

A²/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*, 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 A²/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 μm , 有效密度的平均值分别为 0.004 0、0.007 2 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$, 自由沉降速率的平均值分别为 2.67、4.79 $\text{mm}\cdot\text{s}^{-1}$, 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 A²/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: 0250-3301(2009)07-2013-09

Fractal Structure and Physicochemical Characteristics Analysis of Aerobic Sludge Floc in A²/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 A²/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 0.004 0, 0.007 2 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$, and average free settling velocities were 2.67 $\text{mm}\cdot\text{s}^{-1}$, 4.79 $\text{mm}\cdot\text{s}^{-1}$, 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 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_f) 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 A²/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

收稿日期: 2008-08-04; 修订日期: 2008-11-24

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, E-mail: xkjjia@126.com

* 通讯联系人, E-mail: wangyilinet@sina.com

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^[1~4]。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^[1~8]。

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^[9~11]。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^[1~4, 12~18];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^[12]。

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^[1~4]。本研究通过 CCD 显微观测、沉降柱法来解析 A²/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 A²/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 A²/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^[19];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^[20];表征絮体稳定性的指标有:剪切敏感性(K_{ss})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^[1, 3],并采用 Zeta 电位仪(ZetaSizer2000, Malvern Co., UK)测定其表面电位。

污泥的胞外高分子物质(EPS)提取采用 H₂SO₄法^[21~23],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(AVENIR 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.

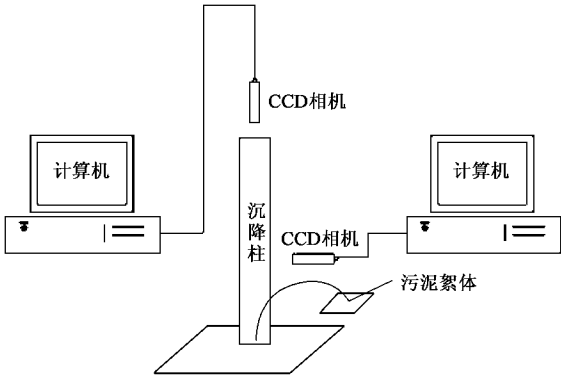


图 1 污泥絮体沉降速率测定试验装置

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^[25],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_p .

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_L 和当量圆直径 d_p 等,根据粒度分布的定义和算法^[26]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_f).基于不同的流体阻力系数(C_D)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(ρ_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 A²/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^[27-30].

2.1.2 污泥絮体的粒度分布特征与低维分形维数(D_1 、 D_2)

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 1 mm,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 ~ 0.30 mm,5 月 22 日的主要分布在 0.28 ~ 0.38 mm.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 μm .

此外,表 1 显示 5 月 22 日的污泥絮体的 D_1 远小于 5 月 6 日的 D_1 ,而其 D_2 却大于 5 月 6 日的 D_2 .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

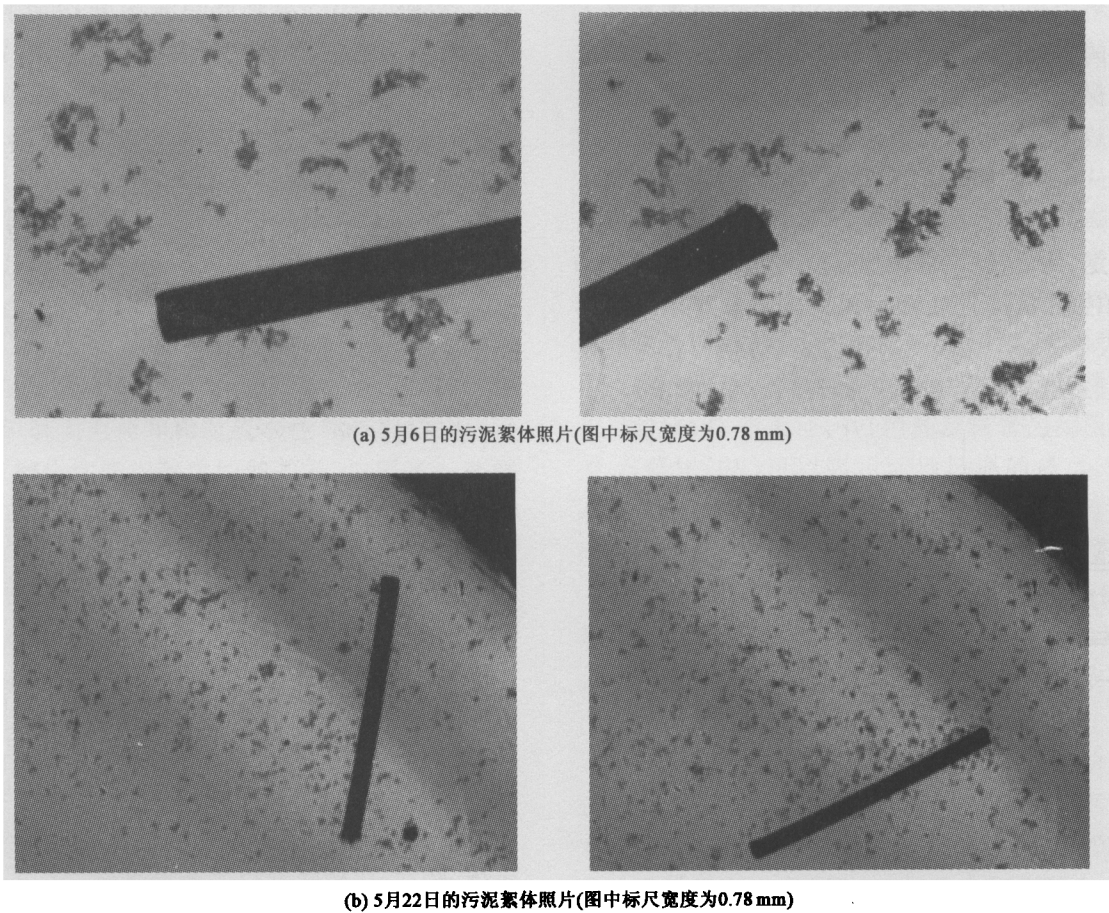


图 2 污泥絮体的形貌照片

Fig.2 Images of sludge flocs

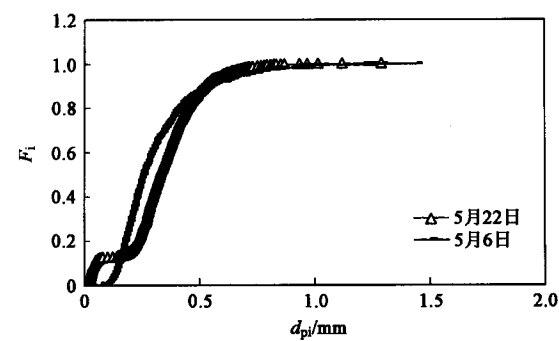


图 3 污泥絮体的累积粒度分布图谱

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

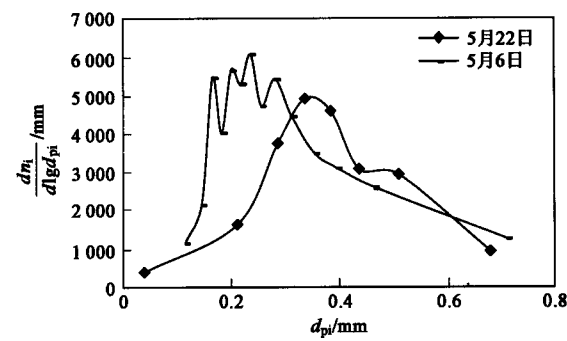


图 4 污泥絮体的微分粒度分布图谱

Fig.4 Differential particle size distribution (PSD) of sludge flocs

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 and fractal dimensions in 1- D or 2- D spaces of sludge flocs							
污泥 采样时间	污泥絮体 样本数/个	算术平均 直径/ μm	几何平均 直径/ μm	中位直径 / μm	体积平均 直径/ μm	一维分形 维数(D_1)	二维分形 维数(D_2)
2008-05-06	1 510	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,一部分为干的固体污泥部分,另一部分为污泥中的液相部分,可以根据 Tambo 等^[31] 的空隙率(ϵ) [公式(1)]来计算这种无机絮体的空隙率:

$$\epsilon = 1 - \frac{\rho_f - \rho_w}{\rho_s - \rho_w} = 1 - \frac{\rho_e}{\rho_s - \rho_w} \tag{1}$$

式中, ρ_f 为絮体的密度, ρ_s 为絮体的固体密度, ρ_e 为絮体的有效密度, ρ_w 为水的密度. 但是上述 ϵ 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 ϵ 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 ϵ 的新公式(2):

$$\epsilon = 1 - \frac{\rho_f - \rho_w}{\rho_{sc} - \rho_w} = 1 - \frac{\rho_e}{\rho_{sc} - \rho_w} \tag{2}$$

式中, ρ_{sc} 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 $1.25 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$; 而且 Li 等^[16] 和 Dammel 等^[32] 也测量出来污泥絮体的准固态部分(包含生物细胞)的密度(ρ_e)为 $1.06 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$.

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 ϵ 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 ϵ 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 ϵ 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 ρ_e 一般随着其粒径的增加而降低, 而 ϵ 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^[17], 这些均表明了污泥絮体的分形结构的存在^[12~17]. 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”^[27~30], 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

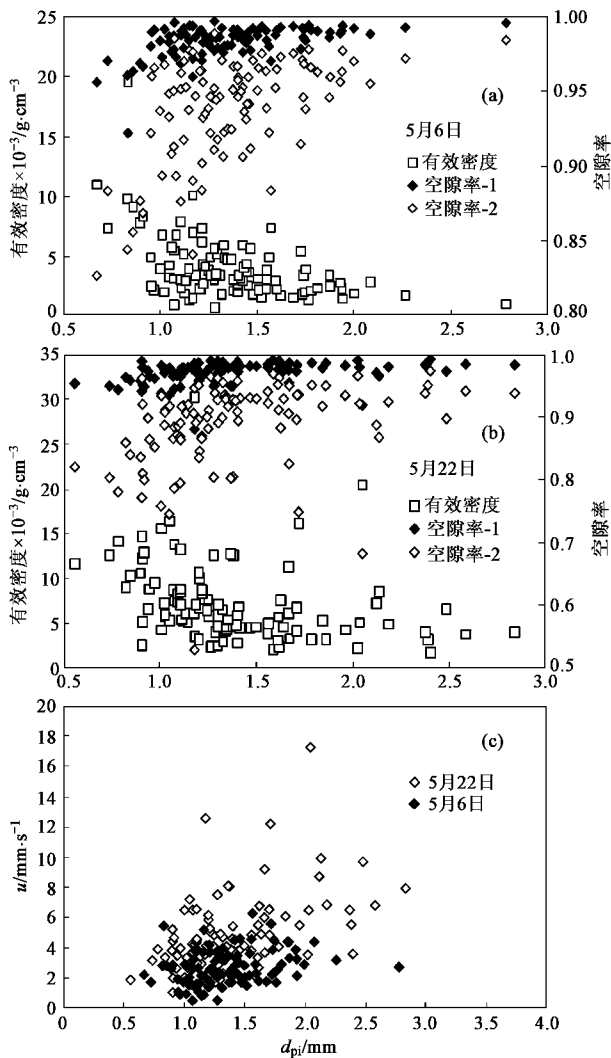


图 5 污泥絮体的有效密度、空隙率或沉降速率与当量圆直径的关系

Fig.5 Effective density, porosity and sedimentation velocity of sludge flocs vs their equivalent diameters

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^[16] 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⁻¹; 而本研究的 A²/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.

2.1.4 污泥絮体的质量分形维数(D_f)

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 采样时间	样本数 /个	有效密度/kg·m ⁻³			空隙率			沉降速率/mm·s ⁻¹		
		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	19.570 0	3.953 4	0.132 9	0.989 4	0.937 6	0.826 7	6.310 2	2.669 3	0.546 4
2008-05-22	100	30.251 7	7.191 5	1.655 4	0.974 2	0.888 1	0.528 7	17.287 2	4.788 4	1.066 0

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(ρ_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_D)算法确定了 ρ_e 后, 再基于 $\lg\rho_e$ - $\lg d_p$ 或 $\lg\rho_e$ - $\lg d_L$ 线性关系计算出的 D_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_f) of sludge flocs										
污泥 采样时间	$\lg\rho_e$ - $\lg d_p$ (Allen)		$\lg\rho_e$ - $\lg d_L$ (Allen)		$\lg\rho_e$ - $\lg d_p$ (Logan)		$\lg\rho_e$ - $\lg d_L$ (Logan)		$\lg u$ - $\lg d_p$	
	D_f	R^2	D_f	R^2	D_f	R^2	D_f	R^2	D_f	R^2
2008-05-06	2.01	0.153 1	2.18	0.122 4	1.52	0.414 0	1.74	0.349 1	1.88	0.033 3
2008-05-22	2.63	0.031 8	2.66	0.030 2	2.20	0.185 8	2.29	0.162 0	2.63	0.239 2

根据文献[33]的模拟计算结果分析, 在 $0.1 \leq Re \leq 100$ 的情况下, 依据 Logan 经验公式计算出的 C_D 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_D 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 $100 \leq Re \leq 1\,000$ 的情况下计算 C_D . 在本研究中, 5 月 6 日的污泥絮体沉降时 $0.6 \leq Re \leq 11.6$, 5 月 22 日的污泥絮体沉降时 $1.1 \leq Re \leq 41.6$, 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 $\lg u$ - $\lg d_p$ 的关系式^[25]计算污泥的 D_f 时, 其中 C_D 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^2 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 $13.41\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 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 $-0.39\text{ meq}\cdot\text{g}^{-1}$, 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 $46.11\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. 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 A²/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

D_1 、 D_2 的计算结果造成较大影响.但表 3 所列的质量分形维数的结果表明,5 月 22 日的污泥絮体的确比 5 月 6 日的密实,这也说明上述污泥絮体图像放大倍数的差异对其 D_1 、 D_2 的计算结果影响不大.

表 4 污泥絮体的理化特性及活性污泥的性质

指标	污泥采样日期	
	2008-05-06	2008-05-22
污泥浓度(MLSS)/g•L ⁻¹	2.94±0.30	4.65±0.11
挥发性悬浮固体(MLVSS)/g•L ⁻¹	1.35±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 ⁻¹	135.09±3.93	106.81±4.48
区域沉降速度(ZSV)/(m•h ⁻¹)	0.23±0.02	0.16±0.01
束缚水含量(BW)/kg•kg ⁻¹	13.41±0.59	10.25±0.43
剪切敏感性(K_{ss})/g•g ⁻¹	0.022±0.03	0.016±0.07
扩散系数(D)/s ⁻¹	0.002 0±0.008	0.000 71±0.01
絮体强度(FS)	0.159 0±0.07	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 ⁻¹	-0.39±0.01	-0.22±0.02
Zeta 电位/mV	-16.15±0.71	-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•g⁻¹
Table 5 Extracted EPS within the activated sludge/mg•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±0.44	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^[16]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^[1]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 $(1.96 \pm 0.06) \sim (2.44 \pm 0.04)$. 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 日采集的污泥絮体较为密实, 而 5 月 6 日所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^[1]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 μm 以下, 甚至有些污水处理厂的活性污泥的粒度仅为 60 μm 左右, 只有 1 个污水处理厂的活性污泥的粒度达到 311 μm . 这些与本研究的污泥样品的粒度差异较大. 而且 Jin 等^[1]

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⁻¹, ZSV 值为 0.52 ~ 5.94 m•h⁻¹, 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⁻¹, 束缚水含量为 12.8 ~ 26.3 kg•kg⁻¹, 絮体强度为 0.396 ~ 0.828, 污泥细胞提取的 EPS 总量为 52 ~ 119 mg•g⁻¹. 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^[23, 34], 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^[1]和罗曦等^[23]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

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 $26 \sim 44 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,比 Jin 等^[1]研究的结果低.

此外,根据 Jin 等^[1]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^[1]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^[1]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 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^[2]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^[2]的结论一致. Wilén 等^[4]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. Wilén 等^[3]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^2/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 $248.81 \mu\text{m}$,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 $332.86 \mu\text{m}$,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^2/O 工艺中好氧污泥絮体的有效密度的平均值分别为 0.0040 、 $0.0072 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,自由沉降速率的平均值分别为 2.67 、 $4.79 \text{ mm} \cdot \text{s}^{-1}$,空

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_f 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^2/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, Wilén 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, Wilén 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] Wilén 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] Wilén 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.
- [9] Mandelbrot B B. The fractal geometry of nature[M]. New York: W

H Freeman and Company, 1982.1-60.

[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]. Environ Sci Technol, 1998, **32**(23): 3735-3742.

[13] Li D H, Ganczarczyk J. Fractal geometry of particle aggregates generated in water and wastewater treatment[J]. Environ Sci Technol, 1989, **23**(11): 1385-1389.

[14] Jiang Q, Logan B E. Fractal dimensions determined from steady - state size distribution[J]. Environ Sci Technol, 1991, **25** (12): 2031-2038.

[15] Serra T, Logan B E. Collision frequencies of fractal bacterial aggregates with small particles in a sheared fluid[J]. Environ 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**(1-3): 227-235.

[18] 金鹏康, 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(PFC-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 Ce³⁺ 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.