

# 再悬浮底泥中非吸附性污染物释放的数值模拟<sup>1)</sup>

程鹏达\* 朱心广\*,† 冯春\*,2) 王晓亮\*\*

\*(中国科学院力学研究所, 北京 100190)

†(中国科学院大学工程科学学院, 北京 100049)

\*\* (北京理工大学, 北京 100081)

**摘要** 环境水动力学中, 湖库底泥中污染物释放是人们研究的主要问题之一. 在水动力学条件作用下, 污染底泥再悬浮使大量污染物被重新释放出来, 造成水体的二次污染. 本文基于水槽实验研究提供的大量实测数据, 建立上覆水体-底泥-污染物的耦合力学模型. 在上覆水体不同流速条件下, 数值模拟底泥起动再悬浮过程以及污染物释放过程. 分析流场特性和污染物浓度之间的关系, 得到速度、颗粒体积分数、污染物浓度、湍动能以及时间等参数之间的定量关系. 研究表明, 底泥再悬浮污染物释放过程, 是由上覆水体-底泥-污染物构成的耦合过程. 迅速进入上覆水体的底泥颗粒, 影响了上覆水体流动特性, 进而影响到污染物的释放. 对于非吸附性污染物, 底泥起动后复杂的流场特性是底泥再悬浮污染物释放的主要影响因素. 当流场特性(如雷诺数)改变时, 对流和湍流扩散作用在污染物输运过程贡献不同. 建立上覆水体-底泥-污染物的耦合模型, 研究水动力学条件与底泥污染物释放规律的定量化关系, 可为构建湖库区域水污染模型提供支撑.

**关键词** 底泥污染物, 再悬浮, 湍动能, 颗粒体积分数, 浓度

中图分类号: O352/O368 文献标识码: A doi: 10.6052/0459-1879-20-047

## NUMERICAL SIMULATION ON THE RELEASE OF NON-ADSORPTION POLLUTANTS DURING THE SEDIMENT RESUSPENDED<sup>1)</sup>

Cheng Pengda\* Zhu Xinguang\*,† Feng Chun\*,2) Wang Xiaoliang\*\*

\*(Institute of Mechanics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China)

†(School of Engineering Science, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

\*\* (Beijing Institute of Technology, Beijing 100081, China)

**Abstract** In environmental hydrodynamics, the release of pollutants from sediments is one of the main problems. Under the condition of hydrodynamics, the resuspension of polluted sediment makes a large number of pollutants released again, resulting in the secondary pollution of water body. Based on a large number of experimental data provided by water channel experiments, a coupled mechanical model of overlying water body, sediment and pollutants is established in this paper. The process of sediment incipient motion and pollutant release are numerically simulated under different velocity

2020-02-15 收稿, 2020-04-21 录用, 2020-04-24 网络版发表.

- 1) 国家自然科学基金项目(11802313, 11872117), 国家重点基础研究发展计划项目课题(973 课题)(2015CB250903), 中国科学院战略性先导科技专项(B类)子课题(XDB10030303)资助.
- 2) 冯春, 高级工程师, 主要研究方向: 水文地质灾害预防和治理. E-mail: fengchun@imech.ac.cn

**引用格式:** 程鹏达, 朱心广, 冯春, 王晓亮. 再悬浮底泥中非吸附性污染物释放的数值模拟. 力学学报, 2020, 52(3): 689-697  
Cheng Pengda, Zhu Xinguang, Feng Chun, Wang Xiaoliang. Numerical simulation on the release of non-adsorption pollutants during the sediment resuspended. *Chinese Journal of Theoretical and Applied Mechanics*, 2020, 52(3): 689-697

of overlying water. The quantitative relationships among velocity, particle volume fraction, pollutant concentration, turbulent kinetic energy and time are obtained by analyzing the relationship between flow field characteristics and pollutant concentration distribution. The results show that the pollutants release process of sediment resuspended is a coupling process composed of overlying water, sediment and pollutants. When the sediment particles are resuspended into the overlying water body, the flow characteristics of overlying water and the release of pollutants are affected rapidly. For the non-adsorption pollutants, the complex characteristics of flow field are the main factors affecting the release of pollutants from resuspended sediment. When the flow field characteristics ( $Re$ ) change, the contribution of convection diffusion and turbulent diffusion is different to pollutant release process. The coupling model of overlying water body, sediment and pollutants is established, and the quantitative relationship between hydrodynamic conditions and sediment pollutant release is studied, which can provide support for the construction of water pollution model in lake and reservoir area.

**Key words** sediment pollutants, resuspended, turbulence kinetic energy, particle volume fraction, concentration

## 引 言

水体被认为是由水、溶解性物质、再悬浮性物质、水生生物和底泥组成的自然综合体<sup>[1]</sup>。污染物质进入水体后会沉积到底泥中并逐渐富集,形成具有一定厚度的含有各种污染物的沉积物层,使得底泥成为污染物质的蓄积库。当水力条件比较复杂时,沉积物会在一定的水流作用下发生冲刷及再悬浮等过程,使大量的污染物被重新释放出来,造成水体的二次污染。当外源性污染逐步得到控制后,污染底泥的内源释放效应越来越明显。例如,上海市环境科学院对淀山湖污染负荷输入进行了实测,发现除上、下游来水负荷之外,底泥污染物释放已与大气干湿沉降、地表径流各占 1/3 左右<sup>[2-3]</sup>。污染物在水环境中的迁移转化、归宿和泥沙运动密切相关,水动力学条件和泥沙性质共同影响着污染物的迁移转化过程<sup>[4]</sup>。一方面,水体中再悬浮泥沙的运动、输移直接影响着污染物时空分布;另一方面,污染物随泥沙沉积到底床中,沉积底泥成为潜在的重要污染“源”或“汇”,而在一定的水动力扰动和环境条件下会发生“源”、“汇”机制的转换<sup>[5-7]</sup>。底泥再悬浮污染物释放过程中,首先水动力学条件增强了泥-水界面附近污染物的扩散和混合能力,然后泥-水界面水流的剪应力和紊动强度会导致受污染底泥颗粒的再悬浮,进而引起污染物向上覆水体大量释放<sup>[8]</sup>。因此,底泥再悬浮引起上覆水体流场特性变化,是正确理解和完整描述非吸附性污染物在水环境中的迁移转化关键。

以往底泥污染物释放研究主要集中在湖泊等相对静止或流速较低的水体当中,将底泥视为多孔介质,系统分析和研究了污染物的渗流场-浓度场耦合

运输。朱广伟等<sup>[9]</sup>在野外调查和实验室试验分析中观测到太湖沉积物-水界面处物质交换主要发生在沉积物表层 5~10 cm 范围内,水动力作用(风浪、湖流)导致的表层底泥再悬浮将使孔隙水中的营养盐得以大量释放进入上覆水体。王道增等<sup>[10-12]</sup>采用水槽实验的方法研究了底泥污染物在动态水流条件下(不同水深、流速)的释放扩散规律及其对上覆水体浊度、COD, BOD 等水质指标的影响。而对于底泥再悬浮,传统泥沙再悬浮分析大多集中于泥沙和水流相互作用<sup>[13-14]</sup>。底泥再悬浮后污染物释放研究以实验观测为主,水动力学释放机理研究较少。Fetters 等<sup>[15]</sup>基于伊利诺伊州德普湖和缅因州朴次茅斯海军造船厂的底泥再悬浮实验观察,指出沉积物短期(< 4 h)再悬浮,引起金属污染物向上覆水体释放,释放量与水动力学条件、氧化还原反应、生化反应有关。Matisoff 等<sup>[16]</sup>基于加拿大温尼伯湖底泥实验研究,指出湖泊藻类水华大部分与悬浮颗粒有关,营养盐在再悬浮后的迁移和归宿是很复杂的。大多数(95%~99%)悬浮物质来自超过 23 年累计的高达 7 cm 的底部沉积物,该层沉积物在几十年内仍然是一个重要的、活跃的内部营养盐负荷源。Lepage 等<sup>[17]</sup>基于 2012 年 6 月法国罗纳河上游 3 座大坝的防淤冲洗观测数据,指出冲洗期间的平均悬浮颗粒物浓度比 2011 年—2016 年记录的洪水事件期间平均高出 6~8 倍,但污染物浓度低于基流或洪水期间,这可能是因为冲洗过程中污染物仅来自库区再悬浮底泥,而洪水期污染源更为广泛。随底泥再悬浮,固相悬浮颗粒浓度的增加比较直观可见,而颗粒悬浮后污染物释放的过程易被忽略了。因此,底泥再悬浮污染物释放总量容易被低估或夸大。为了解水体底泥再悬浮污染物释放

的物理过程和影响因素, 本文建立上覆水体-底泥-污染物的耦合力学模型, 研究不同水动力学条件下, 流场速度、泥沙颗粒体积分数、污染物浓度、湍动能以及时间等参数之间的关系, 得到流场特性与污染物释放之间的关系, 并得到对流和湍流扩散两种作用对上覆水体污染物浓度的影响。

## 1 控制方程

再悬浮泥沙的主要成分是比较面积较大的细颗粒物, 是污染物的主要的输运载体<sup>[18]</sup>。前期实验测量得到受污染底泥属于粉沙和黏土混合的细颗粒泥沙, 小于 5 μm 的土颗粒占 8% 以上, 污染底泥的中值粒径  $D_{50}$  在 25~50 μm 左右, 但表层浮泥和淤泥的  $D_{50}$  都小于 30 μm。本文中选取  $D_{50} = 30 \mu\text{m}$  为底泥起动的代表粒径, 由于底泥粒径较小, 在本文上覆水体-底泥-污染物模型中再悬浮底泥被视为一种悬浮液。基于大量实验数据分析<sup>[19-20]</sup>, 该类混合细颗粒的悬浮液黏度可以表示为颗粒体积分数的函数。因此, 可以认为该类悬浮液(水-颗粒)是具有宏观性质(例如密度和黏度)的单一流动连续体。模型假设如下: (1) 每相的密度大致恒定; (2) 共享相同的压力; (3) 与宏观流动的时间尺度相比, 颗粒弛豫时间较短。

再悬浮液的密度和黏度分别由下式给出

$$\rho = (1 - \varphi)\rho_1 + \varphi\rho_2 \quad (1)$$

$$\mu = (1 - \varphi)\mu_1 + \varphi\mu_2 \quad (2)$$

式中,  $\rho_1$ ,  $\rho_2$  和  $\mu_1$ ,  $\mu_2$  分别是流体和颗粒的密度和黏度,  $\varphi$  是颗粒的体积分数。

考虑到再悬浮液可以作为连续介质处理, 流场由不可压缩质量和动量守恒方程控制。

$$\nabla \cdot (\rho \mathbf{u}) = 0 \quad (3)$$

$$\rho \left( \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + \mathbf{u} \cdot \nabla \mathbf{u} \right) = -\nabla p + \nabla \cdot \boldsymbol{\tau} + \rho \mathbf{g} + \mathbf{f} \quad (4)$$

式中,  $\mathbf{u}$  为速度,  $\rho$  为再悬浮液密度,  $t$  为时间,  $p$  为压力,  $\boldsymbol{\tau}$  为黏性应力和雷诺应力总和,  $\mathbf{g}$  是重力加速度,  $\boldsymbol{\tau} = \mu \boldsymbol{\gamma}$ , 其中  $\mu$  是再悬浮液黏度,  $\boldsymbol{\gamma} = \nabla \mathbf{u} + \nabla \mathbf{u}^T$ 。  $\mathbf{f}$  为流体-颗粒的阻力, 与颗粒直径和雷诺数相关。此外, 本文流场计算时, 采用标准  $k-\varepsilon$  湍流模型<sup>[21]</sup>, 模型中包括一些经验参数, 这些参数的值是通过适用于各种湍流的数据多次迭代得出的, 其中  $C_\mu = 0.09$ ,  $\sigma_k = 0.10$ ,  $\sigma_\varepsilon = 1.3$ ,  $C_{1\varepsilon} = 1.44$ ,  $C_{2\varepsilon} = 1.92$ 。

底泥颗粒的输运方程由下式决定

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + \mathbf{u} \cdot \nabla \varphi = -\nabla \cdot N_\varphi \quad (5)$$

式中,  $N_\varphi$  是粒子的总扩散通量, 受两种不同的机制的影响, 第一是由粒子碰撞频率梯度引起的通量  $N_c$ ,  $N_c = -K_c a^2 \varphi \nabla (\gamma \varphi)$ ; 第二是由悬浮黏度梯度引起的通量  $N_\mu$ ,  $N_\mu = -K_\mu a^2 (\gamma \varphi^2 / \mu) \nabla \mu$ 。其中  $K_c$  和  $K_\mu$  是经验扩散系数,  $a$  是颗粒半径,  $\gamma$  是局部剪切速率。  $N_c$  驱动颗粒向剪切速率和颗粒浓度梯度的相反方向运动;  $N_\mu$  驱动颗粒向悬浮黏度梯度的相反方向运动。本文主要考虑平衡浮力的细颗粒悬浮, 从而忽略了布朗运动和重力沉降引起的附加扩散通量。

污染物浓度的输运方程由下式决定

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \mathbf{u} \cdot \nabla c = D \nabla^2 c + R \quad (6)$$

式中,  $c$  是相对浓度, 为无量纲参数;  $D$  为扩散系数;  $R$  为单位时间单位体积空间内因化学反应生成或消失量, 为源和汇项。

底泥颗粒再悬浮液的黏度通常写为颗粒体积分数的函数<sup>[23-25]</sup>。本文采用 MPQ 模型<sup>[22-23]</sup>

$$\mu = \mu_1 \left( 1 - \frac{\varphi}{\varphi_m} \right)^{-2} \quad (7)$$

式中,  $\varphi_m$  是固相颗粒最大填充浓度, 取值为 0.62。

## 2 数值模型

### 2.1 几何模型

前期底泥再悬浮污染物释放实验采用循环水槽, 如图 1 所示。水槽宽度为 0.25 m, 沙床长度为 4 m, 水深为 0.10 m, 底泥厚度为 0.08 m。

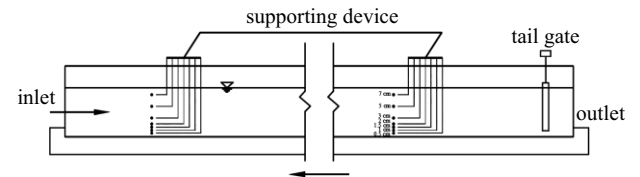


图 1 循环水槽示意图

Fig. 1 Diagrammatic sketch of circulating water channel

数值模拟中使用的几何模型与实验尺寸一致如图 2 所示, 水槽长度方向为  $X$  方向, 宽度方向为  $Y$  方向, 深度方向为  $Z$  方向。选取水槽上覆水体中间剖面作为研究对象。

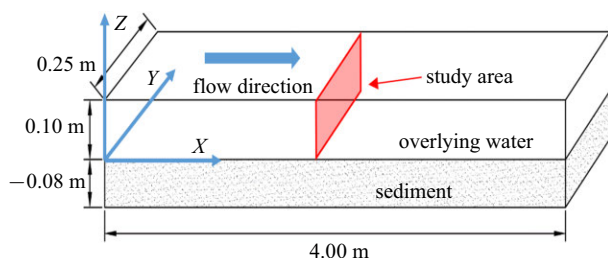


图2 几何模型

Fig. 2 Geometric model

## 2.2 边界条件和初始条件

流场方程计算中,水槽壁面为无滑移边界

$$\mathbf{u} = \mathbf{0} \quad (8)$$

流场方程计算中,顶部表面为对称边界,法向速度为0和剪切应力为0,是Dirichlet条件和Neumann条件的组合,其中 $n$ 为边界的外法线方向

$$\left. \begin{aligned} \mathbf{n} \cdot \mathbf{u} &= 0 \\ \mathbf{K} - (\mathbf{n} \cdot \mathbf{K}) \mathbf{n} &= \mathbf{0} \\ \mathbf{K} &= \mu (\nabla \mathbf{u} + (\nabla \mathbf{u})^T) \mathbf{n} \end{aligned} \right\} \quad (9)$$

颗粒和浓度输运方程计算中,水槽壁面和顶面为无通量边界条件

$$\left. \begin{aligned} \mathbf{n} \cdot (\mathbf{u}c - D\nabla c) &= 0 \\ \mathbf{n} \cdot (\mathbf{u}\varphi - D\nabla\varphi) &= 0 \end{aligned} \right\} \quad (10)$$

左右边界在流场和输运方程计算中均采用周期性边界条件,即等速度,等污染物浓度,等颗粒体积分数,相等的湍流动能和相等的湍流耗散率。

初始速度设定为0,为静水状态,初始压力与水深相关,其中 $p_0$ 为大气压力

$$p = p_0 + \rho g z \quad (11)$$

污染底泥颗粒粒径 $D_{50} = 0.03 \text{ mm}$ ,含水量为57.5%,上覆水体中颗粒体积分数为0.污染底泥中污染物相对浓度为1,上覆水体中相对浓度设定为0.

上覆水和底泥的密度 $\rho_1$ 和 $\rho_2$ 分别为 $997 \text{ kg/m}^3$ 和 $2650 \text{ kg/m}^3$ .上覆水的黏度设定为 $1.0 \times 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$ .

经过网格独立性测试之后,数值计算采用82800个单元的结构化网格,并在泥-水界面和底边界处加密,泥-水界面加密层数为16层,底边界加密层数为8层,如图3所示。

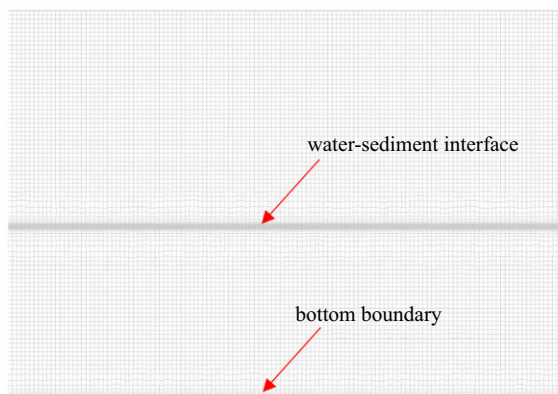


图3 界面网格示意图

Fig. 3 Diagrammatic sketch of interface grid

## 2.3 数值方法

本文采用有限元方法<sup>[26-28]</sup>求解流场和污染物浓度场.首先利用Galerkin有限元法建立连续模型方程在空间上的离散形式.该方法是基于微分方程的弱形式,将动量方程(2)乘以权函数 $\mathbf{w} \in H^1(\Omega)^3$  ( $H^1(\Omega)^3 \in H^1(\Omega)$ ,  $H^1(\Omega)$ 是Hilbertian-Sobolev空间)并在域 $\Omega$ 上积分得到<sup>[29]</sup>,如下

$$\begin{aligned} \int_{\Omega} \mathbf{w} \cdot \left( \rho \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} \right) dV + \int_{\Omega} \mathbf{w} \cdot (\rho \mathbf{u} \cdot \nabla \mathbf{u}) dV = \\ - \int_{\Omega} \mathbf{w} \cdot (\nabla p) dV + \int_{\Omega} \mathbf{w} \cdot (\nabla \cdot (\mu \nabla \mathbf{u})) dV + \\ \int_{\Omega} \mathbf{w} \cdot (\rho \mathbf{g}) dV - \int_{\Omega} \mathbf{w} \cdot (\mathbf{f}) dV \end{aligned} \quad (12)$$

式中,速度场的解 $\mathbf{u} \in H^1(\Omega)^3$ ,权函数 $\mathbf{w} \in H^1(\Omega)^3$ .

基于 $P1_D$ - $P2$ 单元方法<sup>[29]</sup>,速度场求解采用不连续的分段线性形函数( $P1_D$ 形函数),压力求解采用连续的分段二次形函数( $P2$ 形函数),该单元方法具有理想的Ladyzhenskaya-Babuska-Brezzi(LBB)稳定性.速度场的形函数和解都是在子空间 $H^1(\Omega)^3 \in H^1(\Omega)$ 上独立计算的,对于任意一个子空间(单元),速度场的形函数和解可以由该空间上的形函数 $\psi$ ( $P1_D$ 形函数)的线性组合表示

$$\mathbf{w} = \sum_{j=1}^N \psi_j \mathbf{w}_j, \quad \mathbf{u} = \sum_{k=1}^N \psi_k \mathbf{u}_k \quad (13)$$

式中, $N$ 是单元节点数, $w_j$ 是节点 $j$ 处权函数的值, $\mathbf{u}_k$ 是节点 $k$ 处的速度. $\psi_j, \psi_k$ 分别是该单元节点 $j, k$ 处的形函数,且仅在 $j, k$ 处有值,其他节点上为0.

压力 $p$ 由连续分段二次形函数( $P2$ 形函数)

表示

$$p = \sum_{l=1}^N \Psi_l p_l \quad (14)$$

式中,  $p_l$  是节点  $l$  处的压力值,  $\Psi_l$  分别是节点  $l$  处的形函数, 且仅在  $l$  处有值, 其他节点上为 0.

由此, 可以给出一个  $N \times N$  的线性方程组离散动量方程, 并求解速度场  $\mathbf{u}$  和压力  $p$ .

$$\mathbf{M} \frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + \mathbf{A} \mathbf{u} + \mathbf{K} \mathbf{u} + \mathbf{F}_{\text{left}} \mathbf{u} = \mathbf{C} p + \mathbf{b} + \mathbf{f}_{\text{right}} \quad (15)$$

式中,  $\mathbf{M}$ ,  $\mathbf{A}$ ,  $\mathbf{K}$  和  $\mathbf{C}$  分别是质量、对流、应力和梯度矩阵.  $\mathbf{F}_{\text{left}}$  是方程左侧的阻力项矩阵.  $\mathbf{b}$  和  $\mathbf{f}_{\text{left}}$  分别是浮力和方程右边的阻力项.

同样, 连续方程也可以通过有限元方法离散如下

$$\sum_{i=1}^N (\mathbf{C}_i \mathbf{u} - \mathbf{r}_i) = \mathbf{0} \quad (16)$$

式中,  $\mathbf{C}_i$  为散度算子,  $\mathbf{r}$  是应用 Dirichlet 边界条件的曲面积分.

方程离散后, 数值计算采用压力投影法 (pressure projection method) [31-32]. 该方法根据 Helmholtz-Hodge 分解定理, 引入一个中间速度场和压力场, 对速度和压力解耦后分步计算, 步骤如下:

- (1) 使用最新测试解计算近似速度场,  $\mathbf{u}^{n+1} = \theta \mathbf{u}^{\text{tent}} + (1 - \theta) \mathbf{u}^n$ ,  $\theta = 0.5$ .
- (2) 求解压力 Poisson 方程, 得到测试压力场  $p^{\text{tent}}$ .
- (3) 求解离散后的动量方程得到速度场  $\mathbf{u}^*$ . 该速度场  $\mathbf{u}^*$  并不能满足连续方程, 从而得到修正压力  $\Delta p$ .
- (4) 用  $\Delta p$  修正  $\mathbf{u}^*$  得到速度场测试解  $\mathbf{u}^{\text{tent}}$ .
- (5) 将测试解  $\mathbf{u}^{\text{tent}}$  代入流场作为下一次迭代的最新测试解.

当 Picard 迭代达到极限或收敛, 基于此时的  $\mathbf{u}^{\text{tent}}$  和  $p^{\text{tent}}$  可得到最终的  $\mathbf{u}^{n+1}$  和  $p^{n+1}$ . 重复上述求解方法, 直到达到所需的求解时间或达到稳定状态.

### 3 模型验证

本文通过计算不同流速条件下的上覆水中非吸附性污染物浓度变化, 并比较计算结果与水槽实验结果, 验证数值模型的准确性. 实验时, 缓慢加水调节至实验设计的流速和水深, 通过分析上覆水体中代表性物质的相对浓度  $C/C_0$ , 得到底泥再悬浮中物质

释放的特征. 模型验证中, 计算 4 组不同流速条件下, 非吸附污染物浓度随时间变化, 如图 4 所示, 4 种流速 0.13 m/s, 0.23 m/s, 0.35 m/s 和 0.50 m/s 分别对应计算结果 1, 2, 3 和 4. 由于再悬浮过程中污染物释放在短时间内完成, 受制于实验条件, 底泥再悬浮污染物浓度测量工况有限. 本文选取流速为 0.15 m/s 时, 上覆水体中污染物浓度随时间变化, 如图 4 所示. 同时选取静水条件下, 上覆水体污染物浓度随时间变化. 可以看出, 受到水动力学条件影响, 上覆水体中污染物浓度在短时间内 ( $< 2 \text{ min}$ ) 达到平衡, 数值模拟结果和实验测量结果基本吻合. 相对于静水条件下, 污染物从底泥孔隙水中通过分子扩散向上覆水体释放, 底泥再悬浮污染物释放量在短时间内可达静水时的 5 倍.

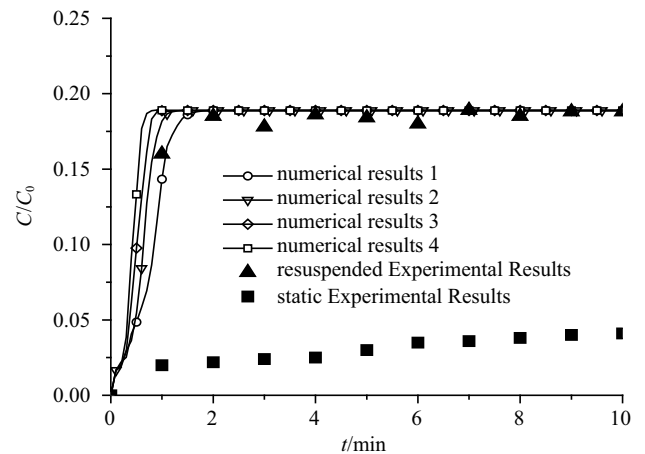


图 4 数值计算结果和实验结果比较

Fig. 4 Comparison of numerical results and experimental results

### 4 结果和讨论

底泥颗粒随流场的运动非常复杂, 具有很大的随机性. 为了定量分析, 选取几何模型中上覆水体中心剖面作为研究对象, 引入平均速度、相对平均浓度和平均湍流动能的概念如下

$$\left. \begin{aligned} U &= \frac{\iint_s u^2 dydz}{\iint_s u dydz} \\ C &= \frac{\iint_s uc dydz}{UH} \\ K &= \frac{\iint_s uk dydz}{UH} \end{aligned} \right\} \quad (17)$$

式中,  $C$  为相对平均浓度, 为无量纲值,  $U$  为平均速度 (m/s),  $K$  为平均湍动能 ( $\text{m}^2/\text{s}^2$ ).

选取几何模型中上覆水体中心剖面作为研究对象, 底泥起动过程中上覆水体平均速度随时间的变化如图 5 所示. 底泥起动初期, 不同工况的水体平均速度均很小, 随时间延长, 水体平均速度迅速增大并在短时间内达到稳定. 不同工况下, 稳定后流速值如表 1 所示.

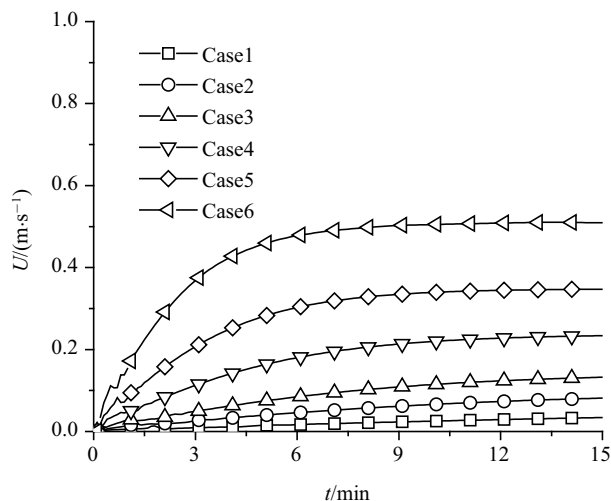


图 5 底泥再悬浮后速度随时间变化

Fig. 5 The variation of the velocity with time after sediment resuspended

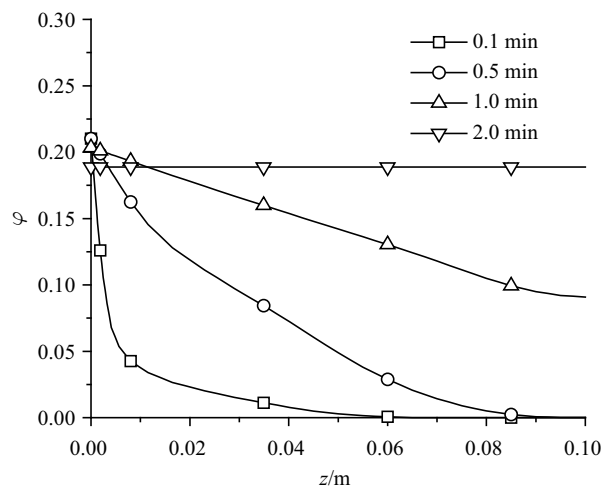
表 1 不同工况下平均流速

Table 1 Average velocity under different cases

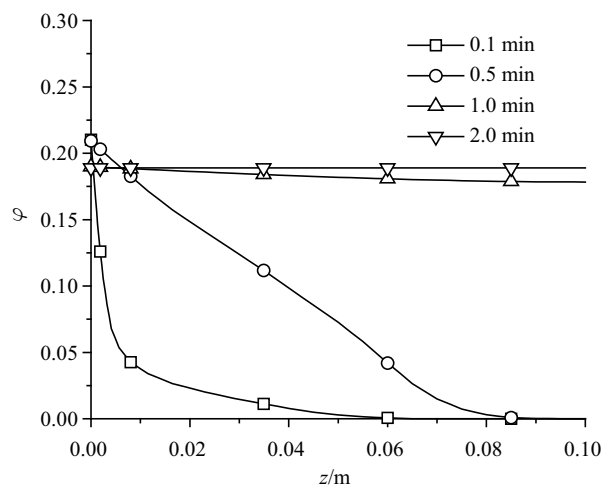
	Case1	Case2	Case3	Case4	Case5	Case6
$U/(\text{m}\cdot\text{s}^{-1})$	0.03	0.08	0.13	0.23	0.35	0.50

选取 Case3 和 Case4 数据, 分析不同时间底泥颗粒体积分数  $\varphi$  在水深方向的分布, 如图 6. 不同流速条件下,  $\varphi$  的垂向分布均随时间快速平衡, 并均在 2 min 内达到同一个稳定值, 即在短时间内上覆水体中  $\varphi$  达到均匀, 这与实验现象接近. 同一时刻, 流速越快上覆水体中  $\varphi$  越均匀. 对于细颗粒底泥  $D_{50} = 30 \mu\text{m}$ , 其空间结构分布均匀, 颗粒向上的再悬浮和向下的沉降运动之间的平衡导致了颗粒体积分数分布的平衡, 当水动力条件不变时, 这种平衡不会打破.

一般情况下, 污染物在水体中扩散受到对流作用、分子扩散、湍流作用、吸附解吸等众多物理化学机制的影响. 选取 Case1, Case3, Case4 和 Case5 的数据, 分析不同流速时, 污染物平均相对浓度  $C$ 、平均湍动能  $K$  与时间的关系, 如图 7



(a) Case 3



(b) Case 4

图 6 不同时间上覆水体颗粒体积分数垂向分布

Fig. 6 The Vertical distribution of particle volume fraction in overlying water at different time

所示. 在不同流速下, 上覆水体中  $C$  均在短时间内 ( $< 3 \text{ min}$ ) 达到平衡. 这一现象和  $\varphi$  短时间内在上覆水体达到平衡存在对应关系. 不同流速下, 随底泥起动上覆水中  $K$  均迅速增大, 流速越快,  $K$  增大越快,  $C$  达到平衡时间越短. 从 Case1 到 Case5, 流速提高了约 11.6 倍,  $K$  的峰值也增加超过 11 倍. 当水体中  $\varphi$  达到平衡后,  $K$  随之趋于平衡,  $C$  也趋于平衡. 在底泥起动过程中,  $K$  和水体中  $\varphi$  变化密切相关, 进入水体的细颗粒底泥改变了上覆水的流场结构, 增大了上覆水的  $K$ .  $K$  的增大降低了上覆水体中  $C$  达到平衡的时间. 迅速进入上覆水体的细颗粒底泥, 改变了上覆水体流场特性, 进而影响到污染物的释放. 对于动水条件下底泥中非吸附性污染物的释放, 水动力学条件是其扩散的关键.

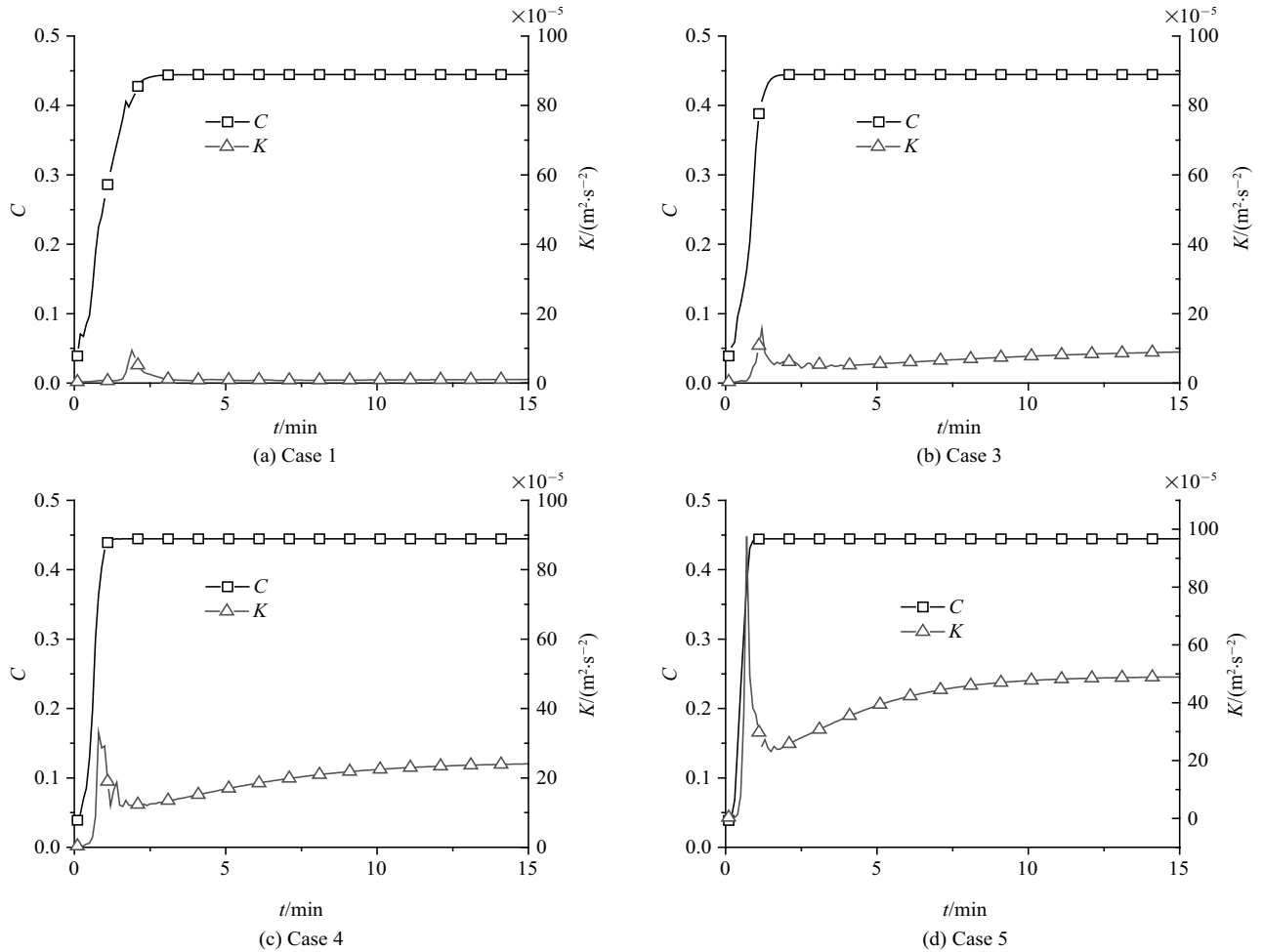


图 7 C-K-t 关系曲线

Fig. 7 The curve of C-K-t

进一步研究不同流速条件下, 对流作用和湍流作用对污染物释放的贡献. 通过分析污染物相对平均浓度随流速和时间变化, 得到污染物扩散总通量  $N_T$ , 对流扩散通量  $N_C$ , 湍流扩散通量  $N_D$  和流场特性 (雷诺数  $Re$ ) 之间的关系, 如图 8. 对于非吸附性污染物,  $N_T$  随流速线性增大, 也即随着雷诺数线性增大. 当雷诺数较小时 ( $Re < 9000$ ), 污染物扩散过程中, 对流和湍流扩散贡献基本一致, 湍流扩散贡献略大于对流扩散的贡献. 当雷诺数增大后 ( $9000 < Re < 15000$ ), 污染物扩散过程中, 对流和湍流扩散贡献相似, 对流扩散贡献略大于湍流扩散的贡献. 当雷诺数较大时 ( $Re > 15000$ ), 湍流扩散贡献迅速下降, 污染物扩散主要由对流作用主导. 可以认为随着流速增大, 底泥再悬浮非吸附性污染物释放逐渐由对流扩散主导. 通常情况下, 富含污染物的细颗粒底泥总是存在于流速较低的河流、湖库等水域中, 受到自然或

人为扰动后, 细颗粒底泥很容易悬浮, 水体的流场特性随之改变, 此时湍流扩散和对流扩散贡献接近, 湍流扩散量不可轻易忽略.

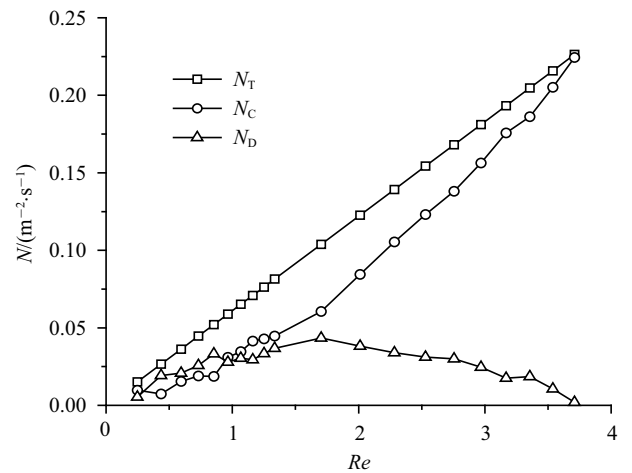


图 8 污染物释放通量与雷诺数关系曲线

Fig. 8 The curve of release flux and Reynolds number

## 5 结 论

底泥再悬浮污染物释放过程是上覆水体-底泥-污染物耦合的释放过程. 底泥起动后复杂的流场特性是底泥再悬浮释放污染物的主要影响因素. 细颗粒底泥易受到水流作用的影响, 由于其空间结构相对均匀, 沉降速度较小, 再悬浮时水深方向的泥沙颗粒在很短时间内 ( $< 2 \text{ min}$ ) 就能达到均匀, 并保持稳定. 迅速进入上覆水体的底泥颗粒, 改变了上覆水体流动特性, 进而影响到污染物的释放. 平均湍动能在底泥细颗粒泥沙起动后达到峰值, 随垂向泥沙颗粒分布均匀而降低, 并随时间逐渐达到稳定. 流速增加, 湍动能随之增加, 上覆水体中污染物浓度达到平衡的时间也越短. 对流作用和湍流扩散作用均对上覆水体污染物浓度达到平衡的过程有影响. 对于非吸附介质, 当雷诺数较小时, 污染物扩散过程中, 对流和湍流扩散贡献基本一致, 湍流扩散贡献略大于对流扩散的贡献. 随雷诺数增大, 对流扩散贡献逐渐大于湍流扩散的贡献. 当雷诺数较大时, 湍流扩散贡献迅速下降, 污染物扩散主要由对流作用主导. 通常情况下, 富含污染物的细颗粒底泥总是存在于流速较低的河流、湖库等水域中, 受到自然或人为扰动后, 细颗粒底泥很容易悬浮, 此时湍流扩散和对流扩散对污染物释放的贡献接近, 湍流扩散量不可轻易忽略.

## 参 考 文 献

- Zhang C, Yu ZG, Zeng GM, et al. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, 2014, 73(4): 270-281
- 王道增, 林卫青. 苏州河综合调水与水环境治理研究. 力学与实践, 2005, 27(5): 1-12 (Wang Daozeng, Lin Weiqin. Study of flow augmentation and water environment rehabilitation for Suzhou Greek. *Mechanics in Engineering*, 2005, 27(5): 1-12 (in Chinese))
- 林卫青, 卢士强, 陈义中. 应用生态动力学模型评价上海淀山湖富营养化控制方案. 上海环境科学, 2010, 29(1): 1-10 (Lin Weiqin, Lu Shiqiang, Chen Yizhong. An application of ecodynamic model in evaluating eutrophication control measures for Dianshan Lake in Shanghai. *Shanghai Environmental Science*, 2010, 29(1): 1-10 (in Chinese))
- 禹雪中, 钟德钰, 李锦秀等. 水环境中泥沙作用研究进展及分析. 泥沙研究, 2004(6): 75-81 (Yu Xuezhong, Zhong Deyu, Li Jinxiu. Review of studies on sediment in water environment. *Journal of Sediment Research*, 2004(6): 75-81 (in Chinese))
- Cheng PD, Zhu HW, Wang DZ, et al. Numerical research for contaminant release from un-suspended bottom sediment under different hydrodynamic conditions. *Journal of Hydrodynamics*, 2013, 25(4): 620-627
- Cheng PD, Zhu HW, Wang DZ, et al. Sediment rarefaction resuspension and contaminant release under tidal currents. *Journal of Hydrodynamics*, 2014, 26(5): 827-834
- Zhu HW, Cheng PD, Wang DZ, et al. Empirical model for estimating vertical concentration profiles of re-suspended, sediment-associated contaminants. *Acta Mechanica Sinica*, 2017, 33(5): 846-854
- Chatelain M, Guizien K. Modelling coupled turbulence - Dissolved oxygen dynamics near the sediment-water interface under wind waves and sea swell. *Water Research*, 2010, 44(5): 1361-1372
- 朱广伟, 高光, 秦伯强等. 浅水湖泊沉积物中磷的地球化学特征. 水科学进展, 2003, 14(6): 714-719 (Zhu Guangwei, Gao Guang, Qin Boqiang, et al. Geochemical characteristic of phosphorus in sediment of a large shallow lake. *Advances in Water Science*, 2003, 14(6): 714-719 (in Chinese))
- Cheng PD, Zhu HW, Wang DZ, et al. Transport mechanisms of contaminants released from fine sediment in rivers. *Acta Mechanica Sinica*, 2015, 31(6): 791-798
- 李彬, 张坤, 钟宝昌等. 底泥污染物释放水动力特性实验研究. 水动力学研究和进展, A 辑, 2008, 23(2): 126-133 (Li Bin, Zhang Kun, Zhong Baochang, et al. An experimental study on release of pollutants from sediment under hydrodynamic conditions. *Chinese Journal of Hydrodynamics*, 2008, 23(2): 126-133 (in Chinese))
- 朱红伟, 张坤, 王道增等. 泥沙颗粒和孔隙水在底泥再悬浮污染物中的作用. 水动力学研究与进展, 2011, 26(5): 631-641 (Zhu Hongwei, Zhang Kun, Wang Daozeng, et al. Effects of particles and pore water in release of pollutants due to sediment resuspension. *Journal of Hydrodynamics*, 2011, 26(5): 631-641 (in Chinese))
- 张磊, 钟德钰, 吴保生等. 明渠中悬移质的弥散-对流方程及悬浮机理. 力学学报, 2013, 45(1): 83-93 (Zhang Lei, Zhong Deyu, Wu Baosheng, et al. The convection-dispersion equation and the mechanism of suspension in turbulent open-channels. *Chinese Journal of Theoretical and Applied Mechanics*, 2013, 45(1): 83-93 (in Chinese))
- 白静, 方红卫, 何国建等. 细颗粒泥沙净冲刷和输移的大涡模拟研究. 力学学报, 2017, 49(1): 65-74 (Bai Jing, Fang Hongwei, He Guojian, et al. Numerical simulation of erosion and transport of fine sediments by large eddy simulation. *Chinese Journal of Theoretical and Applied Mechanics*, 2017, 49(1): 65-74 (in Chinese))
- Fetters KJ, Costello DM, Hammerschmidt CR, et al. Toxicological effects of short-term resuspension of metal-contaminated freshwater and marine sediments. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2016, 35(3): 676-686
- Matisoff G, Watson SB, Guo J, et al. Sediment and nutrient distribution and resuspension in Lake Winnipeg. *Science of the Total Environment*, 2017, 575: 173-186
- Lepage H, Launay M, Coz JL, et al. Impact of dam flushing operations on sediment dynamics and quality in the upper Rhône River, France. *Journal of Environmental Management*, 2020, 225: 109886
- Fang H, Huang L, Wang J, et al. Environmental assessment of heavy metal transport and transformation in the Hangzhou Bay, China. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 302: 447-457
- Stickel JJ, Powell RL. Fluid mechanics and rheology of dense suspensions. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 2005, 37(1): 129-149
- Hinch EJ. The measurement of suspension rheology. *Journal of Fluid Mechanics*, 2011, 686: 1-4



- 21 Launder BE, Spalding DB. The numerical computation of turbulent flows. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 1974, 3(2): 269-289
- 22 Maron SH, Pierce PE. Application of ree-eyring generalized flow theory to suspensions of spherical particles. *Journal of Colloid Science*, 1956, 11(1): 80-95
- 23 Quemada D. Rheology of concentrated disperse systems and minimum energy dissipation principle. *Rheologica Acta*, 1977, 16(1): 82-94
- 24 Mendoza CI, Santamari A, Holec I. The rheology of hard sphere suspensions at arbitrary volume fractions: An improved differential viscosity model. *The Journal of Chemical Physics*, 2009, 130(4): 044904
- 25 Shewan HM, Stokes JR. Analytically predicting the viscosity of hard sphere suspensions from the particle size distribution. *Journal of Non-Newtonian Fluid Mechanics*, 2015, 222: 72-81
- 26 章本照. 流体力学中的有限元方法. 北京: 机械工业出版社, 1984 (Zhang Benzhaoh. *The Finite Element Method in Fluid Dynamics*. Beijing: China Machine Press, 1984 (in Chinese))
- 27 Ignat L, Pelletier D, Ilinca F. A universal formulation of two-equation models for adaptive computation of turbulent flows. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 2000, 189(4): 1119-1139
- 28 Hughes TJR, Franca LP, Hulbert GM. A new finite element formulation for computational fluid dynamics: VIII. The galerkin/least-squares method for advective-diffusive equations. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 1989, 73(2): 173-189
- 29 Elman HC, Silvester DJ, Wathen AJ. *Finite Elements and Fast Iterative Solvers: With Applications in Incompressible Fluid Dynamics*, New York: Oxford University Press, USA, 2005
- 30 Cotter CJ, Ham DA, Pain CC, et al. LBB stability of a mixed Galerkin finite element pair for fluid flow simulations. *Journal of Computational Physics*, 2009, 228(2): 336-348
- 31 Chorin AJ. Numerical solution of the Navier-Stokes equations. *Mathematics of Computation*, 1968, 22(104): 745-762
- 32 Gresho PM, Sani RL. *Incompressible Flow and the Finite Element Method, Vol.2: Isothermal Laminar Flow*. Chichester, UK: Wiley, 2000