粒污泥内部沿半径方向的分布。其中, α 多糖和脂肪两种EPS组分在4种颗粒内部的分布规律一致,都分布在颗粒外层。

蛋白质在对照组和MBF组的颗粒内部均匀分布;PAC强化型颗粒外层(0~200 μm)的蛋白质染色剂荧光强度为对照组的2.5倍,内部(300~600 μm)荧光强度与对照组一致;GAC强化型颗粒外层(0~150 μm)的蛋白质染色剂强度与对照组一致,中部(200~400 μm)的荧光强度约为对照组的2倍,由于内部(500~600 μm)为颗粒活性炭,荧光强度基本为零。

β 多糖在对照组和MBF组的颗粒内部均匀分布;PAC强化型颗粒外层(0~200 μm)的 β 多糖染色剂荧光强度为对照组的1/3,内部(300~600 μm)荧光强度与对照组一致;GAC强化型颗粒外部(0~400 μm) β 多糖染色剂荧光强度与对照组一致,由于内部(500~600 μm)为颗粒活性炭,荧光强度基本为零。

EPS荧光原位染色的结果与SEM结果相印证;MBF不改变颗粒化机理,成熟的好氧颗粒污泥结构与对照组类似;而PAC组中加入了高分子絮凝剂,起到了吸附架桥和电中和作用,改变了好氧颗粒污泥内部结构,形成了“蛋白外壳- β 多糖内核”的双层结构。外层蛋白质含有大量疏水基团,能够抵抗气-水剪切力和增加细胞疏水性^[20-21],而内层的 β 多糖有助于微生物间粘附,维持颗粒结构稳定^[22];GAC组的颗粒污泥内部仅蛋白质的分布发生了显著改变,高浓度的蛋白质将颗粒活性炭包裹,推测是微生物为了附着在颗粒活性炭上而分泌了更多的蛋白质,降低微生物聚集体的表面电荷、增加疏水性,最终聚集吸附在GAC上生长^[23]。 α 多糖和脂肪主要由活细胞分泌^[24],二者的分布规律表明,4种颗粒污泥主要活性微生物均分布在颗粒外层(0~300 μm)。

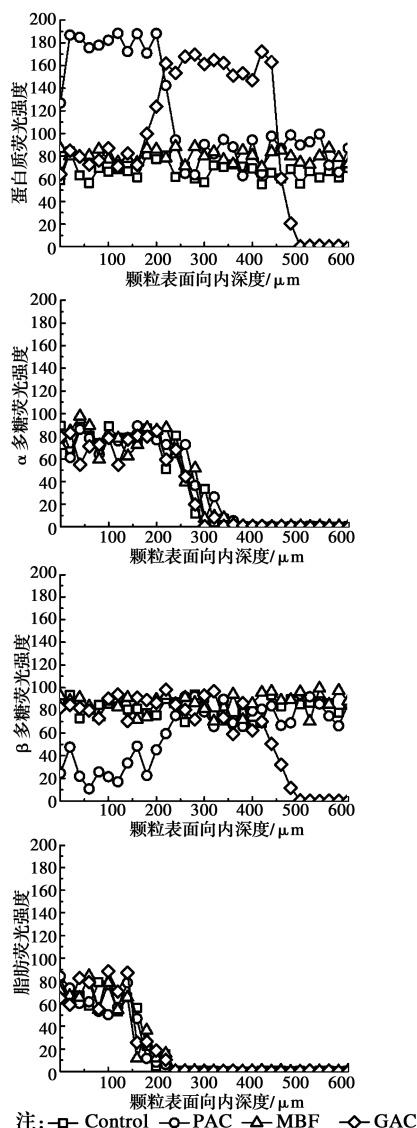


图2 4种好氧颗粒污泥EPS主要组分的内部分布

Fig. 2 The distribution of EPS main components of the four kinds of aerobic granular sludge

2.3 溶解氧分布

溶解氧在4种不同好氧颗粒污泥中的分布如图3所示,蛋白质、 α 多糖、 β 多糖、脂肪荧光染色强度沿半径方向分布,筛选用于分析检测的颗粒直径均为1.2 mm。从图中可知,4种颗粒径向溶解氧开始消耗($<5.5 \text{ mg/L}$)的顺序为:对照组(—300 μm)、MBF组(—250 μm)、PAC组(—100 μm)、GAC组(—50 μm),径向溶解氧消耗殆尽($<0.1 \text{ mg/L}$)的顺序为:PAC组(150 μm)、GAC组(250 μm)、MBF组(300 μm)、对照组(350 μm)。

DO外部变化:对照组和MBF溶解氧的开始消耗大幅度提前于0 μm ,表明这两组好氧颗粒污泥表面的结构松散,与液相有一段过渡区,过渡区内可进行物质传输、交换,但松散的结构不利于抵抗外界冲

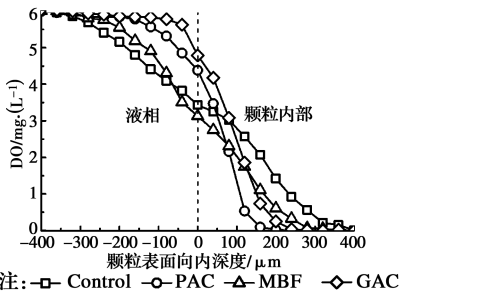


图 3 4 种好氧颗粒污泥在测定梯度为 40 μm 的溶解氧分布
Fig. 3 Dissolved oxygen distribution of four aerobic granular sludges with a gradient of 40 μm

击负荷,且可能发生微生物游离^[25]。PAC 组和 GAC 组的过渡区仅 50~100 μm,表明这两类颗粒结构致密,微生物紧密附着生长,能够良好抵抗外界冲击。过渡区形态也能从前述的 SEM 结果看出,对照组和 MBF 组的表面存在网状结构,没有清晰的固液界面,而 PAC 组和 GAC 组界面轮廓清晰分明。

DO 内部变化:从径向溶解氧消耗殆尽的顺序可知,4 种好氧颗粒污泥内部结构从紧密到疏松的顺序为 PAC 组>GAC 组>MBF 组>对照组。值得特别注意的是,PAC 组外层结构比 GAC 组疏松,但内部结构 PAC 组更加致密。结合 EPS 荧光染色结果分析,这与蛋白质的分布有关。PAC 强化型好氧颗粒污泥的蛋白质在外部 0~200 μm 段有高密度分布,GAC 强化型颗粒的蛋白质在中部 200~400 μm 段高密度分布。故推测高密度的蛋白质会使得好氧颗粒污泥结构更加致密,阻挡了 DO 进一步向内传输,而对照组和 MBF 组的颗粒污泥蛋白质在整个切片断面上都是中密度分布,因此,DO 能更加深入地向内传输。

2.4 结构强度

主要从抗剪强度和抗水解强度两方面研究了 4 种好氧颗粒污泥的结构强度。由于绝对强度难以测定,且没有统一标准方法,故用相对值表征^[17],结果分别为完整度系数 ICs(表 1)和抗水解酶系数 AHCs(图 4)。

表 1 4 种不同好氧颗粒污泥的完整度系数 ICs (相对抗剪强度)

Table 1 Integrity coefficients ICs (relative shear strength) of four different aerobic granular sludges

数据项	对照组	PAC	MBF	GAC
ICs	92.40	98.62	96.48	98.55
误差	0.45	0.65	1.33	0.94

表 1 表明,4 种好氧颗粒污泥承受水力剪切力

的能力从强到弱依次为 PAC 组≈GAC 组>MBF 组>对照组。ICs 的结果表明,无论是投加絮凝剂还是载体物质,都能显著提升好氧颗粒污泥的抗剪强度。其中,由于 PAC 和 GAC 能显著改变好氧颗粒污泥的外表面结构,使得表层微生物附着、排布更加致密,从而相比于 MBF 更能提升颗粒抵抗水力冲刷的能力。实际运行中,可能由于操作调控不及时,导致曝气量与水量不匹配,进一步使得反应器内曝气不均匀,气水紊流程度加剧,最终造成颗粒污泥解体、出水恶化^[5]。但是,使用强化型好氧颗粒污泥可有效改善此类问题的不利后果。

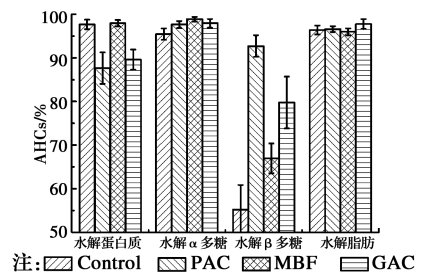


图 4 相对抗水解强度 AHCs
Fig. 4 Relative anti hydrolysis resistance AHCs

从图 4 可以看出,当蛋白质被水解后,PAC 组和 GAC 组的 AHCs 值在 85%~90% 范围内,表明这两组的颗粒均发生轻微解体,而对照组和 MBF 组的颗粒未发生解体现象。当 β 多糖被水解后,4 种颗粒污泥都发生不同程度的解体,抗 β 多糖水解酶能力的顺序依次为:PAC 组>GAC 组>MBF 组>对照组。

2.5 4 种好氧颗粒污泥形成机理讨论

已有研究证实,EPS 中的 β 多糖具有胶状黏性特征,是维系好氧颗粒污泥结构完整性的主要物质,而非传统生物学观点认为的蛋白质^[22]。许多研究用 β 淀粉酶对普通好氧颗粒污泥作用后均观察和检测到了颗粒的破碎和解体,在本实验中也有同样结论。但是,从 AHCs 结果中可以看出,4 种好氧颗粒污泥水解程度显著不同,对其原因推测如下。

由于 PAC 的加入,颗粒化机理发生改变,起决定性作用的是 PAC 的吸附架桥和电中和的双重功效,故水解 β 多糖后颗粒仅轻微破碎。同时,由于 PAC 强化型颗粒形成了致密的蛋白外壳,也在一定程度上对颗粒结构有保护作用,因此,在水解蛋白质后 PAC 组的 AHCs 有轻微下降。同时,该组颗粒污泥形成了 β 多糖内核,其可能原因是由于 PAC 的加入,使得生物残体、无机质等一系列物质,在胶状 β

多糖和絮凝剂 PAC 双重作用下形成了类似于惰性晶核载体物质,其具体作用机理需要进一步深入研究;投加 MBF 只是增加了微生物可利用的 EPS 中各种物质的种类和数量,没有从根本上改变颗粒化机理,因此,水解 β 多糖颗粒破碎程度比较显著, AHCs 值下降明显;而投加 GAC,促使内层微生物分泌蛋白质附着在颗粒活性炭表面生长,从而改变了内部微生物聚集机理,内层结构稳定性不再由 β 多糖决定。而 EPS 荧光染色结果表明其颗粒外部组分与对照组无异,导致 β 多糖水解后,外层颗粒破碎解体,内层依旧维持一定的形态,所以, AHCs 值下降程度显著小于对照组。

对结果的分析讨论表明,对照组和 MBF 组的颗粒污泥形成机理符合“EPS 假说”, PAC 组和 GAC 组的颗粒污泥的形成机理符合“晶核假说”^[26]。但具体的微观形成过程,以及微生物与微生物之间、微生物与载体之间的信号传递、相互作用等都需要更进一步的深入研究。

3 结论

1) 凝聚剂 PAC、MBF、GAC 均能加速好氧颗粒污泥的形成,其中,投加 PAC 效果最为显著。

2) SEM 结果显示,对照组和 MBF 组好氧颗粒污泥表面呈网状疏松结构,而 PAC 组和 GAC 组颗粒表面结构致密;EPS 荧光原位染色表明, EPS 主要组分蛋白和 β 多糖的分布在对照组和 MBF 组中一致, PAC 强化型颗粒形成了“蛋白外壳- β 多糖内核双层构造”, GAC 组颗粒内部有高密度蛋白包裹着颗粒活性炭。

3) 溶解氧分布结果表明, PAC、GAC 强化型颗粒污泥内部结构比对照组和 MBF 强化型更加致密。结构完整性实验表明, PAC、MBF、GAC 都可以显著提升好氧颗粒污泥抗水力剪切能力,抗水解酶强弱顺序依次为 PAC 组 > GAC 组 > MBF 组 > 对照组。

参考文献:

[1] ADAV S S, LEE D J, SHOW K Y, et al. Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. *Biotechnology Advances*, 2008, 26(5): 411-423.

[2] SENGAR A, BASHEER F, AZIZ A, et al. Aerobic granulation technology: Laboratory studies to full scale practices [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 197: 616-632.

[3] NANCHARAI AH Y V, KIRAN G K R. Aerobic

granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 247: 1128-1143.

- [4] LONG B, YANG C Z, PU W H, et al. Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 166: 57-63.
- [5] LIU Y J, LIU Z, WANG F K, et al. Regulation of aerobic granular sludge reformulation after granular sludge broken: Effect of poly aluminum chloride (PAC) [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 158: 201-208.
- [6] AWANG N A, SHAABAN M G. Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2016, 112: 1-11.
- [7] LEE D J, CHEN Y Y, SHOW K Y, et al. Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation [J]. *Biotechnology Advances*, 2010, 28(6): 919-934.
- [8] MOY B Y P, TAY J H, TOH S K, et al. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules [J]. *Letters in Applied Microbiology*, 2002, 34(6): 407-412.
- [9] LUO J H, HAO T W, WEI L, et al. Impact of influent COD/N ratio on disintegration of aerobic granular sludge [J]. *Water Research*, 2014, 62: 127-135.
- [10] LIU Z, LIU Y J, ZHANG A N, et al. Study on the process of aerobic granule sludge rapid formation by using the poly aluminum chloride (PAC) [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 250: 319-325.
- [11] LI A J, HOU B. Aerobic sludge granulation facilitated by granular activated carbon for partial nitrification treatment of ammonia-rich wastewater [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 218: 253-259.
- [12] LIU Z, LIU Y J, KUSCHK P, et al. Poly aluminum chloride (PAC) enhanced formation of aerobic granules: Coupling process between physicochemical-biochemical effects [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 284: 1127-1135.
- [13] ZHANG Z Q, ZHANG J, ZHAO J F, et al. Effect of short-time aerobic digestion on bioflocculation of extracellular polymeric substances from waste activated sludge [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(3): 1812-1818.

- [14] 王亚利, 刘永军, 刘喆, 等. 聚合氯化铝投加时间对好氧颗粒污泥的形成和胞外聚合物的影响[J]. 化工进展, 2015, 34(1): 278-284.
WANG Y L, LIU Y J, LIU Z, et al. Influence of poly aluminium chloride dosing time on formation and EPS of aerobic granular sludge [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2015, 34 (1): 278-284. (in Chinese)
- [15] 高景峰, 张倩, 王金惠, 等. 颗粒活性炭对SBR反应器中好氧颗粒污泥培养的影响研究[J]. 应用基础与工程科学学报, 2012, 20(3): 345-354.
GAO J F, ZHANG Q, WANG J H, et al. Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by granular activated carbon augmentation [J]. Journal of Basic Science and Engineering, 2012, 20(3): 345-354. (in Chinese)
- [16] ADAV S S, LEE D J. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 154(1/2/3): 1120-1126.
- [17] GHANGREKAR M M, ASOLEKAR S R, RANGANATHAN K R, et al. Experience with UASB reactor start-up under different operating conditions [J]. Water Science and Technology, 1996, 34(5/6): 421-428.
- [18] KREUK M K D, HEIJNEN J J, LOOSDRECHT M C M V. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge [J]. Biotechnology & Bioengineering, 2005, 90(6): 761-769.
- [19] WANG Z P, LIU L L, YAO J, et al. Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reactors [J]. Chemosphere, 2006, 63(10): 1728-1735.
- [20] SARMA S J, TAY J H, CHU A. Finding knowledge gaps in aerobic granulation technology [J]. Trends in Biotechnology, 2017, 35(1): 66-78.
- [21] 周健, 龙腾锐, 苗利利. 胞外聚合物 EPS 对活性污泥沉降性能的影响研究[J]. 环境科学学报, 2004, 24(4): 613-618.
ZHOU J, LONG T R, MIAO L L. Effect of extracellular polymeric substances (EPS) on sedimentation of activated sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2004, 24(4): 613-618. (in Chinese)
- [22] SEVIOUR T, MAITE P, NICHOLSON T, et al. Gel-forming exopolysaccharides explain basic differences between structures of aerobic sludge granules and floccular sludges [J]. Water Research, 2009, 43(18): 4469-4478.
- [23] TAO J, QIN L, LIU X Y, et al. Effect of granular activated carbon on the aerobic granulation of sludge and its mechanism [J]. Bioresource Technology, 2017, 236: 60-67.
- [24] FELZ S, AL-ZUHAIRY S, AARSTAD O A, et al. Extraction of structural extracellular polymeric substances from aerobic granular sludge [J]. Journal of Visualized Experiments: JoVE, 2016(115).
- [25] LIU S Y, CHEN Y P, FANG F, et al. Measurement of dissolved oxygen and its diffusivity in aerobic granules using a lithographically-fabricated microelectrode array [J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43(4): 1160-1165.
- [26] 彭永臻, 吴蕾, 马勇, 等. 好氧颗粒污泥的形成机制、特性及应用研究进展[J]. 环境科学, 2010, 31(2): 273-281.
PENG Y Z, WU L, MA Y, et al. Advances: granulation mechanism, characteristics and application of aerobic sludge granules [J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2010, 31(2): 273-281. (in Chinese)

(编辑 胡玥)