

doi:10.11835/j.issn.1674-4764.2013.05.005

SDS 和 SDBS 强化污泥水解的实验研究

吴正松^{1,3}, 彭 晨¹, 胡学斌¹, 李 果¹, 李 江¹, 唐世田², 凌建军³, 梁艳杰³

(1. 重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045;

2. 重庆三峡环保(集团)有限公司, 重庆 401147; 3. 凌志环保有限公司, 江苏 宜兴 214200)

摘 要:在污泥中投加 2 种表面活性剂 SDS 和 SDBS 进行预处理,从 COD 溶出率、溶解性糖类和蛋白质 3 个方面对预处理后污泥的性质进行了研究。结果表明,二者的加入极大地促进了污泥的水解,低剂量范围时 SCOD 随投加剂量增加而显著升高,投加剂量在 50 mg/g dw 以上时 SCOD 增幅不明显。SCOD 分别由初始时的 638.5 mg/L 最高上升到 6 446.8 mg/L(SDBS)和 4 857.2 mg/L(SDS),溶出率分别由初始时的 5.8% 最高上升到 37.3%(SDBS)和 30.2%(SDS)。在 0~150 mg/g dw 剂量范围内,溶解性糖类和蛋白质随两者投加剂量增加呈线性升高趋势,溶解性糖类分别由初始时的 3.54 mg/L 最高上升到 95.56 mg/L(SDBS)和 64.20 mg/L(SDS)。溶解性蛋白质分别由初始时的 11.72 mg/L 最高上升到 706.30 mg/L(SDBS)和 541.08 mg/L(SDS)。氨氮和 VFA 浓度也随投加量升高,氨氮浓度分别由初始时的 4.21 mg/L 最高上升到 130.33 mg/L(SDBS)和 102.74 mg/L(SDS);VFA 浓度分别由初始时的 21.27 mg/L 最高上升到 358.30 mg/L(SDBS)和 283.12 mg/L(SDS)。

关键词:预处理; SDS; SDBS; 污泥水解

中图分类号:X703.1 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-4764(2013)05-0025-05

Enhanced Hydrolysis of Excess Sludge by Two Surfactants

Wu Zhengsong^{1,3}, Peng Chen¹, Hu Xuebin¹, Li Guo¹, Li Jiang¹, Tang Shitian², Ling Jianjun³, Liang Yanjie³

(1. Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University,

Chongqing 400045, P. R. China; 2. Chongqing Sanxia Environmental Groups, Chongqing 401147, P. R. China;

3. Jiangsu Lingzhi Environmental Protection Co., Ltd, Yixing 214200, Jiangsu, P. R. China)

Abstract: The hydrolysis efficiency of excess sludge by the two surfactants (SDS and SDBS) was investigated according to COD dissolution rate, concentrations of soluble carbohydrate and soluble protein. The results showed that the hydrolysis of excess sludge was improved by using the two surfactants. When the dosage was in low range, SCOD concentration increased significantly with dosage increasing. But the increase of SCOD was not obvious when the dosage was higher than 50 mg/g dw. SCOD concentration increased from 638.5 mg/L to 6 446.8 mg/L (SDBS) and 4 857.2 mg/L (SDS) respectively. COD dissolution rate increased from 5.8% to 37.3%(SDBS) and 30.2%(SDS) respectively. With the increase of SDS and SDBS dosage in the range of 0~150 mg/g dw, the concentrations of the soluble protein and carbohydrate increased linearly. Soluble carbohydrate increased from 3.54 mg/L to 95.56 mg/L(SDBS) and 64.20 mg/L(SDS) respectively. Soluble protein concentration increased from 11.72 mg/L to 706.30 mg/L(SDBS) and 541.08 mg/L(SDS) respectively. The concentrations of ammonia and VFA also increased with the SDS and SDBS dosage. Ammonia

收稿日期:2013-03-05

基金项目:中央高校基本科研业务费(106112012012CDJZR215504);水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07307-001)

作者简介:吴正松(1974-),男,博士,主要从事水污染控制与治理研究,(E-mail)zhswu2006@cqu.edu.cn.

concentrations increased from 4.21 mg/L to 130.33 mg/L(SDBS) and 102.74 mg/L(SDS) respectively. VFA concentrations increased from 21.27 mg/L to 358.30 mg/L(SDBS) and 283.12 mg/L(SDS) respectively.

Key words: pretreatment; SDS; SDBS; sludge hydrolysis

随着污水处理深度和广度的不断提高,污泥产量逐年增加。据 Wilson^[1]等的报道,污泥的处理处置费用已经占到了污水厂建设总资本的 30%~40%。而 1 个完善的污泥处理系统,其运行成本往往占整个污水处理厂总运行成本的 50%以上^[2]。污泥中含有致病菌,如不对其进行合理的处理则会对环境造成污染^[3-4]。在众多的处理方法中,厌氧消化技术被普遍认为是一种经济且环境友好的技术,它能够降解污泥中的有机物并将其转化成为可作为宝贵能源使用的生物气体(55%~70%CH₄)^[5]。在厌氧消化的水解、酸化和产甲烷 3 个阶段中,水解阶段是限速步骤^[6]。为了强化水解效果,一种可行的方法是对污泥进行细胞破解预处理,通常的预处理方法包括机械、加热、化学和生物方法,这些预处理的目的是为了溶解有机物或者减小它们的粒径,使它们更易被生物降解^[7-8],从而最终减少剩余污泥的量和消化停留时间。Chang 等利用超声波对污泥进行破解,提高了污泥 COD 的溶解率,从而有效缩短了污泥消化的停留时间;ValdelRio^[9]等对好氧颗粒污泥进行热处理,提高了其厌氧消化的可生物降解性。而利用表面活性剂的两亲作用和增溶作用强化污泥水解,是改善污泥消化性能的有效途径之一。

Kun^[10]等利用表面活性剂 SDS 和外加酶联合对剩余污泥进行预处理,使污泥中 SCOD 获得显著升高;Garcia^[11]等考察了不同浓度阴离子表面活性剂对污泥厌氧消化产气的影响,结果表明一定浓度范围内的阴离子表面活性剂对污泥消化产气有促进作用,但超过一定浓度后,会对产甲烷过程产生抑制作用。目前,中国在利用表面活性剂强化污泥水解、改善污泥消化性能这方面的研究较少,对于两种表面活性剂的比较研究更是鲜见报道。实验以 SDS(十二烷基硫酸钠)和 SDBS(十二烷基苯磺酸钠)这 2 种常用的表面活性剂作为研究对象,考察了投加两者后对污泥水解效果的影响,以期对表面活性剂在污泥预处理方面的研究和应用起到一定的借鉴和参考作用。

1 材料和方法

1.1 实验材料和试剂

实验所用污泥取自重庆市某污水处理厂二沉池剩余污泥,污泥先经过 30 min 沉淀,弃去上清液,再经过 1 mm 的筛网过滤去除杂质后,于 4 °C 冰箱中保存备用,其特性如表 1 所示。

实验用 SDS(十二烷基硫酸钠)、SDBS(十二烷基苯磺酸钠)及其它试剂均为分析纯。

表 1 污泥的基本特性

PH	TCOD/ (mg · L ⁻¹)	SCOD/ (mg · L ⁻¹)	TS/ (g · L ⁻¹)	VS/ (g · L ⁻¹)	蛋白质/ (mg · L ⁻¹)	可溶性糖/ (mg · L ⁻¹)	氨氮/ (mg · L ⁻¹)	VFA/ (mg · L ⁻¹)
7.54	11 039.27	638.54	28.96	10.52	11.72	3.54	4.21	21.27

1.2 实验装置和方法

实验采用的反应器为德国产肖特瓶,有效容积为 400 mL,置于恒温水浴箱中,上部安装有搅拌机,实验装置简图如图 1 所示。

取 400 mL 剩余污泥加入到 BMP 测定系统的反应器中,根据测得的污泥含固率投加一定量的 SDS 和 SDBS,充分混匀后向反应器中充入氮气约 4 分钟以驱除瓶内残留的空气,设定水浴温度为 35 °C,搅拌时间间隔为转 1 min 停 1 min,转速 45 r/min,8 h 后取样进行分析,测定其 pH、SCOD、TCOD、溶解性糖类、溶解性蛋白质、氨氮以及 VFA 含量。各实验同时设立空白对照组,所有数据均去除加入物质本身所带来的影响。

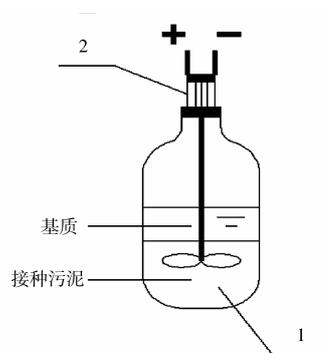


图 1 实验装置示意图

1.3 分析测试方法

TS、VS 采用国标称重法测定; pH 采用 pH 计测

定;TCOD、SCOD采用标准重铬酸钾法测定,其中SCOD是在10 000 r/min的转速下离心10 min后上清液的化学需氧量;上清液中的蛋白质采用Folin-酚法测定;可溶性糖采用苯酚硫酸法测定;氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定;VFA采用蒸馏法测定。

2 结果与分析

2.1 对污泥pH的影响

设立2组实验,每组污泥样品都投加一定量的SDS、SDBS,投加量均为0、10、20、50、100、150 mg/g dw。反应8 h后,各反应器中pH的情况如图2所示。

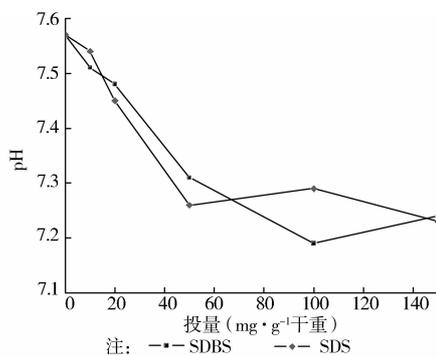


图2 pH随SDS和SDBS投加量的变化

从图中可以看出,原污泥的pH为7.57。投加表面活性剂后,2组的pH均有所下降,且高剂量的样品的pH更低一些。其中SDBS组的pH在7.51~7.19之间,SDS组的pH则在7.54~7.23。分析其pH下降的原因,可能与水解产酸过程有关,因为水解作用的增强,给酸化过程提供了丰富的底物,一定程度上也促进了酸化作用的进行,而脂肪酸的产生也会使得pH出现一定程度的下降。但从总体看,pH的变化始终是在产甲烷菌比较适宜的范围内的,并未产生所谓的“酸化”现象,对后续的厌氧消化不会存在不利影响。

2.2 对污泥SCOD、TCOD的影响

反应8 h后,污泥中SCOD、SCOD/TCOD随SDS、SDBS投加量的变化如图3所示。

如图3可知,未添加表面活性剂污泥的SCOD为638.5 mg/L,SCOD溶出率仅为5.8%;当SDBS投加量为10 mg/g dw时,SCOD和SCOD溶出率分别达到了1 321.5 mg/L和11.6%。而同样的投加量下,SDS组的SCOD和SCOD溶出率分别为1 140.2和9.8%。说明当加入低剂量的表面活性剂时,污泥就有了较好的水解效果。但随着SDS和SDBS投加量的增加,SCOD和SCOD溶出率二者的增加幅度均变缓,曲线逐渐趋于平坦。当SDBS加入量为150 mg/g

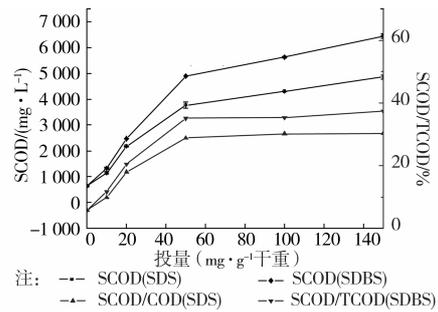


图3 SCOD及SCOD/TCOD随SDS和SDBS投加量的变化

dw时,SCOD达到了最大值6 446.8 mg/L,同时SCOD溶出率达到最大值37.3%。SDS组的变化趋势与SDBS基本类似,同样在150 mg/L的投加量下SCOD及其溶出率达到最大(SCOD为4 857.2 mg/L,溶出率为30.2%)。但相同投加量下,SDS组增容效果均低于SDBS组。就整体而言,两种表面活性剂较未投加的对照组均有非常显著的增溶效果。

污泥的水解反应实际是污泥中的碳水化合物、蛋白质、脂肪等不溶于水的大分子有机物在淀粉酶、蛋白酶、脂肪酶等水解酶的催化作用下,逐渐水解为溶解性多糖、多肽、脂肪酸等溶解性物质,直至最终水解为单糖、氨基酸、短链脂肪酸的过程。然而,大分子有机物的水解速率较慢,是有机物生物降解的限速步骤^[12]。如果能够提高水解速率,一方面可以缩短系统的水力停留时间,另一方面还能够提高有机物的去除率。表面活性剂之所以能够提高污泥的水解效率,主要与表面活性剂对污泥表面物质的作用有关。表面活性剂不但具有“两亲”即亲水亲油的性质,而且还有“增溶”作用。两亲作用是指表面活性剂连接于污泥表面的大分子(具有亲油性)与水分子之间,在外界搅拌力的作用下,污泥表面的大分子物质(例如蛋白质等)能够脱离污泥颗粒;而增溶作用是指表面活性剂使一些溶解度不大或者难溶解的物质溶解度增加的现象。表面活性剂的“两亲作用”和“增溶作用”促使大量的碳水化合物和蛋白质脱离污泥颗粒表面并溶解到液相中,从图4、图5中溶解性糖类和蛋白质含量的升高也可以说明这一趋势。而继续增加表面活性剂投加量时SCOD溶出率增速放缓,可能是增溶作用已达到一定程度,大分子有机底物浓度的升高抑制了有机质的水解反应。

2.3 对污泥溶解性糖类、蛋白质的影响

反应8 h后,污泥中溶解性糖类、蛋白质随SDS、SDBS的投加量的变化如图4、5所示。

从图4、5中可以看出,在SDBS投加量为0~150 mg/g dw的范围内,溶解性糖类含量由

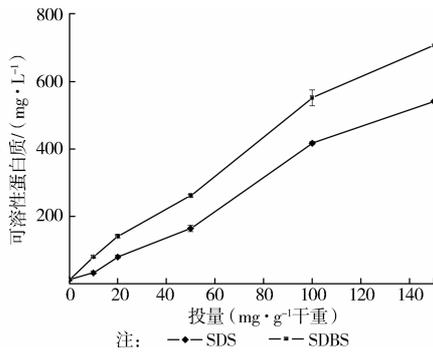


图 4 溶解性蛋白质随 SDS 和 SDBS 投加量的变化

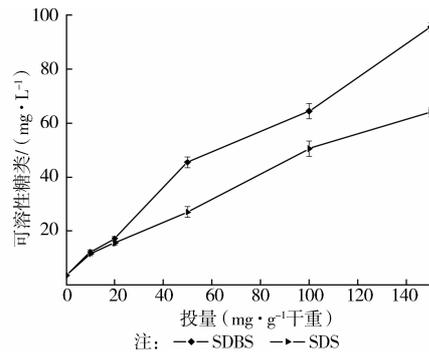


图 5 溶解性糖类随 SDS 和 SDBS 投加量的变化

3.54 mg/L 增加到 95.56 mg/L, 而溶解性蛋白质含量也由 11.72 mg/L 增加到 706.30 mg/L。在 SDS 投加量 0~150 mg/g dw 的范围内, 溶解性糖类含量由 3.54 mg/L 增加到 64.20 mg/L, 而溶解性蛋白质含量也由 11.72 mg/L 增加到 541.08 mg/L。SDS 及 SDBS 的加入均极大的促进了剩余污泥中糖类和蛋白质的溶解, 大量增加的溶解性糖类和蛋白质为

产酸菌提供了丰富的发酵底物。且二者的浓度都随着表面活性剂浓度的增加而近似呈现线性增加。Jiang^[13] 等人对这种线性关系建立了一阶线性数学模型, 并通过线性拟合对模型参数进行了求证。运用 Jiang 等人的模型, 通过 Origin 8.0 软件对数据进行拟合, 得出模型参数值及相关系数平方, 结果如表 2 所示:

表 2 线性方程拟合结果

实验组	拟合方程	参数值	相关系数平方 R^2
溶解性糖类(SDBS)	$Y_{\text{carbohydrate}} = m \times X_{\text{SDBS}} + t$	$m = 0.60, t = 6.71$	0.981
溶解性糖类(SDS)	$Y_{\text{carbohydrate}} = m \times X_{\text{SDS}} + t$	$m = 0.40, t = 6.58$	0.986
溶解性蛋白质(SDBS)	$Y_{\text{protein}} = k \times X_{\text{SDBS}} + n$	$k = 4.70, n = 33.23$	0.987
溶解性蛋白质(SDS)	$Y_{\text{protein}} = k \times X_{\text{SDS}} + n$	$k = 3.72, n = 2.91$	0.985

从表 2 中可以看出, 各模型的相关系数平方 R^2 均在 0.98 以上, 模型相关程度较好, 线性关系较为明显。

大量研究表明, 污泥当中的组分主要被包裹在胞外聚合物(EPS)中, 而 EPS 的主要成分为多糖和蛋白质^[14]。污泥中溶解性糖类和蛋白质的增加, 一方面是由于附着于污泥表面的大分子有机物在 SDS 及 SDBS 的表面作用下加速溶解的结果, 另一方面, 表面活性剂能够改变污泥的絮体形态, 引发污泥絮体皂化从而减小污泥的絮体尺寸^[15], 污泥网状絮体结构的破坏也使得污泥絮体内部更多的多糖和蛋白质被释放出来^[13], 同时也使包埋于 EPS 中的微生物自身产生的胞外酶得到释放, 从而激活了更多内源性酶, 进一步加速了水解过程^[16]。

从处理效果来看, 投加 SDBS 对污泥水解效率的提高要相对优于投加 SDS。分析其原因, 可能与两种表面活性剂的物理化学性质有关。当水溶液中表面活性剂的浓度高于临界束胶浓度(cmc)时, 表面活性剂能使难溶于水的有机化合物的表观溶解度明显大于它在纯水中的溶解度, 其实质就是不溶于水

的物质溶入表面活性剂的胶团中。一般来说, cmc 越小, 胶团聚集数越大, 越利于增溶作用。根据相关资料, 25℃时 SDS 的 cmc 值为 2.4×10^{-2} mol/L, 而 SDBS 的 cmc 仅为 1.6×10^{-3} mol/L。由于 SDBS 的 cmc 值相对较低, 故增溶作用也相对较强^[17]。

2.4 对污泥中氨氮含量的影响

反应 8 h 后, 污泥中氨氮含量随 SDS、SDBS 的投加量的变化如图 6 所示。

从图 6 中可以看到, 加入 2 种表面活性剂预处理 8 h 时后, 氨氮浓度都大幅度增高, 且对于同一种表面活性剂而言, 投加剂量越大, 氨氮含量越高, 但达到一定投加量后升高幅度并不明显。氨氮含量分别从初始时的 4.21 mg/L 增加到 130.33 mg/L (SDBS) 和 102.74 mg/L (SDS)。

氨氮含量的升高说明在蛋白质不断溶出的同时, 蛋白质的进一步分解反应也在进行。可溶性蛋白质在蛋白酶的作用下不断水解, 生成二肽、多肽、氨基酸, 氨基酸进一步水解成低分子有机酸、氨及二氧化碳, 因此氨氮浓度也随之增大。由于较高投加

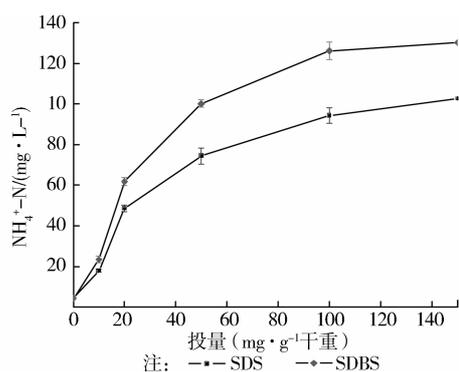


图6 氨氮浓度随 SDS 和 SDBS 投加量的变化

量下的反应底物,即可溶性蛋白质较多,所以氨氮含量也相应较多。但由于该水解过程主要为酶促反应过程,而上一级反应主要受到表面活性剂的物理化学作用影响,所以在酶浓度处于一定范围的情况下,氨氮浓度并未随着底物的线性升高而呈现出相应的线型变化,而是在高投加量下增幅变缓。

2.5 对污泥中 VFA 含量的影响

反应 8 h 后,污泥中 VFA 含量随 SDS、SDBS 的投加量的变化如图 7 所示。

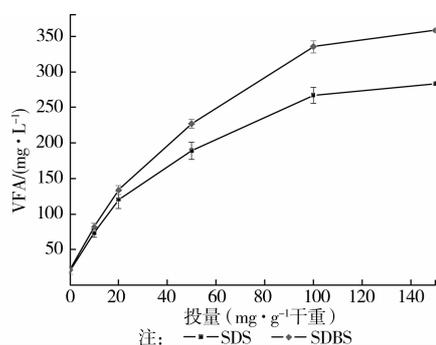


图7 VFA 浓度随 SDS 和 SDBS 投加量的变化

从图 7 中可以看出,VFA 含量的变化趋势与氨氮基本类似,两组实验中 VFA 浓度都随着表面活性剂投加剂量的增加而升高,但在高投加量下增幅不明显。初始时 VFA 浓度为 21.27 mg/L,当表面活性剂投加量为 150 mg/g dw 时,两者的 VFA 浓度均达到最高,分别为 358.30 mg/L 和 283.12 mg/L。

溶解性的多糖和蛋白质等大分子有机物在微生物的体外被微生物产生的水解酶进一步水解为低分子量的有机物。这一过程反复进行直到水解产物足够小,以至于可以被微生物细胞直接吸收同化。被微生物吸收的有机物进入酸化发酵阶段,最终被转化为脂肪酸。因此,表面活性剂可以用来提高污泥的水解速率,为产酸菌提供更多的发酵底物,从而大幅度地提高 VFA 的量。

3 结论

1)在污泥中投加不同剂量的表面活性剂 SDS 及 SDBS 后,污泥水解效果获得了显著的提升,初始时投加剂量越大,水解效果越好,但 50 mg/g dw 以后增幅不明显。

2)加入表面活性剂预处理后,污泥中的溶解性糖类和蛋白质含量均随两种表面活性剂投加量而近似线性上升。SDBS 预处理组溶解性糖类和蛋白质由初始时的 3.54 mg/L 和 11.72 mg/L 最高上升到 95.56 mg/L 和 706.30 mg/L。SDS 预处理组溶解性糖类和蛋白质由初始时的 3.54 mg/L 和 11.72 mg/L 最高上升到 64.20 mg/L 和 541.08 mg/L。

3)表面活性剂的加入使污泥中 SCD、氨氮及 VFA 浓度显著升高,且投加量越大,浓度越高,但高投加量下增幅不明显。

参考文献:

- [1] Wilson C A, Novak J T. Hydrolysis of macromolecular components of primary and secondary wastewater sludge by thermal hydrolytic pretreatment [J]. *Water Res.* 2009, 43 (18): 4489-4498.
- [2] 何强,唐川东,胡学斌,等.污泥浓缩消化一体化中试试验研究[J]. *土木建筑与环境工程*, 2011, 33(S1): 6-8.
He Q, Tang C D, Hu X B, et al. Pilo-t scale research study on sludge thickening and digestion integrated reactor [J]. *Journal of Civil, Architectural & Environmental Engineering*, 2011, 33(S1): 6-8.
- [3] Chang T C, You S J, Rahul A D, et al. Ultrasound pre-treatment step for performance enhancement in an aerobic sludge digestion process [J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2011, 42(5): 801-808.
- [4] Serkan S, Mehmet F S. Sono-thermal pre-treatment of waste activated sludge before anaerobic digestion [J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2013, 20(1): 587-594.
- [5] Appels L, Baeyens J, Degrève J, et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge [J]. *Progress in Energy and Combustion Science*, 2008, 34(6): 755-781.
- [6] Xu G H, Chen S H, Shi J W, et al. Combination treatment of ultrasound and ozone for improving solubilization and anaerobic biodegradability of waste activated sludge [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 180(1/2/3): 340-346.

(下转第 43 页)

- extension [J]. *Water Resources Management*, 2012, 26 (6): 1477-1498.
- [17] Giustolisi O, Kapelan Z, Savic D. Extended period simulation analysis considering valve shutdowns [J]. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 2008, 134:527-537.
- [18] 刘鹤年. 流体力学[M]. 2版. 北京:中国建筑工业出版社, 2008.
- [19] American Water Works Association. Water audit and leak detection [M]. AWWA Manual M36, 1999.
- [20] Tabesh M, Asadiyani-Yekta A H, Burrows R. An integrated model to evaluate losses in water distribution systems [J]. *Water Resources Management*, 2009, 23 (3):477-492.
- [21] Rossman L A. Epanet 2.0 user manual [M]. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 2000.
- [22] 周毅,陈永祥,李曦. 压力决定的给水管网需水量计算方法[J]. *武汉大学学报:工学版*, 2011, 44(1):79-82.
Zhou Y, Chen Y X, Li X. Pressure driven water demand calculation in water supply network [J]. *Engineering Journal of Wuhan University*, 2011, 44 (1):79-82.
- [23] Press W H, Teukolsky S A, Vetterling W T, et al. Numerical recipes; the art of scientific computing [M]. 3rd edition. Cambridge University Press, New York, 2007.
- (编辑 王秀玲)

.....

(上接第29页)

- [7] Lehne G, Uller A M, Schwedes J. Mechanical disintegration of sewage sludge [J]. *Water Sci. Technol*, 2001, 43(1): 19-26.
- [8] Weemaes M, Grootaerd H, Simoens F, et al. Anaerobic digestion of ozonized biosolids [J]. *Water Res*, 2000, 34(8): 2330-2336.
- [9] ValdelRio A, Morales N, Isanta E, et al. Thermal pretreatment of aerobic granular sludge: Impact on anaerobic biodegradability [J]. *Water Research*, 2011, 45(18): 6011-6020.
- [10] Luo K, Yang Q, Yu J, et al. Combined effect of sodium dodecyl sulfate and enzyme on waste activated sludge hydrolysis and acidification [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 102(14): 7103-7110.
- [11] Garcia M T, Campos E, Sanchez-Leal J, et al. Effect of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) on the anaerobic digestion of sewage sludge[J]. *Water Research*, 2006, 40(15): 2958-2964.
- [12] Ubukata Y. Kinetics and fundamental mechanisms of starch removal by activated sludge; hydrolysis of starch to maltose and maltotriose is the rate- determining step [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 40 (1): 61-68.
- [13] Jiang S, Chen Y G, Zhou Q, et al. Biological short-chain fatty acids (SCFAs) production from waste-activated sludge affected by surfactant [J]. *Water Research*, 2007, 41(14): 3112-3120.
- [14] Liu H, Herbert H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges [J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, 95(3): 249-256.
- [15] Liwarska B E, Bizukojc M. Effect of selected anionic surfactants on activated sludge flocs [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2006, 39(4): 660-668.
- [16] Yu G H, He P J, Shao L M, et al. Enzyme extraction by ultrasound from sludge flocs [J]. *Journal of Environmental Science*, 2009, 21(2): 204-210.
- [17] 陆明. 表面活性剂及其应用技术[M]. 北京:兵器工业出版社, 2007.
- (编辑 胡玲)