

活性污泥与消化污泥的脱水特性及粒径分布

裴海燕¹, 胡文容^{2,3*}, 李晶³, 陈磊³

(1. 中国海洋大学环境科学与工程学院, 青岛 266003; 2. 山东省环境科学工程技术研究中心, 济南 250061; 3. 山东大学环境科学与工程学院, 济南 250061)

摘要: 对活性污泥和消化污泥的脱水特性和粒径分布进行了研究, 分析了 2 种污泥胞外聚合物 (EPS) 含量的差异以及生物相的变化特征和机理. 结果表明, 表征脱水性能好坏的毛细吸收时间 (CST), 新鲜活性污泥为 9.84 s, 消化污泥增加到 607.5 s, 消化污泥固体颗粒从悬浮液分离所需的时间变长, 脱水性能变差. 其原因一方面是消化过程使 EPS 中蛋白质和多糖降解, 另一方面是大大降低了消化污泥中原生动物数量, 减少了促进微生物凝聚的 EPS 物质向污泥中的释放. 消化污泥 EPS 含量为 123 mg/g (以干污泥计, 下同), 比 EPS 含量为 540 mg/g 的活性污泥减少了 77%. EPS 的降解使较大的污泥颗粒分解成较小的污泥颗粒, 活性污泥占体积最大的颗粒粒径是 133 μm , 消化污泥下降到 44.6 μm , 活性污泥的平均粒径是 132.6 μm , 消化污泥仅为 70.48 μm , 结果导致消化污泥脱水性能变差.

关键词: 脱水; 粒径分布; 活性污泥; 消化污泥; 胞外聚合物

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)10-2236-07

Dewaterability and Particle Size Distribution of Activated and Digestion Sludge

PEI Hai-yan¹, HU Wen-rong^{2,3}, LI Jing³, CHEN Lei³

(1. College of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266003, China; 2. Shandong Provincial Engineering Centre on Environmental Science and Technology, Ji'nan 250061, China; 3. School of Environmental Science and Engineering, Shandong University, Ji'nan 250061, China)

Abstract: The dewaterability and particle size distribution of activated and digestion sludge were studied. Meanwhile, the related mechanism was explored through analyzing the extracellular polymeric substances (EPS) content and microbe characteristic of activated and digestion sludge. The dewaterability was evaluated using the capillary suction time (CST) and settling property. The CST of activated sludge and digestion sludge are 9.84 s and 607.5 s, respectively. The settling time of the solids of digestion sludge is longer than that of activated sludge. The major reason of poor dewaterability of digestion sludge is the degradation of carbohydrate and protein parts of EPS. In addition, the quantity of protozoan in digestion sludge is less than that of activated sludge, resulting in reducing the excretion of certain matters benefiting the agglomeration among microbes. The EPS content of digestion sludge is 123 mg/g, which was 77% less than that of activated sludge. The degradation of EPS during the digestion process leads to the smaller particle size of digested sludge, and then the poorer dewaterability. The particle size that occupied maximum volume in activated sludge is 133 μm , while it is 44.6 μm in digestion sludge. The mean particle size of activated sludge is 132.6 μm which is larger than that of digestion sludge (70.48 μm).

Key words: dewaterability; particle size distribution; activated sludge; digestion sludge; extracellular polymeric substances (EPS)

由于污水产生量的增加和活性污泥法的广泛应用, 世界各国污泥产生量都急剧增加^[1]. 污泥脱水可以有效降低需要处理、处置的污泥体积, 是污泥减量化中最为经济的一种方法, 也是污泥最终处置如焚烧、作肥料等的必不可少的环节.

消化是污水处理厂普遍采用的污泥稳定化的工艺过程, 其目的是消灭病原菌、减少挥发性固体和去除恶臭, 但污泥消化稳定过程中可能导致污泥脱水性能降低、脱水效果变差^[2]. 因此, 国内外水处理领域十分重视研究在减少絮凝剂或不增加絮凝剂用量的前提下提高消化污泥的脱水性. Houghton 等^[1]研究发现, 颗粒大小是影响污泥脱水的关键因素, 但是影响程度和原因尚不清楚.

毛细吸收时间 (CST) 是指滤液在滤纸上渗透特

定距离所需要的时间, 可用于表征污泥的脱水性^[3~5], CST 越大意味着污泥的脱水性越差. 目前, 快速简便的测定方法是采用毛细吸收仪测定. 稳定度分析仪可以自动记录污泥固体颗粒从悬浮液分离时泥面高度随时间的变化, 可用来表征污泥的沉降性能, 泥面达到稳定高度时的时间越短, 沉降速度越快, 表明污泥的脱水速率高; 在初始泥面高度相同的情况下, 最终泥面高度反映污泥的脱水程度, 泥面越

收稿日期: 2007-05-17; 修订日期: 2007-06-27

基金项目: 中澳合作基金项目 (2006DFA93110); 山东省自然科学基金项目 (Z2006B04); 山东省中青年科学家奖励基金项目 (2006BS08001); 山东省国际合作项目 (鲁科外字 [2005] 114); 山东省环保局项目 (hey10602)

作者简介: 裴海燕 (1973 ~), 女, 博士后, 主要研究方向为资源与环境微生物, E-mail: peisdu@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: wenrongh@sdu.edu.cn

低,脱水程度越好.本研究旨在通过比较活性污泥和消化污泥的毛细吸收时间及其稳定度来比较两者的脱水特性,同时对其粒径分布进行了分析.

EPS 常见的提取法包括高速离心法^[6]、超声波^[7]和热提取^[8]等物理方法以及酸、碱、醛类、EDTA 和阳离子交换树脂等化学方法^[9~13].Comte 等^[14~16]研究了各种物理、化学方法对 EPS 提取效果以及性质的影响,郑蕾等^[17]也比较了热提取法、EDTA 法、NaOH 法和搅拌法对污水处理厂污泥 EPS 的提取效果,结果均表明,NaOH 消解法是一种效果较好,操作简便,易于掌握的提取方法.因此,本研究采用碱消解法对 2 种污泥固体颗粒中 EPS 进行了提取,通过分析 EPS 及其主要组成成分蛋白质和多糖含量的变化,结合 2 种污泥的生物相特征,探讨了消化污泥脱水性变差的原因,以期为提高污泥脱水特性提供了理论基础.

1 材料与方法

1.1 材料

活性污泥和厌氧消化污泥取自某城市污水处理厂,分别标记为 TWAS (thickened waste activated sludge) 和 MAD (mesophilic anaerobic digested sludge). TWAS 和 MAD 污泥的含固率分别为 0.56% 和 1.6% (质量分数).

1.2 EPS 的提取

溶解性 EPS 及污泥固体中 EPS 的提取步骤如下:① 取一定体积的污泥,2 000 r/min 离心 20 min,上清液经 0.45 μm 滤膜过滤,用于分析溶解性 EPS;② 上清液经 0.45 μm 滤膜过滤后的滤渣与离心渣一起经一定体积的 2 mol/L 的 NaOH 消解 5 h;③ 0.45 μm 滤膜过滤,滤液保存,用于分析污泥固体中 EPS 含量及其主要成分.

1.3 分析方法和仪器

毛细吸收时间(CST)的测定用 Triton-W.R.C 多功能 CST 测定仪(Triton-W.R.C Multipurpose Filtration TW166)及 CST 标准滤纸(Whatman international Ltd, Maidstone England).测定方法见文献[3].

活性污泥和消化污泥的沉降特性使用 LUMiFuge 稳定度分析仪(L. U. M. GmbH, Berlin, Germany)测定.

污泥的粒径分布使用 Coulter LS130 激光衍射粒径分析仪(Langley Ford Instruments Division of Coulter Electronics of New England, INC)测定.

将一定体积的滤液在 105℃ 烘干,重量法测定

EPS 的含量^[18];EPS 中蛋白质和多糖含量的测定分别采用双缩脲法和蒽酮比色法^[19],分光光度计为 UV-VIS spectrophotometer 756 MC.

活性污泥和消化污泥的生物相特征采用 XSP——双目生物显微镜和扫描电镜(日立 S-570)观察,并拍摄典型照片.扫描电镜样品制备方法为:取新鲜的活性污泥和消化污泥,将表面的污物清洗干净(生理盐水漂洗),用 2.5% 的戊二醛(用 0.1 mol/L 的磷酸缓冲液配制, pH 为 7.2~7.4)固定 12~24 h,0.1 mol/L 的磷酸缓冲液清洗 2 h 以上(中间换 2~3 次新液);再用 1% 的锇酸固定 1.5 h,用双蒸水洗至无锇酸气味(约 2 h 以上);经上升浓度酒精脱水,醋酸异戊酯置换,常规临界点干燥;IB 离子溅射仪中镀铂.

其它主要仪器:离心机为 TDL-5M(湖南赛特湘仪公司);真空抽滤泵为 2XZ-2 型旋片真空泵(浙江黄岩求精真空泵厂);干燥箱为 101A-0 型电热鼓风干燥箱(黄骅市卸甲综合电器厂).

2 结果与讨论

2.1 污泥的脱水性

如图 1 所示,TWAS 的 CST 是 9.84s, MAD 的 CST 是 607.5 s.消化污泥的 CST 值较大,表明消化污泥的脱水性比活性污泥差.污泥老化 1 周后,TWAS 的 CST 增大到 29.84 s,而 MAD 的 CST 增大到 659.7 s,污泥老化过程降低了这 2 种污泥的脱水性.

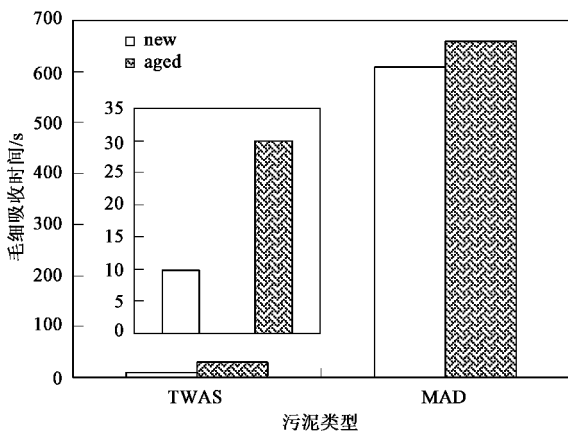


图 1 活性污泥和嗜温厌氧消化污泥的 CST

Fig.1 CST values of activated sludge and mesophilic anaerobic digested sludge

TWAS 和 MAD 的沉降性能见图 2.实验开始时,样品的高度均为 25 mm.稳定度分析仪是通过平行的近红外光射向整个污泥样品,通过软件自动分析

计算透光度,从而得到泥面高度随时间的变化.本试验稳定度分析仪记录了从第 10 s 开始泥面高度随时间变化的曲线.由图 2 可见,TWAS 比 MAD 沉降快得多.在 100 s 时 TWAS 的高度降为 5.58 mm,从第 250 s 后,维持在 5 mm;而 MAD 在 100 s 时对应的高度为 14.72 mm,当达到1 000 s 时,污泥高度为 9.2 mm;1 000 s 以后,污泥沉降得更加缓慢,在大约6 000 s 时达到稳定,对应的高度是 8.07 mm.这些数据表明,与活性污泥相比,消化污泥的固体颗粒从悬浮液分离所需的时间较长,达到稳定时的泥面高度较高,说明其脱水速率及脱水程度均变差.

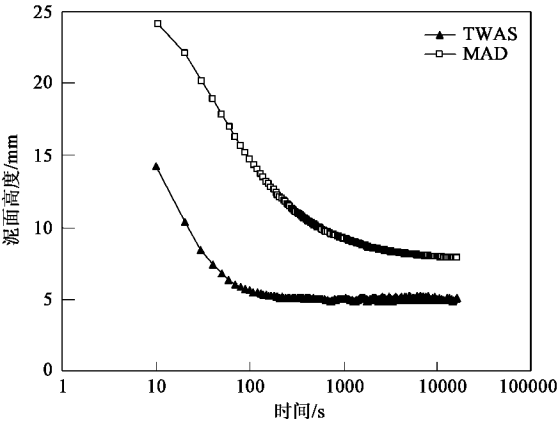


图 2 活性污泥和嗜温厌氧消化污泥的沉降特性
Fig.2 Lumifuge results of activated sludge and mesophilic anaerobic digested sludge

2.2 粒径分布

图 3 和图 4 分别为活性污泥和消化污泥颗粒粒径的频度分布和累积分布曲线.活性污泥中粒径为 133 μm 颗粒所占比例最大,体积分数为 3.73%.消化污泥中粒径为 44.6 μm 的颗粒所占比例最大,体积分数为 4.51%.活性污泥的平均颗粒粒径为 132.6 μm ,远大于消化污泥 70.48 μm 的平均粒径.活性污泥中粒径 $> 10 \mu\text{m}$ 的微粒占 97.3%, $> 100 \mu\text{m}$ 的颗粒占 49.8%.而消化污泥中粒径 $> 10 \mu\text{m}$ 的微粒占 95.4%, $> 100 \mu\text{m}$ 的颗粒仅占 20.2%.表 1 为消化污泥和活性污泥的粒径分布统计结果,表明消化污泥的颗粒粒径明显小于活性污泥.

表 1 TWAS 和 MAD 的粒径分布统计¹⁾/ μm

项目	平均粒径	d_{10}	d_{25}	d_{50}	d_{75}	d_{90}
TWAS	132.6	23	47.4	99.5	186	289
MAD	70.48	14.8	28.4	49.3	87.4	145

1) d_{10} 为样品中体积累积百分比为 10% 时颗粒的最大直径,余同

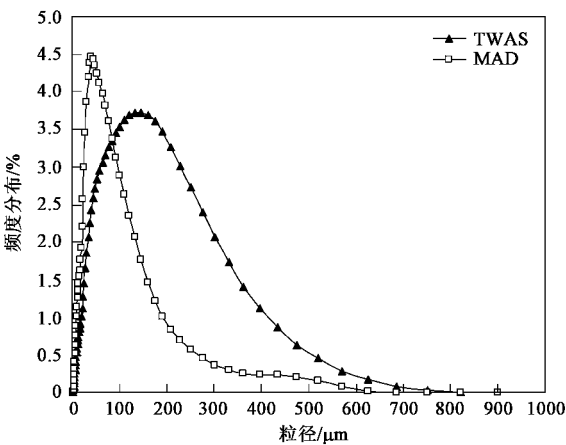


图 3 污泥颗粒粒径频度分布
Fig.3 Size distribution of differential volume percent

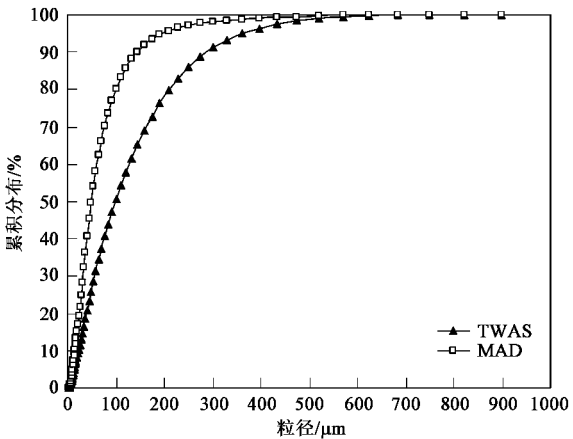


图 4 污泥颗粒粒径累积分布
Fig.4 Size distribution of cumulative volume percent

2.3 机理分析

2.3.1 消化对活性污泥中 EPS 及其成分的影响

活性污泥絮体由细菌、无机颗粒、二价阳离子以及胞外聚合物(EPS)组成.EPS 由污泥中细菌产生,可能为水解产物或外来污水中吸收的物质产生的^[20].EPS 有助于细菌细胞的存活,它包围在细胞壁外,能够阻止干燥并像离子交换树脂一样控制溶液中的离子进入细胞.EPS 的有机部分主要由多糖、蛋白质和少量 DNA、脂和腐殖酸组成.活性污泥和消化污泥中 EPS 及其主要成分蛋白质和多糖含量的变化情况见图 5 和图 6.

活性污泥上清液中 EPS 含量为 1.93 mg/mL,蛋白质和多糖的含量分别为 0.95、0.15 mg/mL;消化污泥上清液中 EPS 含量为 2.38 mg/mL,蛋白质和多糖的含量分别为 1.74、0.23 mg/mL.消化污泥上清液中

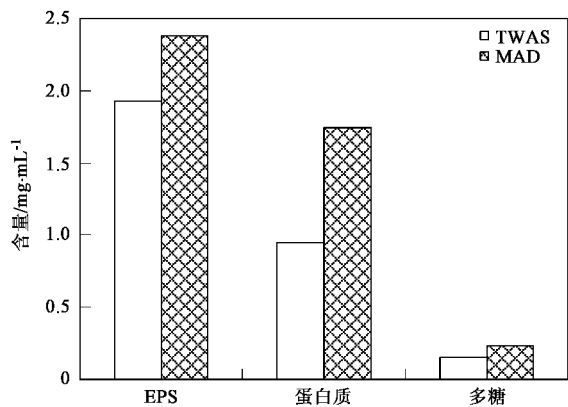


图 5 活性污泥和消化污泥上清液中溶解性 EPS 及多糖和蛋白质含量

Fig.5 Content of EPS, protein and polysaccharide in the supernatant of TWAS and MAD

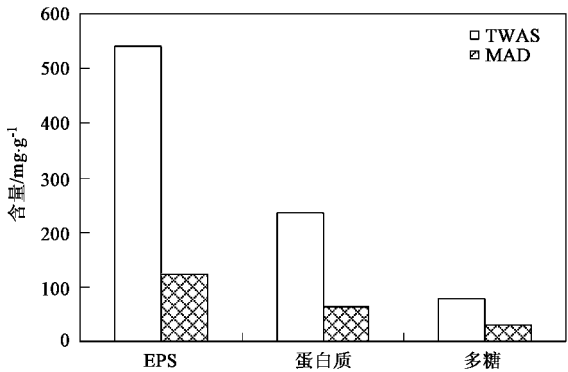


图 6 活性污泥和消化污泥固体中 EPS 及多糖和蛋白质含量

Fig.6 Content of EPS, protein and polysaccharide in the solids of TWAS and MAD

EPS 浓度比活性污泥上清液中增加了 23%，蛋白质和多糖的浓度则分别增加了 83% 和 53%。对比图 6 2 种污泥固体中 EPS 及其主要成分的含量变化，可以发现，每 g 干活性污泥中含 540 mg EPS，远高于每 g 干消化污泥所含 EPS 的量(123 mg)。活性污泥固体中蛋白质和多糖的含量分别为 236 和 79 mg/g(以干污泥计，下同)，而消化污泥固体中其含量分别降为 63 和 30 mg/g，分别减少了 73% 和 62%。

在污泥的厌氧消化过程中，有机物降解的第一阶段是复杂聚合有机颗粒结构的溶解和强化水解^[2]。由图 5 和图 6 可以看出，消化过程导致污泥固体中 EPS 的降解和向液体中的释放，因此，消化污泥 EPS 比活性污泥 EPS 含量低，上清液中蛋白质及多糖的浓度升高。研究认为，EPS 对污泥颗粒的形成过程有着积极的作用^[21]，其中起主要作用的是 EPS 中的碳水化合物和蛋白质^[22~26]，它们可以通过絮凝的方式把细小颗粒凝聚形成较大的污泥颗粒，从而改善污泥的脱水性^[1,27]。随着污泥固体颗粒中蛋白质和碳水化合物量的减少，污泥脱水性能变差。如图 7 所示，由于消化过程中 EPS 蛋白质和多糖的降解，由 EPS 絮凝形成的较大污泥颗粒分解为较小的污泥颗粒，结果导致脱水性能变差。

2.3.2 消化对活性污泥结构及生物相的影响

图 8 和图 9 分别为活性污泥和消化污泥的显微镜检照片和扫描电镜照片。图 8(a)的活性污泥颜色为棕褐色，絮体较紧密，以球菌、短杆菌为主，存在相当数量的丝状菌和原生动物中的钟虫、草履虫和水蚤等，后生动物中的轮虫以及藻类。图 8(b)的消化污泥为黑色，大部分絮体结构已被破坏，解体为较细

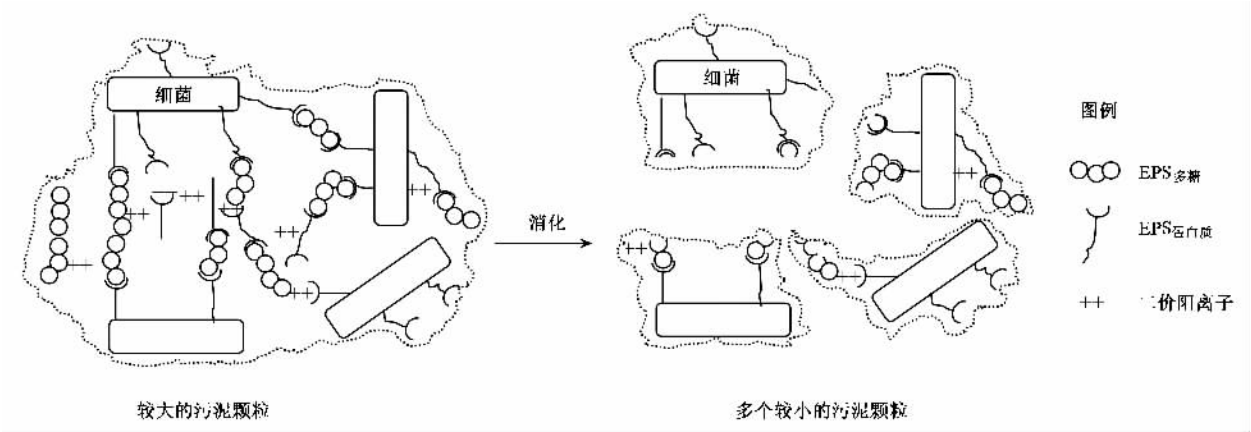


图 7 EPS 在污泥颗粒形成中的作用示意

Fig.7 Depiction of role of EPS in aggregation of bacteria and cations in sludge floc

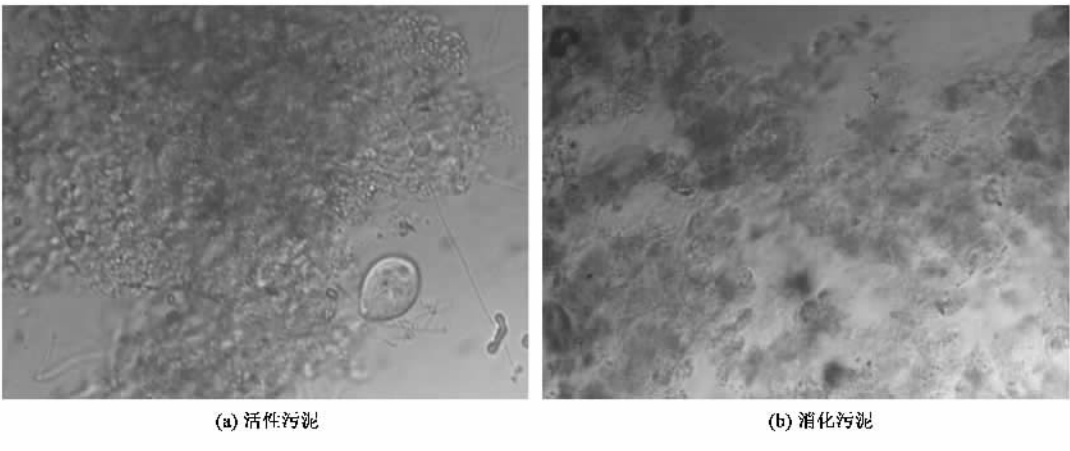


图 8 TWAS 和 MAD 污泥镜检(×400)
Fig.8 Pattern of TWAS and MAD under microscopy(×400)

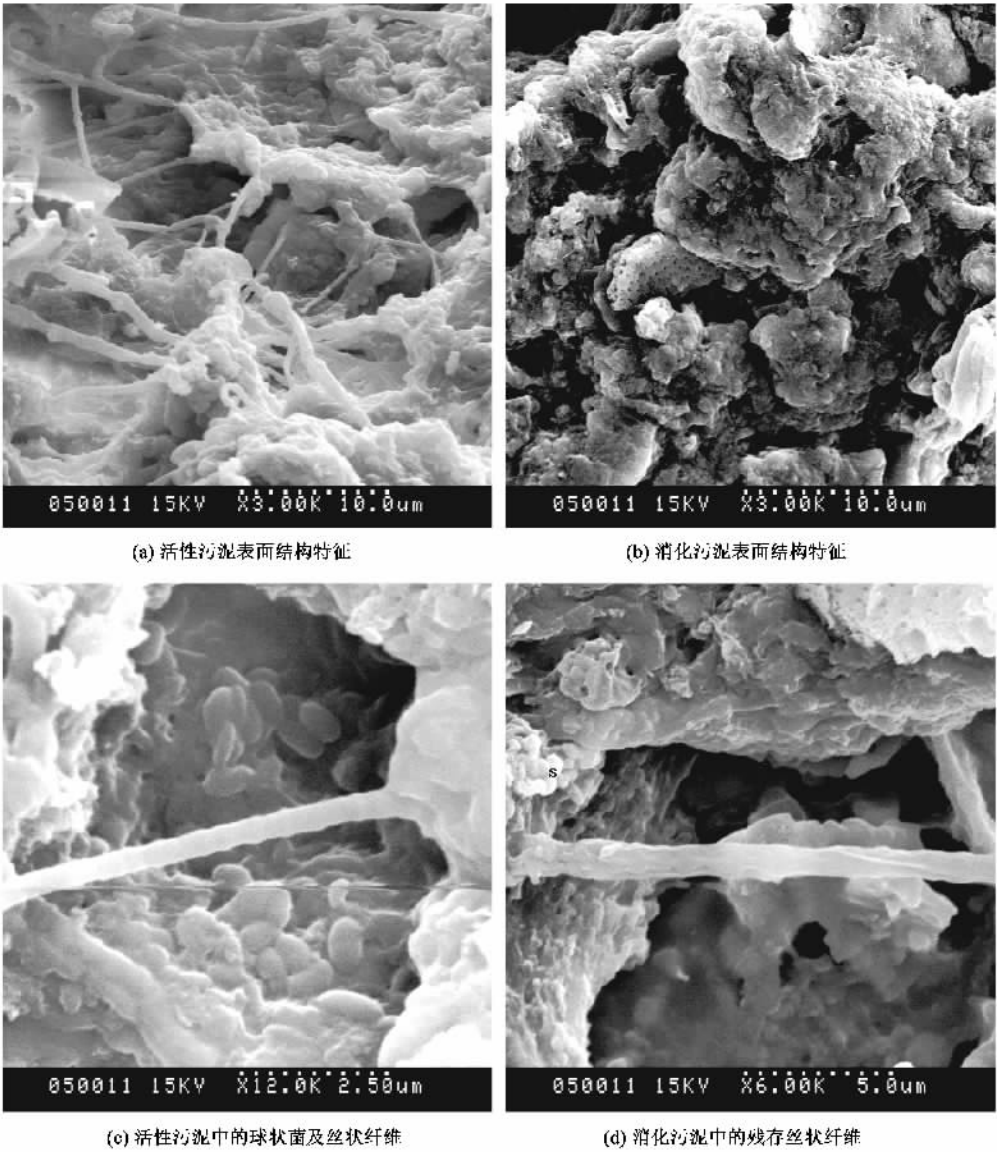


图 9 活性污泥和消化污泥的扫描电镜照片
Fig.9 Scanning electron microscope image of TWAS and MAD sludges

的颗粒,呈浆状.图 9(a)和 9(c)活性污泥电镜照片显示,在细菌周围存在大量的极细丝状物,即胞外聚合细纤维,胞外聚合细纤维有利于细菌之间连接,网织在一起,形成较大的颗粒.图 9(b)电镜照片显示,消化污泥中细菌周围的丝状物溶解,镜检期间偶见残存的丝状物,如图 9(d)所示,但其外围与活性污泥中的丝状物相比,趋于光滑,说明外层分泌物已分解;没有发现后生动物,原生动物的数量明显减少,偶见钟虫.研究证明^[28],原生动物如钟虫、累枝虫、草履虫等能分泌促进微生物凝聚的 EPS 物质,促进细菌自身的生物凝聚作用,对活性污泥絮凝体的形成起着很大的作用,因消化污泥中缺少原生动物,大大减少了促进微生物凝聚物质 EPS 向污泥中的释放,因此絮体结构松散,易受破坏,颗粒变小.

由此可见,消化过程改变了活性污泥的生物相,污泥中的微生物量减少,丝状纤维的解体和原生动物的缺乏是其主要变化,也是消化污泥解体,结构破坏,颗粒变小,最终导致脱水性能变差的原因.

3 结论

(1)活性污泥的 CST 为 9.84 s,消化污泥的 CST 为 607.5 s.污泥老化 1 周后,活性污泥的 CST 增加到 29.84 s,而消化污泥的 CST 增加到 659.7 s.在相同条件下,活性污泥比消化污泥沉降性能好.

(2)消化过程改变了污泥的颗粒粒径.在活性污泥中占比例最大的颗粒粒径是 133 μm ,而在消化污泥中是 44.6 μm .活性污泥和消化污泥的平均粒径分别为 132.6 μm 、70.48 μm .

(3)EPS 对污泥的脱水性有着较大的影响,消化过程使 EPS 中蛋白质和多糖降解,降低了消化污泥 EPS 含量,其颗粒粒径比活性污泥的颗粒粒径小,结果导致脱水性能变差.消化污泥中丝状纤维的解体和原生动物的减少也是其絮体结构破坏,颗粒变小的一个原因.

参考文献:

- [1] Houghton J I, Quarmby J, Stephenson T. Municipal wastewater sludge dewaterability and the presence of microbial extracellular polymer[J]. *Water Science and Technology*, 2001, **44** (2 ~ 3): 373 ~ 379.
- [2] Ayol A. Enzymatic treatment effects on dewaterability of anaerobically digested biosolids - I: performance evaluations [J]. *Process Biochemistry*, 2005, **40**(7): 2427 ~ 2434.
- [3] Standard methods for the examination of water and wastewater [M]. (21st ed). Washington, D C: American Public Health Association, 2005. 2710G.

- [4] Vesilind P A. Capillary suction time as a fundamental measure of sludge dewaterability [J]. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 1988, **60** (2): 215 ~ 220.
- [5] Miklas S. Review of recent trends in capillary suction time (CST) dewaterability testing research [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2005, **44**(22): 8157 ~ 8163.
- [6] Murthy S N, Novak J T. Factors affecting floc properties during aerobic digestion: implication for dewatering [J]. *Water Environmental Research*, 1999, **71** (2): 197 ~ 202.
- [7] Jorand F, Zartarian F, Thomas F, *et al.* Chemical and structural (2D) linkage between bacteria within activated sludge floc [J]. *Water Research*, 1995, **29** (7): 1639 ~ 1647.
- [8] Morgan J W, Forster C F, Evison L. A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges [J]. *Water Research*, 1990, **24**(6): 743 ~ 750.
- [9] Liu H, Fang H H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges [J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, **95**(3): 249 ~ 256.
- [10] Neyens E, Baeyens J, Dewil R, *et al.* Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2004, **106** (2 ~ 3): 83 ~ 92.
- [11] Frølund B, Palmgren R, Keiding K, *et al.* Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin [J]. *Water Research*, 1996, **30**(8): 1749 ~ 1758.
- [12] 罗曦,雷中方,张振亚,等.好氧/厌氧污泥胞外聚合物(EPS)的提取方法研究[J]. *环境科学学报*, 2005, **25**(12): 1624 ~ 1629.
- [13] 李绍峰,王雪芹,王宏杰,等.阳离子树脂法提取活性污泥胞外聚合物的研究[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2006, **7**(11): 41 ~ 44.
- [14] Comte S, Cuibaud M, Baudu M. Relations between extraction protocols for activated sludge extracellular polymeric substances (EPS) and EPS complexation properties: Part I. Comparison of the efficiency of eight EPS extraction methods [J]. *Enzyme Microbial Technology*, 2006, **38**(1 ~ 2): 237 ~ 245.
- [15] Comte S, Cuibaud M, Baudu M. Relations between extraction protocols for activated sludge extracellular polymeric substances (EPS) and complexation properties of Pb and Cd with EPS: Part II. Consequences of EPS extraction methods on Pb²⁺ and Cd²⁺ complexation [J]. *Enzyme Microbial Technology*, 2006, **38** (1 ~ 2): 246 ~ 252.
- [16] Comte S, Cuibaud M, Baudu M. Effect of extraction method on EPS from activated sludge: An HPSEC in investigation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, **140**(1 ~ 2): 129 ~ 137.
- [17] 郑蕾,田禹,孙德智,等.活性污泥胞外聚合物的提取方法研究[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2006, **7**(11): 32 ~ 34.
- [18] Houghton J I, Stephenson T. Effect of influent organic content on digested sludge extracellular polymer content and dewaterability [J]. *Water Research*, 2002, **36**(14): 3620 ~ 3628.
- [19] 陈毓荃.生物化学实验方法和技术[M].北京:科学出版社, 2002. 162 ~ 164, 171 ~ 174.

[20] Urbanin V, Block J C, Manem J. Bioflocculation in activated sludge: an analytical approach [J]. Water Research, 1993, **27**(5): 829 ~ 838.

[21] Jia X S, Furumai H, Fang H H P. Yields of biomass and extracellular polymers in four anaerobic sludges [J]. Environmental Technology, 1996, **17**(3): 283 ~ 291.

[22] Nielsen P H, Frølund B, Keiding K. Changes in the composition of extracellular polymeric substances in activated sludge during anaerobic storage [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1996, **44**(6): 823 ~ 830.

[23] Higgins M J, Novak J T. Characterization of exocellular protein and its role in bioflocculation [J]. Journal of Environmental Engineering, 1997, **123**(5): 479 ~ 485.

[24] Bura R, Cheung M, Liao B, *et al.* Composition of extracellular polymeric substances in the activated sludge floc matrix [J]. Water Science and Technology, 1998, **37**(4 ~ 5): 325 ~ 333.

[25] Mikkelsen L H, Keiding K. Physio-chemical characteristics of full scale sewage sludges with implications to dewatering [J]. Water Research, 2002, **36**(10): 2451 ~ 2462.

[26] Cetin S, Erdinciler A. The role of carbohydrate and protein parts of extracellular polymeric substances on the dewaterability of biological sludges [J]. Water Science and Technology, 2004, **50**(9): 49 ~ 56.

[27] Bruus J H, Nielsen P H, Keiding K. On the stability of activated sludge flocs with implications to dewatering [J]. Water Research, 1992, **26**(12): 1597 ~ 1604.

[28] 贺延龄,陈爱侠.环境微生物学 [M].北京:中国轻工业出版社,2001.131.