# A<sup>2</sup>/O 工艺中好氧污泥絮体的分形结构与理化特征 分析

## 宣科佳, 王毅力<sup>\*</sup>, 魏科技, 杜接弟, 张桐

(北京林业大学环境科学与工程学院,省部共建森林培育与保护教育部重点实验室,北京 100083)

摘要: 采用图像法和沉降柱法分别研究了 A<sup>2</sup>/O 工艺中好氧污泥絮体的形貌、粒度分布、低维分形维数和沉降速率、有效密度、 空隙率以及质量分形维数,并尝试探讨了上述相关性质与这些污泥宏观操作性质(沉降、压缩、脱水和稳定性)相关的各种理 化指标以及胞外高分子物质(EPS)的含量之间的变化关系.结果表明,污泥絮体呈现不规则的形貌,表面具有空隙.其有效密 度一般随着其粒径的增加而降低,而空隙率和沉降速率却呈现与有效密度相反的变化趋势,这些均表明了污泥絮体的分形结 构的存在.2次所采集的污泥絮体的中位直径分别为 248.81、332.86  $\mu$ m,有效密度的平均值分别为0.004 0、0.007 2 g cm<sup>-3</sup>,自 由沉降速率的平均值分别为 2.67、4.79 mm s<sup>-1</sup>,空隙率的平均值分别为 0.94、0.89,一维分形维数分别为 1.03、1.19,二维分 形维数分别为 1.64、1.84,采用基于 Logan 经验公式的有效密度 最大直径的双对数关系确定的质量分形维数分别为 1.74、 2.29.尽管第 2 次所采集的污泥絮体较为密实,但其表面粗糙程度却比第 1 次的低.此外,研究中发现絮凝能力较高或负电荷 较高的 A<sup>2</sup>/O 好氧污泥絮体具有高的 SVI 和 ZSV 值;分形维数较低的污泥具有高的剪切敏感性和低絮体强度,相应的污泥稳定 性低; EPS 总量高的污泥脱水性能差, EPS 中蛋白质含量高的污泥其表面电荷也较高.

关键词:好氧污泥絮体;图像分析;沉降速率;分形结构;理化特性;活性污泥特征 中图分类号: X505 文献标识码:A 文章编号:0259 3301(2009) 07-2013-09

# Fractal Structure and Physicochemical Characteristics Analysis of Aerobic Sludge Floc in $A^2/O$ Process

### XUAN Ke jia, WANG Yi-li, WEI Ke ji, DU Jie-di, ZHANG Tong

(Key Laboratory for Silviculture and Conservation of Ministry of Education and Beijing, College of Environmental Science and Engineering, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: Image analysis method, free settling test were performed to determine the morphology, particle size distribution, free setting velocity, effective density, porosity and fractal dimensions in different topological spaces of aerobic sludge flocs in A<sup>2</sup>/O process. Then the physicochemical indices, corresponding to the sludge properties such as: settleability, compressibility, dewaterability and stability, were measured. Besides these, the extra-cellular polymeric substances (EPS) were extracted from sludge and classified as different components. The results showed that the sludge floc with irregular morphology was high porous. The effective densities of these sludge flocs generally increased with the increase of their size, but the porosities within the flocs and their free settling velocities decreased accordingly. The median diameters of the sludge flocs at two different sampling times were 248.81 µm, 332.86 µm, respectively. Their corresponding average effective densities were 0.0040, 0.0072 g° cm<sup>-3</sup>, and average free settling velocities were 2.67 mm° s<sup>-1</sup>, 4.79 mm° s<sup>-1</sup>, and giving the average porosities of 0.94, 0.89. The dimensional analysis methods, based on power law correlations between floc perimeter, projected area and maximum length, were used to determine the one- and two-dimensional fractal dimensions  $(D_1 \text{ and } D_2)$  of sludge flocs, giving  $D_1 = 1.03$  or 1. 19,  $D_2 = 1.64$  or 1.84. The mass fractal dimensions ( $D_1$ ) of these sludge flocs were determined by the bi-logarithm relations of effective density (based on Logan empirical equation)-maximum diameter which equaled to 1. 74 or 2. 29. The above results demonstrated that the second sample of sludge flocs was larger and more compact, but smoother than the first sample. Moreover, the results also showed that the sludge flocs in A<sup>2</sup>/O process with high flocculating ability or high negative surface charge had high values of sludge volume index (SVI) and zone setting velocity (ZSV), and low values of fractal dimensions in 2-D or 3-D spaces of sludge flocs correlated to high shear sensitivity and low floc strength, indicating low sludge stability. The high quantity of extra cellular substances (EPS) in the sludge was related to poor dewaterability. As same as the conclusion of literature, the protein component in EPS could improve the negative surface charge of sludge flocs.

Key words: aerobic sludge floc; image analysis; settling velocity; fractal structure; physicochemical characteristics; activated sludge properties

基金项目: 国家自然科学基金项目(50578012,20407004);国家高技术研究发展计划(863)项目(2007AA06Z301);教育部新世纪优秀人才计划项 目(NCET-06-0120);霍英东青年教师基金项目(91078);北京市科技新星计划A项目(2006);北京市教委项目;北京市重点学科项目 (XK100220555)

作者简介: 宣科佳(1983~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为污水处理过程机制, & mail: xkjiaj a@ 126. com

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

收稿日期: 2008-08-04;修订日期: 2008-11-24

30 卷

活性污泥是污水生物处理单元中的关键组成部 分. 一般认为, 它们是由微生物的菌胶团、有机和无 机颗粒组成的悬浮固体絮凝而成的聚集体 (aggregate), 而且这些菌胶团的内部或之间是细胞分 泌的胞外高分子物质(EPS), 从而呈现出复杂的结 构、广泛变化的物理、化学和生物学特征. 这些对有 机底物的高效传质、吸附和污泥的宏观操作性能(压 缩、沉降、脱水和稳定性)都具有重要的影响, 并决定 了该单元的处理效果和后续固液分离单元的效 率<sup>[1-4]</sup>. 在大量的研究中, 学者们探讨了污泥的形貌 结构、EPS、表面电荷和相对疏水性等与表征这些污 泥的宏观操作性能指数之间的关系, 取得了一些规 律性的结果. 但依然也存在一些矛盾的结论<sup>[1-8]</sup>.

此外,由于活性污泥絮体是由极小的生物细胞 和非生物的颗粒在污水处理单元中逐级碰撞粘附而 成的,是具有孔隙的不规则颗粒.因此在它们的结构 表征中,近年来出现的分形理论为其提供了新的思 路.分形理论中的主要参数是分形维数,在应用分形 描述极其零碎而复杂但具有自相似(self similar)和 自仿射性(self affine)的体系时,分形维数可以表征 这些体系的不规则程度或空间填充度量程度<sup>[9-11]</sup>. 很多研究者采用分形理论对活性污泥的结构进行了 研究,通过光散射法、沉降柱法、累积粒度分布法、固 体质量法、有效密度法等分别计算出了污泥絮体的 分形维数,取得了很好的研究成果<sup>[1-4, 12-18]</sup>;对于密 实的絮体或颗粒,其质量分形维数可达 2.3~ 2.5 甚 至更高;而对于疏松的絮体,其质量分形维数一般在 1.7~ 1.8<sup>[12]</sup>.

可见,以分形理论为基础,探讨污水处理单元中 的污泥絮体的分形结构特征与污泥宏观操作性能 (沉降、压缩、脱水和稳定性)相关的污泥絮体的理化 性质之间关系,可以为污水处理单元的设计、运行和 性能提高措施等方面提供基础参考资料<sup>[1~4]</sup>.本研 究通过 CCD 显微观测、沉降柱法来解析 A<sup>2</sup>/O 工艺 中好氧污泥絮体的分形结构、粒度分布特征,并分析 与污泥宏观操作性能(沉降、压缩、脱水和稳定性)相 关的污泥絮体的理化性质,初步考察 A<sup>2</sup>/O 工艺中好 氧污泥絮体上述性质之间的关系.

1 材料与方法

1.1 污泥样品的采集与试验程序

活性污泥取自北京市某污水处理厂 A<sup>2</sup>/O 工艺 中的好氧池,采样时间分别为 2008 年 5 月 6 日和 22 日,采集污泥后,进行冷藏后迅速送往实验室,到达 实验室后,立即开始污泥样品的理化指标和沉降速 度的测定以及照片的拍摄,相关指标保证在 3~4 d 内完成测定,做 3 个平行.在测定期间,样品进行曝 气并保存在恒定的温度(25℃±0.5℃)下.

### 1.2 污泥理化性质测定

污泥的 MLSS 和 MLVSS 的测定采用重量法<sup>[19]</sup>; 毛细管虹吸时间(CST) 和束缚水含量(BW) 来表示污 泥的脱水性能, CST 值越大或 BW 值越高表明污泥 的脱水性能越差, 它们的测定分别按照文献[2,20] 中所列的程序进行; 污泥的压缩性能可以用污泥容 积指数(SVI) 来表征, SVI 值高意味着污泥压缩性能 差,沉降比(SV) 可以表示活性污泥的量, 区域沉降 速度(ZSV) 表示活性污泥的沉降性能, 高的 ZSV 值 表明污泥絮体的沉降性能好, 这些指标均按照标准 方法进行测定<sup>[20]</sup>; 表征絮体稳定性的指标有: 剪切 敏感性( $K_{s}$ ) 和絮体强度 (FS),  $K_{ss}$ 值高或 FS 低均 显示污泥不稳定、容易破碎, 其测定程序依照文献 [4]进行.

污泥的絮凝能力(FA) 采用文献[1]改进的方法 进行测定; 污泥表面的相对疏水性(RH) 用污泥絮体 对碳烃化合物的附着程度来表示, 按照文献[1,3] 中步骤进行测定, 所用的碳烃化合物为正十六烷(分 析纯, Sigma 试剂). 污泥表面的电荷采用胶体滴定法 进行测定<sup>[1,3]</sup>, 并采用 Zeta 电位仪(ZetaSizer2000, Malvem Co., UK)测定其表面电位.

污泥的胞外高分子物质(EPS)提取采用H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 法<sup>[21~23]</sup>, EPS 提取液中的多糖采用硫酸苯酚法进行 测定,蛋白质和核酸均按照文献[24]中的紫外吸收 法进行测定.

1.3 污泥絮体的自由沉降速度的测量与计算

图 1 为污泥絮体沉降速率测量试验装置, 主要 由沉降柱、2 套 CCD 摄影系统、光源、标尺等组成. 沉 降柱为半圆柱桶, 直径为 40 mm, 高度为 350 mm; CCD 摄影系统包括 CCD 摄像机(HV1302UM 型, 大恒 公司)、显微镜头(AVEN IR TV Zoom Lens SR12575, 12.5~75 mm F1.8, 日本)、图像拍摄软件(Daheng Imavision, 大恒公司) 和联想计算机等.

将污泥絮体样品用孔径 4 mm 的吸管小心采集 到装有去离子水的培养皿中,保证它们分散在皿中 而不凝聚.然后用同样的吸管将单个污泥絮体依次 移入 3 个装有去离子水的培养皿中,在每个培养皿 中分别停留 20 min 以上,如果在移取中途絮体发生 破碎,则丢弃之;在上述过程中调好水平拍摄的那套 CCD 系统和光源.然后将最后 1 个培养皿中单个污 泥絮体小心移出,并沿着沉降柱的中心线垂直移入 到其中的去离子水中,让絮体自由沉降,调节显微镜 头焦距保证能够拍摄到清晰的污泥絮体图像(放大 倍数一般为 9.0),迅速启动图像拍摄软件,直到污 泥絮体从系统视野中消失后停止拍摄.当污泥絮体 到达沉降柱底部后,在所有摄影条件不变时对标尺 进行标定.此后,调节好的用于垂直拍摄的那套 CCD 系统,拍摄在沉降柱底部污泥絮体图像并作标尺标 定(放大倍数一般为 6.0).在上述过程中,要保证无 振动和温差影响拍摄,并注意环境温度的影响.



图 1 污泥絮体沉降速率测定试验装置 Fig. 1 Testing diagram for sludge floc sedimentation velocity

采用 Image Pro Plus 5.0 图像分析软件对污泥絮 体沉降速率测定过程中水平方向拍摄的絮体图像进 行处理<sup>[25]</sup>,测定连续拍摄过程中 2 个不同时间点之 间等速沉降污泥絮体之间的距离,并除以它们的时 间间隔,从而计算出污泥絮体在水中的自由沉降速 率,然后对相应的垂直方向拍摄的絮体图像进行处 理,并确定其的投影面积 A 和当量圆直径 d<sub>P</sub>.

1.4 污泥絮体的形貌和粒度分布特征

用孔径4 mm 的吸管小心地将污泥絮体采集到 装有去离子水的培养皿中,并使这些絮体分散而不 重叠. 然后采用图 1 试验装置中的一个 CCD 相机直 接拍摄分散在培养皿中的污泥絮体形貌,并用标尺 标定污泥絮体的尺寸. 对拍摄的污泥絮体图像用 Image Pro Plus 5.0 图像分析软件进行处理,计算出 它们的投影面积 A、周长 P、最大直径  $d_1$  和当量圆 直径  $d_p$ 等,根据粒度分布的定义和算法<sup>[26]</sup>统计和 分析这些污泥絮体的粒度分布特征.

1.5 污泥絮体的分形维数

依据文献[25]中的方法来计算污泥絮体的三维 拓扑空间的分形维数——质量分形维数(*D*<sub>f</sub>).基于 不同的流体阻力系数(*C*<sub>B</sub>)的计算公式(Logan 或 Allen 经验公式), 分别画出污泥絮体的有效密度 ( $\rho_e$ ) 与当量圆直径( $d_p$ ) 或外接圆直径( $d_L$ )之间、自 由沉降速率(u) 与当量圆直径( $d_p$ ) 之间的双对数关 系图, 确定这些双对数图  $\lg \rho_e \lg d_p$ 、  $\lg \rho_e \lg d_L$ 、  $\lg u = \lg d_p$ 的回归直线的斜率, 根据该文献中公式(2)、 公式(7) 的关系计算出相应的  $D_f$ . 此外, 可以通过  $P = d_L$ 关系确定污泥絮体的  $D_1$ ,  $A = d_L$  等关系确定  $D_2^{[18, 25]}$ , 同样是根据  $P = d_L$ 、 $A = d_L$  的双对数图回归 直线的斜率来计算.

2 结果与分析

2.1 污泥絮体的粒度与分形特征

在 2008 年 5 月的 2 次采样过程中, 该污水处理 厂的 A<sup>2</sup>/O 工艺运行正常, 相关处理效果达到了设计 要求, 所采集的污泥呈现土黄色.

2.1.1 污泥絮体的形貌

图 2 为所采集到的污泥絮体形貌的典型照片, 5 月 6 日的絮体图像的放大倍数比 5 月 22 日的高. 可 见, 污泥絮体在不同放大倍数下均呈现不规则的外 形, 这种不规则的形貌特征表明它们可能具有分形 结构. 此外, 还观察到污泥絮体具有一定的空隙, 这 些孔隙可以作为氧气和底质的传质孔道, 并可以影 响污泥絮体的水力学特征<sup>[27-30]</sup>.

**2.1.2** 污泥絮体的粒度分布特征与低维分形维数 (*D*<sub>1</sub>,*D*<sub>2</sub>)

依据1.4 中所述的方法确定了污泥絮体的粒度 分布曲线,如图3所示,横坐标均为当量圆直径 $d_p$ . 由图3可见,2次所采集的污泥絮体粒径均大多小 于1mm,其中在大部分累积分布频率 $F_i$ 的范围内, 5月22日的污泥絮体的粒径大于5月6日的.图4 为污泥絮体的微分粒度分布曲线,很明显5月6日 的污泥絮体的粒径主要分布在0.16~0.30mm,5月 22日的主要分布在0.28~0.38mm.表1中的平均 粒径的计算结果也显示了同样的趋势,5月22日和 5月6日的污泥絮体的中位直径分别为332.86、 248.81 lum.

此外,表1显示5月22日的污泥絮体的D<sub>1</sub>远 小于5月6日的D<sub>1</sub>,而其D<sub>2</sub>却大于5月6日的D<sub>2</sub>. 由此可知,5月6日所采集的污泥絮体是小而疏松, 但表面粗糙程度高;而5月22日所采集的污泥絮体 是大而密实,且表面趋于光滑.

2.1.3 污泥絮体的有效密度、空隙率和沉降速率的 粒度响应

TO 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(a) 5月6日的污泥絮体照片(图中标尺宽度为0.78 mm)



(b) 5月22日的污泥絮体照片(图中标尺宽度为0.78 mm)

#### 图 2 污泥絮体的形貌照片

Fig. 2 Images of sludge flocs



图 3 污泥絮体的累积粒度分布图谱

Fig. 3  $\,$  Cumulative particle size distribution ( PSD) of sludge flocs  $\,$ 



#### 图 4 污泥絮体的微分粒度分布图谱



表1 污泥絮体的平均直径及低维分形维数 $(D_1, D_2)$ 

	Table 1	Average diameters	s and fractal dimensi	ons in $1 D$ or $2 D$	spaces of sludge floo	s	
污泥	污泥絮体	算术平均	几何平均	中位直径	体积平均	一维分形	二维分形
采样时间	样本数 个	直径/ µm	直径/µm	$/\mu_{\rm m}$	直径 <sup>µm</sup>	维数(D <sub>1</sub> )	维数(D <sub>2</sub> )
2008-05-06	1 5 10	303 74	264. 37	248.81	408 94	1.19	1.64
2008-05-22	1 244	335 77	269.15	332.86	405 91	1.03	1.84

一般情况下,无机絮体被认为由两部分组成,一相部分,可以根据 Tambo 等<sup>[31]</sup> 的空隙率(ε) [公式 部分为于的固体污泥部分,另一部分为污泥中的液(1)]来计算这种无机絮体的空隙率: http://www.cnki.net

$$\epsilon = 1 - \frac{\rho_{\rm f} - \rho_{\rm w}}{\rho_{\rm s} - \rho_{\rm w}} = 1 - \frac{\rho_{\rm e}}{\rho_{\rm s} - \rho_{\rm w}} \qquad (1)$$

式中,  $\rho$  为絮体的密度,  $\rho$  为絮体的固体密度,  $\rho$  为 絮体的有效密度,  $\rho$  为水的密度. 但是上述  $\varepsilon$ 的计 算公式是针对无机絮体, 未考虑污泥絮体内生物细 胞的液体物质的影响. 实际上污泥絮体的组成可以 分为准固态部分和空隙水部分, 前者包含了污泥的 固体和生物细胞中的液体物质, 这部分液体一般不 发生整体流动, 因此对  $\varepsilon$ 没有贡献. 根据这样模型, 可以修正公式(1) 而获得计算污泥絮体  $\varepsilon$ 的新公式 (2):

$$\epsilon = 1 - \frac{\rho_{\rm f} - \rho_{\rm w}}{\rho_{\rm sc} - \rho_{\rm w}} = 1 - \frac{\rho_{\rm e}}{\rho_{\rm sc} - \rho_{\rm w}} \qquad (2)$$

式中,  $\rho_{e}$ 为污泥絮体准固态部分的密度. 文献[20] 数据表明活性污泥的固体密度为 1. 25 g· cm<sup>-3</sup>; 而且 Li 等<sup>[16]</sup>和 Dammel 等<sup>[32]</sup>也测量出来污泥絮体的准固 态部分(包含生物细胞)的密度( $\rho_{e}$ )为 1. 06 g• cm<sup>-3</sup>.

污泥絮体在水中开始自由沉降时,不断调整着 垂直投影方向的形貌,使得该其流体阻力尽可能增 大,从而尽快达到流体阻力与重力、浮力的代数和为 0的目标,此时,絮体开始等速运动.本研究中污泥 絮体沉降过程的图像几何参数的统计结果表明,其 水平方向的投影平均直径与垂直投影方向上平均直 径的比值接近于1(5月6日的为0.99,5月22日的 为1.02),表明在上述2个投影方向上进行其粒度统 计的结果是差异不大的.尽管如此,对于这种具有多 孔结构的污泥絮体,流体阻力决定了其垂直投影方 向的形貌,因此在本研究中,依据该方向形貌来提取 相关的几何参数.

分别通过式(1)和式(2)计算出的污泥絮体的  $\varepsilon$ 结果见图 5. 可以看出,对于同一污泥絮体,以无机 絮体模式[式(1)]计算出  $\varepsilon$ 的值大于以污泥絮体模 式[式(2)]计算出的结果,这表明,在含有生物细胞 的污泥絮体中,其  $\varepsilon$ 一般比只考虑非生物固体组分 的无机絮体的低.污泥絮体的  $\rho_e$ 一般随着其粒径的 增加而降低,而  $\varepsilon$ 却随着粒径的增加而上升,这一现 象说明随着污泥絮体空隙率的下降而引起其有效密 度的上升,即污泥絮体致密性的提高<sup>[17]</sup>,这些均表 明了污泥絮体的分形结构的存在<sup>[12~17]</sup>.此外,由于 污泥絮体的分形结构,一方面随着粒径的增加,其有 效密度下降,但另一方面其空隙率的上升可能增加 了水流在空隙间的"渗透流"<sup>[27-30]</sup>,从而使得流体阻 力的下降,这些因素的相互作用最终导致了图 5 所 示的污泥絮体的自由沉降速率随其粒径的增加而上



升的结果.

表 2列出了污泥絮体的沉降速率、有效密度和 空隙率的极值和平均值. 2 次采集的污泥絮体的自 由沉降时相应的雷诺数变化范围分别为 0.64~ 11.58、1.14~41.51. Li 等<sup>[16]</sup> 曾经通过沉降柱法测定 了传统的活性污泥法工艺和实验室中 SBR 单元中 粒度为 1.0~2.5 mm 的污泥絮体的自由沉降速率, 其变化范围分别为 1.7~4.2、2.2~6.4 mm•s<sup>-1</sup>; 而 本研究的  $A^2/O$  工艺中好氧污泥絮体沉降试验时统 计的粒度分布的范围分别为: 0.67~2.79、0.56~ 2.85 mm, 其自由沉降速率与文献[16]的研究结果有 一些差异.

示的污泥絮体的自由沉降速率随其粒径的增加而上ublishing House 案体的质量分形维数(Df)/www.cnki.net

表 2 污泥絮体的有效密度、空隙率和沉降速率的特征值

Table 2 Specific values of effective density, porosity and sedimentation velocity of sludge flocs

污泥 样本数		有效密度/kg•m <sup>-3</sup>			空隙率			沉降速率/mm• s⁻ ¹		
采样时间	/ 个	极大值	平均值	极小值	极大值	平均值	极小值	极大值	平均值	极小值
2008-05-06	100	19.5700	3 953 4	0. 1329	0.9894	0.9376	0 826 7	6. 310 2	2.6693	0.5464
2008-05-22	100	30 251 7	7. 191 5	1.6554	0.9742	0.8881	0 528 7	17. 287 2	4.7884	1.0660

污泥絮体的质量分形维数的计算结果见表 3, 相关原理见文献[25,33],统计样本数目为 100. 可 见,对于 5月 6日的污泥絮体,采用有效密度( $\rho_e$ )-特征长度( $d_L$ ,  $d_P$ )的双对数线性关系计算  $D_f$  时其 线性拟合的确定系数( $R^2$ )远高于基于沉降速度 (u)-当量圆直径( $d_P$ )的双对数线性关系的  $R^2$ , 而 5 月 22日的污泥絮体的拟合结果正好相反. 此外, 对于同一时间采集的污泥絮体, 运用不同阻力系数 ( $C_{\rm D}$ )算法确定了  $\rho_{\rm e}$  后, 再基于  $\lg \rho_{\rm e}$   $\lg d_{\rm p}$  或  $\lg \rho_{\rm e}$  $\lg d_{\rm L}$  线性关系计算出的  $D_{\rm f}$  是不相同的, 相应的  $R^2$ 也不同. 整体而言, 运用 Logan 经验公式时有效密度-特征长度的线性拟合效果较好.

表3 污泥絮体的质量分形维数( $D_{f}$ )

Table 3 Mass fractal dimensions $(D_{\rm f})$ of sludge fbcs										
污泥	$lg\rho_e - lgo$	d <sub>p</sub> (Allen)	lgρ <sub>e</sub> −lgα	l <sub>L</sub> (Allen)	lgρ <sub>e</sub> −lg <i>d</i>	l <sub>p</sub> (Logan)	lgρ <sub>e</sub> lgd	l <sub>L</sub> (Logan)	lg <i>u</i> -	$-\lg d_{\mathrm{p}}$
采样时间	$D_{\rm f}$	$R^2$	$D_{ m f}$	$R^2$	$D_{\rm f}$	$R^2$	$D_{ m f}$	$R^2$	$D_{ m f}$	$R^2$
2008-05-06	2 01	0.1531	2.18	0. 1224	1.52	0.4140	1.74	0. 349 1	1.88	0. 0333
2008-05-22	2 63	0.0318	2.66	0.0302	2 20	0.1858	2.29	0. 1620	2 63	0. 239 2

根据文献[33]的模拟计算结果分析,在 0.1 *Re* <100 的情况下,依据 Logan 经验公式计算出的 *C*<sub>D</sub> 接近于经典的经验公式计算的结果,而在此 *Re* 范围内应用 Allen 经验公式计算的 *C*<sub>D</sub> 值较经典的 经验公式计算的结果有较大的差异, Allen 经验公式 适合在 100 《*Re* <1 000的情况下计算 *C*<sub>D</sub>.在本研究 中,5月6日的污泥絮体沉降时 0.6 《*Re* <11.6,5月 22 日的污泥絮体沉降时 1.1 《*Re* <41.6,因此在计 算污泥絮体的有效密度时,应用 Logan 经验公式较 为合适.而依据 lgu-lgdp 的关系式<sup>[25]</sup>计算污泥的 *D*f 时,其中 *C*<sub>D</sub> 与 *Re* 之间关系式是依据 Allen 公式确 定的,所以尽管有时线性拟合的 *R*<sup>2</sup> 较高,但结果依 然是不合适的.

2.2 污泥絮体的理化特性和活性污泥的性质

表4列出了污泥絮体的理化特性及活性污泥的 性质.可以看出,5月22日采样的污泥浓度和挥发 性悬浮固体的比例都高于5月6日的.分别比较2 次采样污泥的SV、SVI、ZSV值,表明5月6日的污泥 量较小,压缩性能差,但干涉沉降性能却好.

污泥耐剪切性能的测定结果表明,5月6日的 污泥絮体的剪切敏感性稍强于5月22日的污泥絮 体,其依据文献[4]计算的扩散系数也稍大一些,而 且絮体强度的测试表明前者的强度低.絮凝能力表 示污泥絮体破碎后的重新絮凝长大的效果,可见,5 月6日的污泥絮体的絮凝能力稍强于5月22日的. 此外,束缚水含量的测试结果也是5月6日所采集 的污泥较高,为 13.41 kg• kg<sup>-1</sup>,说明其脱水性能比 5 月 22 日的稍差.

表面电学性质的测定结果显示,5月6日采集 的污泥絮体的表面带有更多的负电荷,其值为 - 0.39 meq•g<sup>-1</sup>, Zeta 电位为- 16.15 mV,这2个指 标的趋势是一致的.此外,2次采集的污泥絮体的 RH 值差异不大,均在12.5% 左右.

表 5 中列出了活性污泥的胞外高分子物质的含 量. 总体而言, 5 月 6 日所采集的污泥 EPS 含量比 5 月 22 日的高出 46.11 mg·g<sup>-1</sup>.采用硫酸提取法对活 性污泥的 EPS 进行提取后,其中的核酸含量最高, 达到 62% 左右;而糖的相对含量最低, 5 月 6 日的污 泥为 5.98%, 5 月 22 日的污泥为 5.44%;蛋白质的 相对含量前者为 31.92%,后者为 32.75%.

3 讨论

试验所采集的污泥絮体来自 A<sup>2</sup>/O 工艺的好氧 单元,从平均粒径的统计分析结果可以看出:5月6 日和22日的污泥絮体的算术平均粒径和中位直径 差异较大,而几何平均直径和体积平均直径差异不 大.在采用图像法进行这些絮体的粒径分布的统计 和分形维数的计算时,2次的污泥絮体样品的图像 放大倍数是不同的(图 2),其中,5月6日的图像放 大倍数高,形貌细节较为清晰,呈现出结构疏松、边 界不规则程度较高的形貌特征;而5月22日的图像 放大倍数低...形貌细节清晰程度相对较差.呈现出较 为致密的结构、边界不规则程度低的形貌;而且通过 图像法计算的污泥絮体的一维分形维数和二维分形 维数的结果与上述图像观察的结果一致.因此,试验 中2次采样污泥的图像放大倍数的差异能否对它们

形貌; 而且通过  $D_1$ 、 $D_2$ 的计算结果造成较大影响. 但表 3 所列的质 推数和二维分形 量分形维数的结果表明, 5 月 22 日的污泥絮体的确 一致. 因此, 试验 比 5 月 6 日的密实, 这也说明上述污泥絮体图像放 是异能否对它们 大倍数的差异对其  $D_1$ 、 $D_2$ 的计算结果影响不大. 表 4. 污泥器体的理化特性及活性污泥的性质

* 4 5	污泥采样日期				
指 小	2008-05-06	2008-05-22			
污泥浓度(MLSS)/g• L <sup>-1</sup>	$294\pm0.30$	4 65±0.11			
挥发性悬浮固体(MLVSS)/g•L <sup>-1</sup>	$1.35 \pm 0.32$	2 61±0.03			
VSS/SS/%	45 92	56.13			
污泥沉降比(SV)/%	39 67±1.15	49 67±2.08			
污泥指数 (SVI)/mL•g <sup>-1</sup>	$135 09 \pm 3.93$	106 81±4.48			
区域沉降速度(ZSV)/m•h <sup>-1</sup>	$0.23 \pm 0.02$	0 16±0.01			
束缚水含量(BW)/kg•kg <sup>-1</sup>	$13 \ 41 \pm 0.59$	10 25±0.43			
剪切敏感性 $(K_{ss})/g^{\bullet}g^{-1}$	$0.022 \pm 0.03$	0.016±0.07			
扩散系数(D)/s <sup>-1</sup>	$0.0020\pm0.008$	$0.00071\pm0.01$			
絮体强度(FS)	$0.1590\pm0.07$	0 170 5±0.07			
絮凝能力(FA)/%	50 11±6.79	42 04±0.43			
表面电荷(SC)/meq•g <sup>-1</sup>	$-0.39\pm0.01$	$-0.22\pm0.02$			
Zeta 电位/ mV	$-1615\pm0.71$	- 14 10±0.38			
相对疏水性(RH)/%	12 46	12 82			

表 5 活性污泥的胞外高分子物质(EPS)/mg<sup>•</sup>g<sup>-1</sup>

Table 5 Extracted EPS within the activated sludge/  $mg^{\bullet}g^{-1}$ 

污泥采样时间	蛋白质含量	核酸含量	多糖含量	胞外有机 高分子含量	未计算核酸的胞外 有机高分子含量
2008-05-06	37. 09 ±0. 91	72 18±6.66	6. 95±0 45	116 21±7.12	44 04±1.36
2008-05-22	22.96±0.57	43 33±0.82	3. 81±0 19	$70\ 10\pm0.44$	26 77±0.45

表3 中依据有效密度和特征直径的关系确定的 5 月 22 日所采集的污泥絮体的  $D_f > 2$ , 而 5 月 6 日 的  $D_f < 2$ . Li 等<sup>[16]</sup> 曾经依据污泥絮体的固体质量和 其当量直径的关系计算了传统的活性污泥法工艺和 实验室中 SBR 单元的污泥絮体的  $D_f$ , 相应的结果分 别是 2. 26 ±0. 47、2. 09 ±0. 42. 此外, Jin 等<sup>[1]</sup>采用光 散射法计算出了 7 个城市污水处理厂中活性污泥絮 体的  $D_f$ , 尽管这些城市污水处理厂的污水种类不 同, 但  $D_f$  的范围为( 1. 96 ±0. 06) ~ (2.44 ±0. 04). 可 见, 本研究中 5 月 22 日采集的污泥絮体的  $D_f$  在上 述文献研究结果的范围内, 而 5 月 6 日的  $D_f$  较小, 仅为 1. 74. 因此 5 月 22 日采集的污泥絮体却疏松一些, 这一 结果与前面图像法计算的结果一致.

在 Jin 等<sup>11</sup>的研究中,所采集到的活性污泥絮体 的粒度均较小,大部分为 200 lum 以下,甚至有些污 水处理厂的活性污泥的粒度仅为 60 lum 左右,只有 1 个污水处理厂的活性污泥的粒度达到 311 lum.这些 与本研究的污泥样品的粒度差异较大.而且 Jin 等<sup>11</sup> 所测定的活性污泥的各指标结果如下: VSS/SS 的值 为 59%~ 84%, SVI 值为 45~ 255 mL•g<sup>-1</sup>, ZSV 值为 0. 52~ 5.94 m•h<sup>-1</sup>, 絮凝能力为 32%~ 69%, 相对疏 水性为 48%~ 70%, 表面电荷为- 0.54~ - 0.13 meq•g<sup>-1</sup>, 束缚水含量为 12.8~ 26.3 kg•kg<sup>-1</sup>, 絮体强 度为 0.396~ 0.828, 污泥细胞提取的 EPS 总量为 52 ~ 119 mg•g<sup>-1</sup>. 通过与表 4 中的指标数据进行对比, 发现本研究中活性污泥(絮体)的 ZSV、相对疏水性、 絮体强度的值与之差距较大, 其它的指标几乎在同 一数量级范围.

本研究中提取污泥细胞的 EPS 方法为硫酸法. 由表 5 可知, EPS 中核酸含量最高, 这一结果有些不 正常. 因为有研究表明<sup>[23, 34]</sup>, 核酸含量在 EPS 中的 比例为 2%~ 15% 属于正常范围, 而本研究中这么 高的核酸含量说明在提取过程中存在大量细胞自溶 现象. 此外, 在2 次采集的污泥 EPS 中蛋白质和多糖 的比例分别为 5.34: 1、6.03: 1, 与 Jin 等<sup>[1]</sup> 和罗曦 等<sup>[23]</sup>研究的某些活性污泥 EPS 中蛋白质和多糖的 比例接近, 但远高于文献[17] 中所列的结果, 可见不 同的研究者和不同的 EPS 提取方法得到的结果均

30 卷

有一定差异. 如果不考虑 EPS 中的 DNA 部分, 则本 研究中提取的 EPS 总量仅为 26~44  $mg \cdot g^{-1}$ , 比 Jin 等<sup>[1]</sup>研究的结果低.

此外, 根据 Jin 等<sup>[1]</sup>的研究, 含有丝状细菌较多 的大粒度污泥,其分形维数值低,且具有较差的压缩 性和沉降性,而且污泥的 EPS 总量越高越不利于污 泥的压缩和沉降.在本研究中,5月6日采集到的污 泥的 EPS 总量高, 但其  $D_f$  低、压缩性较差、沉降性 能较好,这与 Jin 等<sup>[1]</sup> 的研究结果有些矛盾. 因此这 种污泥絮体形貌及污泥 EPS 总量与其宏观的压缩 性和沉降性能之间的关系方面尚需探讨,而且本研 究所用污泥是同一反应器不同时间采集的样品,其 上述差异的来源也需要进一步的试验进行探讨. Jin 等<sup>11</sup>的相关性研究还发现,絮凝能力较高的污泥絮 体具有低的 SVI 和高的 ZSV 值, 而表面疏水性、负电 荷较高的污泥絮体具有高的 SVI 和低的 ZSV 值. 但 在本研究中,上述相关关系不完全一致,只发现絮凝 能力较高或负电荷较高的污泥絮体具有高的 SVI 和 ZSV 值.

在污泥 EPS 总量与污泥脱水性能的关系上, Jin 等<sup>[2]</sup>得出负相关的结论. 在本研究中, 5 月 6 日采集 的污泥其细胞提取的 EPS 总量高于 5 月 22 日的污 泥, 相应的束缚水含量也较高, 其脱水性能也比后者 差, 这与 Jin 等<sup>[2]</sup>的结论一致. Wil n 等<sup>[4]</sup>的研究指 出, 分形维数较低的污泥具有高的剪切敏感性和低 的絮体强度, 表明污泥的稳定性低, 其与本研究的结 果(见表 4)一致. Wil n 等<sup>[3]</sup>的研究还指出, EPS 中的 蛋白质含量与污泥絮体的表面电荷和相对疏水性呈 现很好的正相关关系; 而在本研究中,  $A^2/O$  工艺中 的好氧污泥的 EPS 中蛋白质含量高, 其表面电荷也 较高, 而相对疏水性却稍微低一些.

4 结论

(1) 2次采集的 A<sup>2</sup>/O 工艺中好氧污泥絮体的图 像分析表明,5月6日所采集的污泥絮体的中位直 径为248.81 μm,一维分形维数为1.19,二维分形维 数为1.64;5月22日所采集的污泥絮体的中位直径 为332.86 μm,一维分形维数为1.03,二维分形维数 为1.84.先前所采集的污泥絮体是小而疏松,但表 面粗糙程度高;而后面所采集的污泥絮体是大而密 实,表面趋于光滑.

(2) 2 次采集的 A<sup>2</sup>/O 工艺中好氧污泥絮体的有 效密度的平均值分别为0.004 0、0.007 2 g• cm<sup>-3</sup>, 自 由沉降速率的平均值分别为 2.67、4.79 mm•s<sup>-1</sup>, 字 隙率的平均值分别为 0.94、0.89. 其有效密度一般 随着其粒径的增加而降低, 而空隙率和沉降速率却 呈现与有效密度相反的变化趋势, 这些均表明了污 泥絮体的分形结构的存在. 运用 Logan 经验公式, 通 过有效密度和特征直径的双对数关系确定污泥絮体 的质量分形维数的结果较为可靠. 其中, 5 月 6 日和 5 月 22 日所采集的污泥絮体的 *D*<sub>f</sub> 分别为 1.74、 2.29, 可见 5 月 22 日的污泥絮体较为密实, 这一结 果与前面图像法计算的二维分形维数的趋势一致.

(3) A<sup>2</sup>/O 工艺中好氧污泥的理化指标除了 ZSV、相对疏水性、絮体强度的值与文献研究的结果 差距较大以外,其它指标几乎在同一数量级范围.此 外,本研究中发现絮凝能力较高或负电荷较高的污 泥絮体具有高的 SVI 和 ZSV 值;分形维数较低的污 泥具有高的剪切敏感性和低絮体强度,相应的污泥 稳定性低; EPS 总量高的污泥脱水性能差; EPS 中蛋 白质含量高的污泥其表面电荷也较高. 但污泥絮体 形貌及污泥的 EPS 总量与其宏观的压缩性和沉降 性能之间的关系尚需探讨.

参考文献:

- [1] Jin B, Wil n B M, Lant P. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge[J]. Chemical Engineering Journal, 2003, 95(1-3): 221-234.
- [2] Jin B, Wil n B M, Lant P. Impacts of morphological, physical and chemical properties of sludge flocs on dewaterability of activated sludge[J]. Chemical Engineering Journal, 2004, 98 (1-2): 115-126.
- [3] Wil n B M, Jin B, Lant P. The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculating properties
   [J]. Wat Res, 2003, 37(9): 2127-2139.
- [4] Wil n B M, Jin B, Lant P. Impacts of structural characteristics on activated sludge floc stability[J]. Wat Res, 2003, 37 (15): 3632-3645.
- [5] Forster C F. Factors involved in the settlement of activated sludge I nutrients and surface polymers[J]. Wat Res, 1985, 19(10): 1259-1264.
- [6] Magara Y, Numbu S, Utosawa K. Biochemical and physical properties of an activated sludge on settling characteristics [J]. Wat Res, 1986, 10 (1): 71-77.
- [7] Morgan J W, Forster C F, Evison L. A comparative study on the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges [J]. Wat Res, 1990, 24(6): 743-750.
- [8] Poxon T L, Darby J L. Extracellular polyanions in digested sludge: measurement and relationship to sludge dewaterability[J]. Wat Res, 1997, 31(4): 749-758.

由沉降速率的平均值分别为 2.67、4.79 mm • s<sup>-1</sup>, 罕 [9] Mandelbrot B.B. The fractal geometry of nature[M]. New York: W

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

H Freeman and Company, 1982. + 60.

- [10] Meakin P. Fractal, Scaling and growth far from equilibrium [M]. London: Cambridge University Press, 1998.83-85.
- [11] 谢和平. 分形-岩石力学导论[M]. 北京: 科学出版社, 1996. 1-28.
- [12] Guan J, Waite T D, Amal R. Rapid structure characterization of bacterial aggregates[J]. Envion Sci Technol, 1998, 32(23): 3735-3742.
- [13] Li D H, Ganczarczyk J. Fractal geometry of particle aggregates generated in water and wast ewater treatment [J]. Envion SciTechnol, 1989, 23(11):1385-1389.
- [14] Jiang Q, Logan B E. Fractal dimensions determined from steady state size distribution [J]. Envion Sci Technol, 1991, 25 (12): 2031-2038.
- [15] Serra T, Logan B E. Collision frequencies of fractal hacterial aggregates with small particles in a sheared fluid[J]. Envion Sci Technol, 1999, 33(13): 2247-2251.
- [16] Li X Y, Yuan Y. Settling velocities and permeabilities of microbial aggregates [J]. Wat Res, 2002, 36(12): 3110-3120.
- [17] Zhao Y Q. Correlations between floc physical properties and optimum polymer dosage in alum sludge conditioning and dewatering [J]. Chemical Engineering Journal, 2003, 92(+3):227235.
- [18] 金鵬康, 王晓昌. 腐殖酸絮凝体的形态学特征和混凝化学条件[J]. 环境科学学报, 2001, 21(增刊): 23-29.
- [19] 贺延龄. 废水的厌氧生物处理[M]. 北京:中国轻工业出版 社, 1998. 147-156.
- [20] APHA. Standard methods for examination of water, wastewater[M]. (20th ed). Baltimore, MD: American Public Health Association, 1998.2-79-84.
- [21] 刘志杰,谢华,俞毓馨,等. 厌氧污泥 胞外多聚物的提取/测定 法选择[J]. 环境科学, 1994, **15**(4):23-26.

- [22] Dignac M F, Urbain V, Rybacki D, et al. Chemical description of extracellular polymers: implication on activated sludge floc structure
   [J]. Wat Sci Tech, 1998, 38(8-9): 45-53.
- [23] 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.
- [24] 李如亮,王延枝,张楚富,等. 生物化学实验[M]. 武汉: 武汉 大学出版社, 1998. 210-212.
- [25] 姜潇, 王毅力, 张桐, 等. 厌氧折流板反应器(ABR) 中成熟颗粒 污泥的分形分析[J]. 环境科学学报, 2008, **28**(4): 647-658.
- [26] 郝吉明,马广大.大气污染控制工程[M].北京:高等教育出版社,2002.117-132.
- [27] Li D H, Ganczarczyk J J. Flow through activated sludge flocs [J].
   Wat Res, 1988, 22(6): 789-792.
- [28] Li D H, Ganczarczyk J J. Advective transport in activated sludge flocs[J]. Wat Environ Res, 1992, 64(3): 236-240.
- [29] Li X Y, Logan B E. Collision frequencies of fractal aggregates with small particles by differential sedimentation [J]. Environ Sci Technol, 1997, 31(4): 1229-1236.
- [30] Li X Y, Logan B E. Permeability of fractal aggregates[J]. Wat Res, 2001, 35(14): 3373-3380.
- [31] Tambo N, Watanabe Y. Physical characteristics of flocs. I. The floc density function and aluminium floc [J]. Wat Res, 1979, 13(5): 409-419.
- [32] Dammel E E, Schroeder E D. Density of activated sludge solids[J].
   Water Res, 1991, 25(7): 841-846.
- [33] 王毅力,卢佳,杜白雨,等.聚合氯化铁-腐殖酸(PFG-HA)絮体 的不同拓扑空间下分形维数的研究[J].环境科学学报,2008, 28(4):606-615.
- [34] 夏青,丁丽丽,任洪强,等. 低浓度 Ce<sup>3+</sup> 对厌氧颗粒污泥比产
   甲烷活性和胞外多聚物的影响[J].环境化学,2006,25(6):
   718-720.