

二沉池一维动态模型的研究进展

李振亮¹, 张代钧², 卢培利¹, 严晨敏¹

(1. 重庆大学环境科学系, 重庆 400030 2. 重庆大学西南资源开发及环境灾害控制工程教育部重点实验室, 重庆 400030)

摘要 对基于固体通量理论的二沉池一维动态模型研究进行较为全面的综述。二沉池一维动态模型大致可分为两类: 考虑通量约束的模型和考虑弥散作用的模型, 重点介绍了近年来有较大影响的模型。对模型中污泥重力沉降速率表达式、弥散系数、模拟过程中二沉池的分层数以及污泥混合液导致的密度流及短流进行了较详尽的讨论。最后, 对二沉池一维动态模型的进一步研究工作提出展望。

关键词 二沉池; 一维动态模型; 污泥; 通量

中图分类号 X505 **文献标识码** A **文章编号** 1004-6933(2005)06-0027-04

One-dimensional dynamic models for secondary settling tank : a review

LI Zhen-liang¹, ZHANG Dai-jun^{1,2}, LU Pei-li¹, YAN Chen-min¹

(1. Department of Environmental Science, Chongqing University, Chongqing 400030, China ;
2. Key Lab. for the Exploitation of Southwest Resources & the Environmental Disaster Control Engineering, State Ministry of Education, Chongqing 400030, China)

Abstract The development of one-dimensional dynamic models for the secondary settling tank based on the theory of solid flux is one of the most interesting issues. Studies on the issue in China and abroad were reviewed comprehensively in this paper. Emphasis was given to some important models in recent years, which could be roughly classified into models with flux restraint and models with dispersion terms. In addition, the settling velocity of sludge, the dispersion coefficient, the number of the divided layers for SST in simulation, density currents and short-circuiting of sludge mixture liquor were discussed in detail. Finally, the key points for further research were put forward.

Key words secondary settling tank ; one-dimensional dynamic model ; sludge ; flux

活性污泥法废水生物处理技术是城市污水处理中最重要的处理工艺之一, 其主要构筑物为反应池与二沉池。通过对活性污泥处理过程建立数学模型进行模拟预测, 实现对城市污水处理厂的优化设计、运行管理及自动控制, 无疑具有非常重要的理论和实用价值。国外一些国家在这方面做了大量工作, 已有部分软件商业化并进入了实际应用阶段。对于反应池, 国际水协 (IAW) 提出的活性污泥模型 (ASM) 系列已经得到了广泛的应用^[1] ; 对于二沉池, 国际上的研究集中于一维动态模型、二维流场模型及经验模型。其中, 二沉池一维动态模型研究无论在理论还是应用方向已经相当成熟, 但还不够完善 ;

二维流场模型, 因为模型本身比较复杂, 而且某些方面尚不如一维动态模型^[2], 相关研究或应用较少。经验模型则多用于二沉池的设计^[3]。在国内对二沉池数学模型的相关研究较少, 早期有黄勇等对二沉池一维动态模型进行过探讨^[4,5] ; 对二沉池的二维流场模型, 曾光明等的研究较为突出^[6,7]。

本文就二沉池一维动态模型的研究进展进行了较全面综述, 其中重点介绍近年来国际上较有影响的研究成果。

1 模型的一般描述

二沉池一维动态模型的理论基础是由 Kynch 提

出的固体通量理论^[8]。该理论认为固体重力沉降通量 J_s 取决于污泥浓度 X 和污泥重力沉降速率 v_s , v_s 只与 X 有关,即

$$J_s = v_s(X) X \quad (1)$$

一维动态模型最初由 Bryant 提出^[9], Stenstrom 将它应用于污泥的浓缩过程^[10], Vitasovic 将其扩展到整个二沉池^[11]。模型的一般形式为

$$\frac{\partial X}{\partial t} + \frac{\partial F(X)}{\partial z} = s(t) \quad (2)$$

式中: $s(t)$ 为源函数, 固体通量 $F(X)$ 既包括固体重力沉降通量也包括因流体流动引起的固体传递通量

$$F(X) = \begin{cases} J_s - \frac{Q_e}{A} X & (0 \leq z < z_f) \\ J_s - \frac{Q_e}{A} X - \frac{Q_u}{A} X & (z = z_f) \\ J_s + \frac{Q_u}{A} X & (z_f < z \leq H) \end{cases} \quad (3)$$

式中: Q_e 为出水流量, Q_u 为底流流量, A 为二沉池表面积, H 为二沉池高, z 为二沉池纵向位置, z_f 为进水层, 具体见图 1。

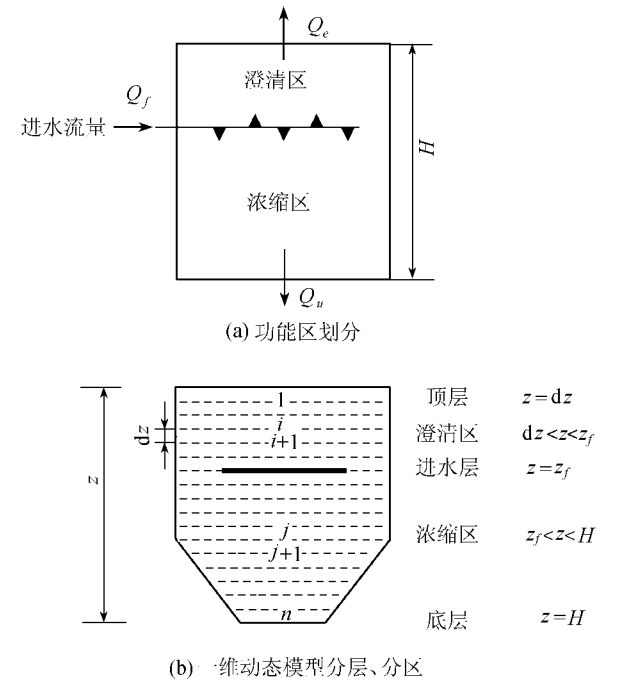


图 1 二沉池示意图

边界条件可以考虑为二沉池底层不发生沉降现象, 顶层没有上面传来的沉降通量。初值可由二沉池进水中的污泥浓度给定, 认为二沉池中任一处的污泥浓度都为进水浓度。

模型求解时, 一般将偏微分方程求解转变为常微分方程求解。具体步骤是将变量 z 分为 n 个单元量 dz , 即将二沉池分为等高(dz)的 n 层(图 1(b)), 方程两端同乘以 dz , 得到的就是常微分方程。假设各单元层内污泥浓度均匀, 层与层之间实现固体通

量的传递。结合以进水层、顶层、底层为界所分的 5 个不同区域(图 1(b)), 就可以分别建立各区域对应的常微分方程表达式。

2 通量约束

如果对模型(公式 2)直接进行模拟, 当负荷增加时, 模拟结果将会产生一种上层污泥浓度较下层污泥浓度高的异常现象, Ekama 称之为冲击波(shock wave), 它从进水层开始向顶层或底层传播^[12]。为了避免这种冲击波现象(也可以称为数值模拟的不稳定性), Stenstrom 提出了要对固体重力沉降通量进行如下约束^[10]

$$J_s = \min(v_{s,i} X_i, v_{s,i+1} X_{i+1}) \quad (4)$$

式中: $v_{s,i}$ 为二沉池中第 i 层的污泥重力沉降速率, X_i 为第 i 层的污泥浓度。

Vitasovic 定义了一个污泥的浓度阈值 X_t , 将通量约束进行了完善^[11]; 以澄清区为例(Clarifying Zone)(图 1(a)), 可描述为

$$F_{i,i+1} = \begin{cases} \min(v_s(X_i) X_i, v_s(X_{i+1}) X_{i+1}) - \frac{Q_e X_{i+1}}{A} & (X_{i+1} > X_t) \\ v_s(X_i) X_i - \frac{Q_e X_{i+1}}{A} & (X_{i+1} \leq X_t) \end{cases} \quad (5)$$

式中: $F_{i,i+1}$ 为 $i, i+1$ 层间的固体通量, X_i 为 i 层污泥浓度。

为避免参数 X_t 的引入, Jeppsson 和 Diehl 借鉴并推广了 Godunov 所做的数学上的处理^[13,14] (以澄清区为例)

$$F_{i,i+1} = \begin{cases} \min_{X_i \leq X \leq X_{i+1}} \left(v_s(X) X - \frac{Q_e X}{A} \right) & (X_i \leq X_{i+1}) \\ \max_{X_{i+1} \leq X \leq X_i} \left(v_s(X) X - \frac{Q_e X}{A} \right) & (X_{i+1} < X_i) \end{cases} \quad (6)$$

而且比较后发现采用式(6)的模型, 其模拟结果更为稳定^[11]。

实际上这种冲击波现象主要表现在澄清区。当负荷增加时, 进水层的污泥浓度突增, 此时较下层污泥浓度或上层污泥都大很多, 然而它与下层污泥会保持一种稳定状态, 通常都是向上传播^[12]。Takács 通过在主要的拥挤沉降浓度范围中(污泥质量浓度为 $0.2 \sim 2 \text{ g/L}$), 定义了一个污泥的最大实际沉降速率, 起到限制澄清区污泥重力固体通量的作用, 从而可以避免冲击波现象^[15]。

3 弥散作用

Bryant 最初提出的一维动态模型是基于连续方程^[9]

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \frac{\partial (D \frac{\partial X}{\partial z})}{\partial z^2} - \frac{\partial (v X)}{\partial z} + R X \quad (7)$$

式中： D 为弥散系数， v 为沉降速率， R 为影响污泥浓度的反应速率。

但是在研究初期，研究者的注意力都集中在污泥的浓缩作用，没有考虑污泥的弥散作用及生物反应。为了可以有效地解决冲击波现象，但又不给重力沉降通量以额外的限制，一些学者就重新考虑了二沉池中污泥的弥散作用，增加了一个新的通量——弥散固体通量^[16~19]：

$$\frac{\partial X}{\partial t} + \frac{\partial F}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial X}{\partial z} \right) + s(t) \quad (8)$$

相应的边界条件变为：

$$\begin{cases} v_s(X)X - D \frac{\partial X}{\partial z} \Big|_{z=0} = 0 \\ v_s(X)X - D \frac{\partial X}{\partial z} \Big|_{z=H} = 0 \end{cases} \quad (9)$$

Ekama 认为模型所引入的弥散作用其实并不是真正意义上的污泥弥散，而是近似概括了除了重力沉降、流体传递外的一切影响污泥浓度分布的作用，例如湍流扩散、2 维或 3 维的空间扩散、污泥回流过程等^[12]。如果说二沉池中污泥沉降性能体现在参数 v_s ，那么其水力等作用则体现在参数 D 。

事实证明，他们的模型模拟结果都较为理想，问题关键在于参数弥散系数 D 的确定。对此国际上一直没有一个统一的认识，Hamilton 等人将 D 视作一个常数^[17]，Anderson、Ozinsky 等认为 D 是一个关于位置的变量，即进水层最大，向上或向下都是递减^[16,18]，Watts 经过大量复杂的模型校正工作后，认为 D 主要取决于污泥浓度和进水流速^[19]，Lee 等人则认为弥散系数应针对澄清区和浓缩区分别给出^[20]。

4 模型的进一步讨论

4.1 沉降速率

基于固体通量理论的一维动态模型，最重要的是对污泥重力沉降速率 v_s 的描述。由于二沉池内发生的沉降现象复杂（可以包括自由沉降、絮凝沉降、区域沉降及压缩沉降），对 v_s 的描述一直难以有一个权威统一的表达式。对于二沉池中的主要沉降过程——区域沉降（zone settling, $X > 1 \text{ g/L}$ ），在早期的研究中，普遍认可的是 Vesilind 表达式^[21]：

$$v_s = v_0 e^{-kX} \quad (10)$$

式中： v_0, k 为污泥区域沉降特性参数，它们可以通过传统的污泥沉降试验测得，也可以通过它们各自与污泥沉降性能指标 SVI、DSVI（diluted SVI）、SSVI（stirred SVI）的经验关系直接获得。

然而对于质量浓度低于 1 g/L 的污泥，由于难以

进行实验测定，其有效的沉降速率表达式一直是国际上的一个难点，近年的研究可以大致分为两类：

a. 将沉淀池中的固体颗粒定义为两类。其中一类（占大部分）遵从固体通量理论，按 Vesilind 表达式计算；另外一类的沉降速率被置于一个非常低的值或者为零^[22,23]。

b. 遵守固体通量理论，沉降速率表达式仍为污泥浓度的函数，但对其进行了修正，假设拥挤沉降始于一个非常低的污泥浓度，而非一定的值（如 1 g/L ）^[15,24]。

Grijnspeerdt 通过 10 组实验数据，对第一类沉降速率表达式和第二类的 Takács 表达式进行了比较分析，结果发现 Takács 表达式是最好的^[25]。Takács 表达式为：

$$v_s = v_0 (e^{-r_h(X-X_{\min})} - e^{-r_p(X-X_{\min})}) \quad (11)$$

式中： v_0 为最大沉降速率参数； r_h 为污泥区域沉降特性参数； r_p 为低浓度污泥沉降（自由沉降、絮凝沉降）特性参数； $X_{\min}$ 为污泥不可沉降的浓度上限。Parker 等的研究表明，即使在一个发生区域沉降的高浓度污泥环境，一些不可絮凝或不可沉降的颗粒仍然存在^[26]。在 Takács 表达式中，不可沉降颗粒只有在浓度低于一个极限 $X_{\min}$ 才存在，而且 Takács 表达式应用于低浓度污泥沉降区域，仍不足以准确可靠地模拟絮凝沉降。在事实上，低浓度污泥的沉降速率要受到诸多因素的影响，包括污泥颗粒的种类、大小等。Lyn 等将污泥颗粒分为不同种类，并通过它们之间的相互作用得到絮凝沉降模型^[27]。Mazzolani 等考虑不同的颗粒种类，综合固体通量理论，提出了一种通用沉降模式^[28]。

对于污泥浓度较高的压缩沉降，Härtel 等通过引入一个修正因子 Ω ，使 Vesilind 表达式能较好地描述压缩沉降^[29]。另外，一些基于连续性方程所得的压缩沉降速率方程应用较少。

近年来，Vanderhasselt 和 Vanrolleghem 通过大量的污泥沉降试验得出如下结论：Vesilind 表达式适合于描述污泥沉降速率 v_s 与污泥浓度 X 的关系，而 Cho 表达式更适合于描述污泥的批沉降曲线^[30]。Clereq 等将 Cho 表达式应用于模型中，模拟结果非常理想^[31]。Cho 表达式为^[32]：

$$v_s = v_0 \frac{e^{-kX}}{X} \quad (12)$$

4.2 二沉池的分层数

对模型进行模拟时，将二沉池等分为一定的层数，层数应该是一个整数参数。

Vitasovic、Takács 及 Otterpohl 等都将二沉池分了 10 层^[11,15,23]；Jeppsson 和 Diehl 通过比较，认为

Takács 的 10 层模型过于粗糙,建议至少 30 层,而且层数增加模拟愈准确,甚至增至 70 层^[13];Watts 模型的模拟结果基本呈层数增加误差减小,但只列到 49 层^[19]。Hamilton 认为至少 25 层才能得到稳定的结果^[17];Dupont 等认为应该针对二沉池的高度,而不是层数,建议每层 0.1 m 是合适的^[24];Wett 干脆按二沉池的 3 种主要沉淀形式(自由、区域和压缩),直接建立了一个 3 层的模型^[33];Clercq 按经验建议 100 层是合适的^[31]。

4.3 密度流与短流

Andersen 发现由于进水中的污泥混合液浓度与二沉池中的污泥浓度间存在差异,污泥混合液进入二沉池后会迅速下降至污泥层^[34],Bryant 进一步研究认为应该降至与进水中污泥浓度一致的位置^[9],这种现象就叫密度流(density currents)。短流(short circuiting)是由密度流引起的,指污泥混合液迅速下降从而使污泥未经沉降而直接到达二沉池底部,导致回流污泥的浓度变小^[24]。

Takács、Dupont、Watts 及 Clercq 等都在各自模型中考虑了密度流,而且都采取了相同处理,即将进水层位置重新确定为与进水中污泥浓度相等的那一层^[15, 24, 19, 31]。

对于短流的研究,Dupont 等引进一个短流因子 Ω Ω 其实是个简化了的稀释因子^[24]。

5 研究展望

近半个世纪以来,虽然国际上关于二沉池一维动态模型的研究及成果有很多,但目前仍没有一个通用的一维动态模型可以准确地预测出水、回流中污泥浓度,以及很好地描述出二沉池中污泥的浓度分布、污泥层高度等。进一步的研究工作,笔者认为主要应集中在以下 4 个方面:

- a. 模型改进的研究。从数学观点来看,通量约束显然有点牵强。对于弥散作用,正如 Ekama 所言,并非真正意义上的污泥弥散,还需要进一步的理论研究或改进;另外,如果这种描述是可行的,对其弥散系数的描述期望有一个统一且有效的表达。
- b. 更多的水力条件应该考虑在内;二沉池的几何形状、尺寸、进出口的布置对运行无疑有相当大的影响,这些也应该适当考虑。
- c. 对重力沉降速率 v_s 的进一步研究。且不论假设前提(即拥挤沉降始于一个非常低的污泥浓度)是否可行,Takács 表达式的提出无疑是一个突破,但是它仍然没有包括到污泥的压缩沉降。
- d. 对已有模型的参数,需要大量的现场运行数

据来校正。Clercq 等认为到目前仍没有一个通用有效的模型,正是由于受限于缺乏大量的现场运行数据来确认及校正模型^[31]。

参考文献:

[1] 张代钧,卢培利,严晨敏,等.活性污泥 2 号模型用于城市污水处理厂脱氮除磷改造的研究 [J].环境科学学报,2003,23(3) 332 ~ 337.

[2] Ekama G A,Maraisb P. Assessing the applicability of the 1D flux theory to full-scale secondary settling tank design with a 2D hydrodynamic model[J]. Wat Res,2004,34 495 ~ 506.

[3] Giokas D L,Kim Y,Paraskevas P A,et al. A simple empirical model for activated sludge thickening in secondary clarifiers [J]. Wat Res,2002,36 3245 ~ 3252.

[4] 黄勇.二次沉淀池的动态数学模型 [J].苏州城建环保学院学报,1998,11(3) 6 ~ 11.

[5] 黄勇.二沉池的数学模型及瞬间响应特性模拟研究 [J].中国给水排水,1997,13(1) 6 ~ 9.

[6] 曾光明,葛卫华,秦肖生,等.污水厂二维沉淀池水流和悬浮物运动数值模拟 [J].中国环境科学,2002,22(4) : 338 ~ 341.

[7] ZENG G M,ZHANG S F,QIN X S,et al. Application of numerical simulation on optimum design of two-dimensional sedimentation tanks in the wastewater treatment plant [J]. Journal of Environmental Sciences,2003,15(3) 346 ~ 350.

[8] Kynch G J. A Theory of sedimentation [J]. Trans. Faraday Soc.,1952,148 166 ~ 176.

[9] Bryant J O. Continuous time simulation of the conventional activated sludge wastewater renovation system [D]. South Carolina :Clemson University,1972.

[10] Stenstrom M K. A dynamic model and computer compatible control strategies for wastewater treatment plants[D].Clemson University,Clemson,South Carolina,USA,1975.

[11] Vitasovic Z Z. Continuous settler operation :a dynamic model [A]. In :Dynamic modeling and expert systems in wastewater engineering[C]. Lewis :Chelsea,1989.59 ~ 81.

[12] Ekama G A,Barnard J L,Günthert F W,et al. Secondary settling tanks :theory, modelling, design and operation [R]. IAWQ Scientific and Technical Reports :no. 6, London, EAWQ,1997.

[13] Jeppson U,Diehl S. An evaluation of a dynamic model of the secondary clarifier[J]. Wat Sci Technol,1996,34(5 ~ 6) :19 ~ 26.

[14] Godunov S K. A finite difference method for the numerical computations of discontinuous solutions of the equations of fluid dynamics[J]. Mat Sb,1959,47 271 ~ 290.

[15] Takács I,Patry G G,Nolasco D. A Dynamic model of the Clarification-Thickening Process[J]. Wat Res,1991,25(10) : 1263 ~ 1271.

的河川径流量减少 1 200 ~ 1 800 万 m³/a,直接影响黑河下游生态环境的综合治理 水资源配置方案 2,虽然使黑河过正义峡下泄流量增加 800 万 m³/a ($P = 75\%$)和 1 300 万 m³/a ($P = 50\%$),但会产生骆驼城灌区地下水水位下降 8 ~ 10 m、黑河沿岸灌区地下水水位下降 1.5 ~ 4.3 m、泉水溢出量减少 24% 等水文地质现象,使包括高台县在内的中游地区产生土地沙漠化和植被退化等生态环境问题,不利于工农业经济的可持续发展与生态环境的良性循环 水资源配置方案 3,虽然也使黑河沿岸灌区地下水水位下降 0.5 ~ 1.5 m、骆驼城灌区地下水水位下降 5 ~ 6 m(年均下降 0.6 ~ 0.8 m,较现状年均下降 1.0 ~ 1.2 m),但对中游地区生态环境影响程度较小。另外,使黑河过正义峡的河川径流量增加了 650 万 m³/a ($P = 75\%$)

和 950 万 m³/a ($P = 50\%$),这对下游生态环境的综合治理将产生重要的作用。由于该方案充分考虑了地表水、地下水相互转化规律,有针对性地提出了实现水资源永续利用的措施,既兼顾了高台县工农业生产的可持续发展,又保证了黑河正义峡下泄流量,因而是目前较为合理的水资源配置方案。

参考文献：

[1] 樊自立,马映军.干旱区水资源开发及合理利用的几个问题[J].干旱区研究,2001,18(2) 76 ~ 11.
[2] 丁宏伟,高玉卓,何江海.黑河过正义峡河川径流量减少原因及对策分析[J].中国沙漠,2001,21(1) 64 ~ 68.
[3] 丁宏伟,张荷生,王文科,等.河西走廊地下水勘查报告[R].甘肃省地质调查院,2002.

(收稿日期 2004-05-19 编辑 舒建)

(上接第 30 页)

[16] Anderson H M. A dynamic simulation model for wastewater renovation system [D]. Michigan :Wayne State University, 1981.
[17] Hamilton J,Jain R,Antoniou P,et al. Modeling and pilot ~ scale experimental verification for predenitrification process [J]. J Environ Engng,1992,ASCE118(1) 38 ~ 55.
[18] Ozinsky A E,Ekama G A,Reddy B D. Mathematical simulation of dynamic behaviour of secondary settling tanks [R]. Research Report W85, Cape Town :University of Cape Town,South Africa,1994.
[19] Watts R W,Svoronos S A,Koopman B. One-dimensional modeling of secondary clarifiers using a concentration and feed velocity-dependent dispersion coefficient[J]. Wat Res,1996,30(9) 2112 ~ 2124.
[20] Lee T T,Wang F Y,Newell R B. Distributed parameter approach to the dynamics of complex biological processes[J]. AIChE J,1999,45(10) 2245 ~ 2268.
[21] Vesilind P A. Theoretical considerations :design of prototype thickeners from batch settling tests [J]. Water and Sewage Works,1968,115(7) 302 ~ 307.
[22] Dupont R,Henze M. Modelling of the secondary clarifier combined with the activated sludge model no. 1 [J]. Wat Sci Technol,1992,25(6) 285 ~ 300.
[23] Otterpohl R,Freund M. Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows [J]. Wat Sci Technol,1992,26(5/6) 1391 ~ 1400.
[24] Dupont R,Dahl C. A one-dimensional model for a secondary settling tank including density current and short-circuiting[J]. Wat Sci Technol,1995,31(2) 215 ~ 214.
[25] Grijspeerdt K, Vanrolleghem P, Verstrate W. Selection of one

dimensional sedimentation models for on-line use[J]. Wat Sci Technol,1995,31(2) 193 ~ 204.
[26] Parker D S,Kaufman W J,Jenkins D. Flocbreakup in turlulent flocculation processes[J]. J Sanit Engng Div,ASCE,1972,98 (SA1) 79 ~ 99.
[27] Lyn D A,Stamou A I,Rodi W. Density currents and shear-induced flocculation in sedimentation tanks[J]. J Hydr Engrg, ASCE,1992,118(6) 849 ~ 867.
[28] Mazzolani G,Pirozzi F,d 'Antonoi G. A generalized settling approach in the numerical modeling of sedimentation tanks [J]. Wat Sci Tech,1998,38(3) 95 ~ 102.
[29] Härtel L,Pöpel H J. A dynamic secondary clarifier model including processes of sludge thickening[J]. Wat Sci Technol, 1992,25(6) 267 ~ 284.
[30] Vanderhasselt A, Vanrolleghem P A. Estimation of sludge sedimentation parameters from single batch settling curves[J]. Wat Res,2000,34 395 ~ 406.
[31] Clercq J D, Devisscher M, Boonen I, et al. A new one-dimensional clarifier model-verification using full-scale experimental data[J]. Water Sci Technol,2003,47(12) 105 ~ 112.
[32] Cho S H,Colin F,Sardin M,et al. Settling velocity of activated sludge[J]. Wat Res,1993,27 1237 ~ 1242.
[33] Wett B. A straight interpretation of solids flux theory for 3-layer sedimentation model [J]. Wat Res,2002,36 2949 ~ 2958.
[34] Anderson N E. Design of Final Settling Tanks for Activated Sludge[J]. Sewage Works J,1945,17(1) 50 ~ 63.

(收稿日期 2004-11-29 编辑 高渭文)