

闸控河段水质多相转化模型

窦明^{1,2*}, 米庆彬^{1,2}, 左其亭^{1,2} (1. 郑州大学水利与环境学院, 河南 郑州 450001; 2. 郑州大学水科学研究中心, 河南 郑州 450001)

摘要: 针对闸控河段水质转化机理复杂的特点, 提出在“水体-悬浮物-底泥-生物体”界面内开展水质多相转化研究的总体思路, 推导了描述各种相态水质之间传质过程的数学表达式, 构建了具有一定物理机制的闸控河段水质多相转化模型。结合槐店闸调度影响实验数据, 对水质多相转化模型进行了参数识别和验证, 进而模拟了不同相态水质成分的时空变化过程。结果发现: 来水流量和闸门调度方式使闸上和闸下断面各相水质浓度发生变化, 同时影响到藻类的生长和富集状态; 闸门调度会改变闸上、闸下河段的水质主导反应机制; 由于闸门调度增加了对水体的扰动, 水体与外界的物质交换效果增强; 在实验前期蓝藻数量的变化主要受水流的迁移作用影响, 在后期闸上断面主要受闸门阻隔的影响, 闸下断面主要受流速、流量和营养物质浓度改变等作用综合影响。

关键词: 闸控河段; 水质; 多相转化; 数学模型

中图分类号: X522 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2015)07-2041-11

Multi-phase transformation model of water quality in the sluice-controlled river reaches. DOU Ming^{1,2*}, MI Qing-bin^{1,2}, ZUO Qi-ting^{1,2} (1. School of Water Conservancy and Environment, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China; 2. Center for Water Science Research, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China). *China Environmental Science*, 2015, 35(7): 2041~2051

Abstract: On analysis of the complicated characteristics of the water quality transformation mechanism in sluice-controlled river reaches, the multi-phase transformation of water quality based on the mutual regulation of water body, suspended matters, sediments and organisms was put forwarded. First of all, a group of mathematical expressions describing the mass transportation processes among different phase states of water were derived. Then, a multi-phase transformation model of water quality in sluice-controlled river reaches with certain physical mechanisms was established. Finally, the experimental data of Huaidian Sluice operation was used to identify and validate the parameters of the multi-phase transformation model of water quality, and to simulate the spatial and temporal change processes of water quality ingredients among different phase states. The following findings were discovered from the results: The concentration change of each phase water quality in upstream and downstream are affected by the flow and the gate operation mode, also was the algae's growth and enrichment state. The reaction processes in upstream and downstream show different leading reaction mechanisms with the change of sluice operation. Increasing the disturbance to water body, sluice operation leads to stronger exchanges between water body and external matters. The change of cyanobacteria (PCY) quantity in the early test period is mainly affected by water migration, in the later test period, the change of PCY quantity in the upstream section is mainly affected by the obstruction of sluice, and in the downstream section is comprehensively influenced by flow velocity, flow and change of nutrient concentration.

Key words: sluice-controlled river reaches; water quality; multi-phase transform; modeling

闸控河段水动力因子变化频繁剧烈, 由此造成水质在水环境系统的生物地球化学行为异常复杂^[1]。在各种作用的影响下, 水质不断地发生着界面转移和相态转化, 因此难以有效描述闸控河段的水质多相转化规律。近年来, 随着人类对自然规律认识的逐步深入, 水质多相转化研究正成为

一个新的交叉学科领域。Mackay^[2-3](1991)首次应用多介质逸度模型来研究有毒有机化学品在

收稿日期: 2014-12-10

基金项目: 国家自然科学基金(U1304509); 河南省高校科技创新团队支持计划(13IRTSTHN030)

* 责任作者, 教授, dou_ming@163.com

“空气-水体-底泥-土壤-生物体”多介质环境中的行为归趋,并取得了丰硕的研究成果,成为水质多相转化研究的典范.此外,国内外学者对有毒有机化学品在多介质环境中的行为归趋做了研究.如 Warren 等^[4]研究了印度 Rihand 水库由于农药施用造成的有机污染物在“水体-悬浮物-底泥-空气”中的分布规律,Contreras 等^[5]预测了杀虫剂在“空气-水体-植物-底泥”界面内的含量,黄岁樑^[6]在分析重金属在多沙河流中的相态转化机制基础上,推导出冲积河流重金属迁移转化整体数学模型,刘信安等^[7]引用了 Mackay 提出的多介质逸度模型,来描述水环境中重金属污染的演化过程、扩散机制和界面行为,并以三峡流域为例进行了模型的参数敏感度分析和界面传输速率计算.同时,研究者也开发了一些以水动力-水质为主的通用的河流水量水质耦合数学模型,如 EFDC、MIKE、WASP、QUAL2K 等.然而,对于水质转化

的研究多数是基于“水体-底泥界面”二相结构模式来展开的,如窦明等^[12]、陈炼钢等^[8].部分学者在研究多沙河流或湖泊水环境问题时开展了“水体-悬浮物-底泥界面”或“水体-底泥-生物体界面”三相结构模式的研究,如王云中等^[9]、卫志宏等^[10].但上述研究多是针对水质水量耦合过程或单一水质过程进行研究,缺少专门针对闸控河段复杂水流条件并同时考虑水质在水环境系统多相界面内转化机理的研究.为此,本文针对闸控河段水质转化复杂的特点,提出了一种新颖的闸控河段水质多相转化模型,该模型考虑了水质在“溶解相-悬浮相-底泥相-生物相”之间的转化.以槐店闸水域为典型区,模拟在水闸调度作用下河道上下游不同相态水质浓度的变化,以期探析在复杂水环境下的水质转化机理提供一种新思路.

1 水质多相转化模型的构建

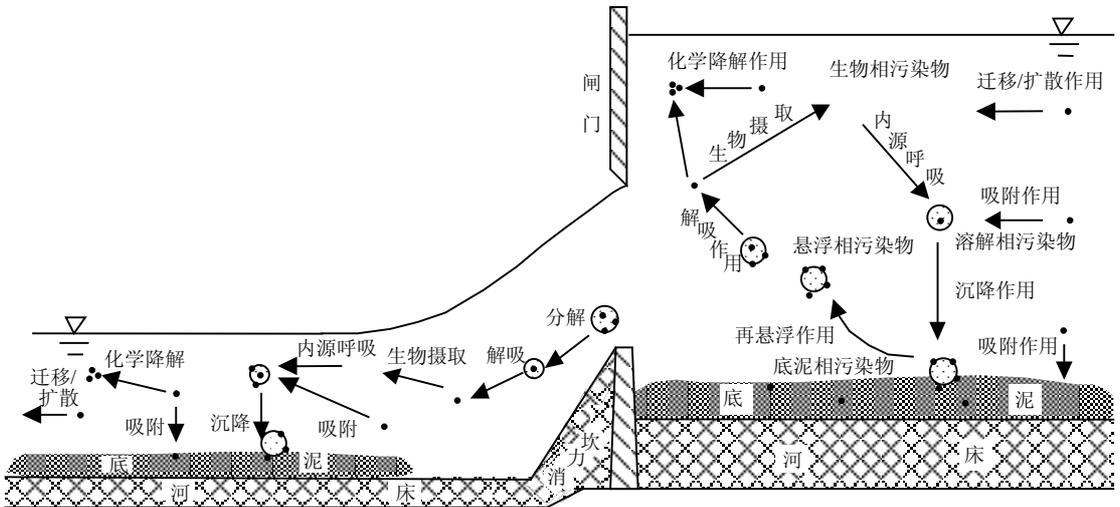


图1 闸控河段水质多相转化示意

Fig.1 Sketch map of the multi-phase transformation of water quality in the sluice-controlled river

由于水闸调度对河道水流、悬浮物、底泥等环境要素具有强烈的扰动作用,故闸控河段水质转化过程呈现出多介质、多相态、多形式的特点.当闸门关闭或开度变小时,水流拥堵造成闸上河段流速减小,水体中物质受水流的迁移扩散作用减弱,此时溶解相物质被大量吸附在悬浮颗粒和底泥上,悬浮颗粒随之沉降到底

泥,在河底被降解或固结,同时关闸蓄水使得闸上水体体积增大,对污染物的稀释能力增强;而水流变缓还引起水体曝气作用和自净能力减弱,藻类等浮游生物大量繁殖,生物累积作用增强.当闸门开度变大时,水流对河床的冲刷作用加强,附着在底泥表层的水质成分再悬浮进入水体,并在水流剪切力或构筑物的阻挡作用下使

悬浮相水质分解破碎或解吸到水体中,闸下悬浮相和溶解相物质浓度增加,同时流速变快还造成水体自净能力提高,浮游生物的聚集环境受到干扰,生物累积作用减弱.在此期间,水质成分先后经历了迁移、扩散、溶解、吸附、解吸、沉降、再悬浮、摄入、降解等一系列物理、化学、生物反应过程,其相态也在“水体-悬浮物-底泥-生物体”界面内不断进行转换(图 1).

对于像闸控河段这样人为干扰强烈的水域,由于受各种水环境要素的综合作用,运用单一相态的水质转化模型难以准确描述其水质转化规律,为此需要考虑水质在“水体-悬浮物-底泥-生物体”界面的多相转化过程,并构建闸控河段水质多相转化模型.该模型应体现以下两方面的特点:一是要突出闸门调度对河道水动力学过程的扰动作用,特别是在闸门等非常规河道断面的数值计算;二是要突出对水质多相转化全过程的描述.

1.1 模型整体设计

闸控河段水质多相转化模型由考虑水闸调度作用的水动力学模型和水质多相转化模型两部分组成.水动力学模型主要用于计算闸控河段的水位、流量、流速等水动力学参数值.由于受到闸门的阻隔和约束,闸控河段水流过程较明渠河道更为复杂.为有效反映其水流特征,首先根据闸控河段的河道地形特点,将其划分为闸上河段、闸门、闸下河段等不同水域,进而再分段进行处理和计算^[11];对于闸上、闸下河段,其流态比较均匀,依据基于垂向积分的物质和动量守恒方程,即一维非恒定流圣维南方程组来模拟河流或河口的水流状态^[13],并采用 Abbott-Ionescu 六点隐式差分格式求解;对于闸门处的泄流计算,将闸门设置在计算网格点的流量处(Q-point),通过水工建筑物的流量由上下游水位及建筑物本身参数确定,具体方法是将离散的水工建筑物能量方程代替离散后的圣维南方程组中的动量方程.

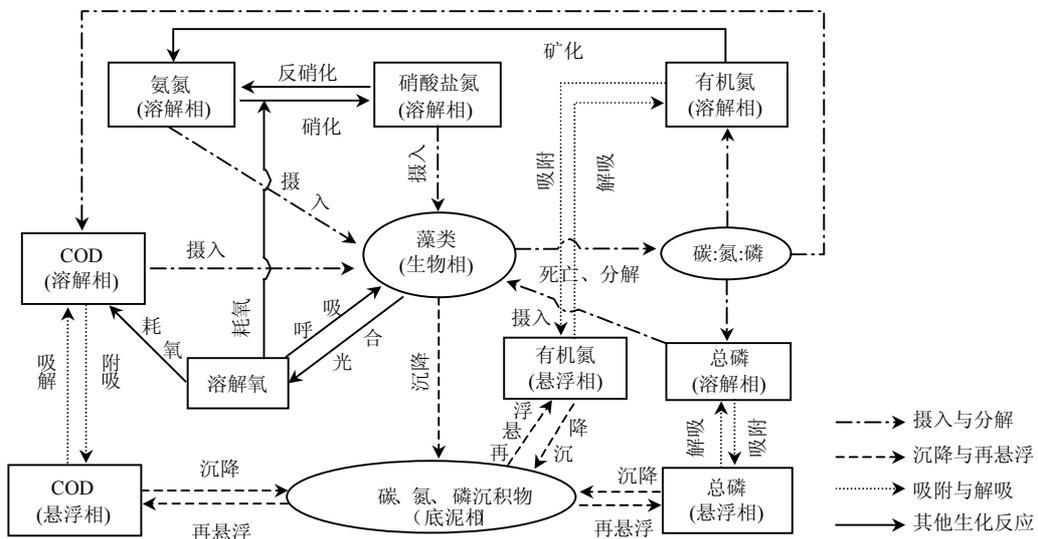


图 2 水质多相转化示意

Fig.2 The diagrammatic sketch of the multi-phase transformation of water quality

水质多相转化模型综合运用环境水力学、吸附-解吸动力学、水生生物生长动力学等理论,描述水质在水体、悬浮物、底泥、水生生物等不同介质之间的物理、化学、生物反应等过程,以

及由此引起的各相水质浓度时空变化情况.模型中共考虑了藻类(PYT)、化学需氧量(COD)、溶解氧(DO)、氨氮(NH₄⁺-N)、硝酸盐氮(NO₃⁻-N)、有机氮(ON)、总磷(TP)7个,其中 COD、ON、TP

考虑了溶解相、悬浮相、底泥相、生物相的空间分布, PYT、DO、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 只考虑溶解相的空间分布. 在水质相态转化方面, 主要考虑了溶解相水质在水体中的迁移扩散作用, 溶解相与悬浮相和底泥相之间的吸附和解吸作用, 悬浮相与底泥相之间的沉降与再悬浮作用, 生物相物质生长对营养物质的摄入与死亡分解作用. 同时, 还考虑了耗氧有机物的降解作用、氮循环的硝化、反硝化、矿化等反应过程. 各水质指标之间的反应过程如图 2 所示.

1.2 水质模型中数学表达式的构建

水质多相转化模型由水质迁移转化基本方程、吸附-解吸过程描述方程、沉降-再悬浮过程描述方程、水生生物生长-死亡过程描述方程耦合而成. 其中, 基本方程反映了各相水质之间的转化关系, 吸附-解吸过程描述方程、沉降-再悬浮过程描述方程和水生生物生长-死亡过程描述方程分别用于描述不同相态水质之间传质过程的物理机制.

1.2.1 水质迁移转化基本方程 基本方程主要由描述水质迁移扩散作用的基本项和描述不同相态之间传质过程的转化项组成, 各相水质的基本方程如下:

溶解相方程:

$$\frac{dC_{\text{dis}}}{dt} = N'_{\text{bd}} - N_{\text{dw}} - N_{\text{db}} - N_{\text{de}} + N'_{\text{ed}} - N_1 \quad (1)$$

式中: C_{dis} 为溶解相水质浓度, mg/L ; N'_{bd} 为解吸作用下底泥相向溶解相的转化量, $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$; N_{dw} 为吸附作用下溶解相向悬浮相的转化量, $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$; N_{db} 为吸附作用下溶解相向底泥相的转化量, $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$; N_{de} 为生物摄入作用下溶解相向生物相的转化量, $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$; N'_{ed} 为生物死亡作用下生物相向溶解相的转化量, $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$; N_1 为由于各种化学反应引起的物质损失量, $N_1 = K_1 C_{\text{dis}}$, K_1 为溶解相水质的降解系数, $1/\text{d}$. 尽管实际情况下悬浮相和底泥相水质也会发生降解作用, 但由于受数量限制和环境条件的影响, 其降解量较溶解相相差很多, 故不再考虑.

悬浮相方程:
$$\frac{dC_{\text{susp}}}{dt} = N_{\text{dw}} + N_{\text{bw}} - N'_{\text{wb}} \quad (2)$$

式中: C_{susp} 为悬浮相水质浓度, mg/L ; N_{bw} 为再悬浮作用下底泥相向悬浮相的转化量, $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$; N'_{wb} 为沉降作用下悬浮相向底泥相的转化量, $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$.

底泥相方程:

$$\frac{dC_{\text{sed}}}{dt} = N'_{\text{wb}} + N_{\text{eb}} + N_{\text{db}} - N_{\text{bw}} - N'_{\text{bd}} \quad (3)$$

式中: C_{sed} 为底泥相水质浓度, g/m^2 , 与溶解相水质浓度的单位 mg/L 不相同. 为了统一, 根据文献[14]中对底泥相水质的监测方法, 通过测得每 m^2 底泥的重量将 C_{sed} 进行转换; N_{eb} 为生物死亡与沉降作用下生物相向底泥相的转化量, $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$;

生物相方程:

$$\frac{dC_{\text{bio}}}{dt} = N_{\text{de}} - N_{\text{eb}} \quad (4)$$

式中: C_{bio} 为生物相水质浓度, mg/L .

1.2.2 吸附-解吸过程描述方程 在水质多相转化基本方程中涉及到吸附-解吸作用的一共有三项: 悬浮颗粒对溶解相的吸附量 N_{dw} , 底泥对溶解相的吸附量 N_{db} 和解吸量 N'_{bd} . 严格说, 悬浮相水质在一定条件下也会发生解吸作用, 但由于水体中悬浮颗粒含量不大且相对底泥相的解吸作用量级很小, 一般忽略不计. 为了描述吸附-解吸过程的转化量, 文献[15]假设水体内颗粒均匀分布, 有关吸附量的表达式如下:

$$N_{\text{dw}} = K_{\text{a1}} C_{\text{dis}} \quad (5)$$

$$N_{\text{db}} = K_{\text{a2}} C_{\text{dis}} \quad (6)$$

式中: K_{a1} 、 K_{a2} 分别为悬浮颗粒和底泥对溶解相的吸附系数, $1/\text{d}$.

解吸是吸附的逆过程, 是在一定推力作用下使得固、液相态间进行物质传递的过程, 只是两者的推力正好相反, 为此有关解吸量的表达式如下:

$$N'_{\text{bd}} = K_{\text{d}} C_{\text{sed}} \quad (7)$$

式中: K_{d} 为解吸系数, $1/\text{d}$.

1.2.3 沉降-再悬浮过程描述方程 底泥相水质的迁移转化, 与溶解相和悬浮相差别较大. 因其附着在河底的泥沙颗粒上, 主要受水流推移作用的影响, 扩散作用不显著^[16]. 在水质多相转化基本方程中涉及到沉降-再悬浮作用的有两项: 悬浮

相的沉降量 N'_{wb} 和底泥相的再悬浮量 N_{bw} 。根据泥沙工程学原理,颗粒相水质的沉降与再悬浮是与水体中悬浮颗粒的运动联系在一起的,而悬浮颗粒的运动又与水流条件密切相关^[15],这就涉及到水流的临界流速 U_{crit} 问题。

当水体流速 U 小于临界流速 U_{crit} ,即沉降作用占主导地位时,悬浮颗粒沉降的水质转化量为:

$$N'_{wb} = K_w / H \cdot C_{sus} \quad (8)$$

式中: K_w 为悬浮相的沉降速率; H 为水深。

当水体流速 U 大于临界流速 U_{crit} ,即再悬浮作用占主导时,底泥再悬浮的水质含量为:

$$N_{bw} = K_s / H \quad (9)$$

式中: K_s 为再悬浮速率;其他符号意义同前。

1.2.4 水生生物生长-死亡过程描述方程 水体中氮、磷、碳等生源物质会被藻类吸收,作为维持自身生存繁衍的重要组分,同时藻类又会作为食物链的一个环节,被浮游动物、鱼类等摄入。为描述这一传质过程,可运用水生生物生长动力学原理,来反映溶解相与生物相水质之间的传质过程。在水质多相转化基本方程中涉及到水生生物作用的一共有两项:生物相对溶解相的摄入量 N_{de} ,生物相对底泥相的衰减量 N_{eb} ,其计算公式如下:

$$N_{de} = G_p C_{bio} \quad (10)$$

$$N_{eb} = (D_p + \frac{\omega_p}{H}) C_{bio} + D_z Z(t) \quad (11)$$

式中: G_p 、 D_p 、 ω_p 分别为水生生物的生长率、死亡率和沉降率,1/d; D_z 为水生生物的被捕食率,1/d; $Z(t)$ 为捕食者的生物量浓度,mg/L。

以浮游植物为例,水环境中浮游植物生长动力学机制可描述为^[17]:

$$G_p = G_{max} \cdot G_T \cdot G_I \cdot G_N \quad (12)$$

式中: G_{max} 为浮游植物的最大生长率,1/d; G_T 、 G_I 、 G_N 分别为温度调节因子、光照衰减因子、营养限制因子,无量纲。其中,针对氮、磷等生源物质, G_N 受到溶解相水质浓度 C_{dis} 的影响,可采用下式计算:

$$G_N = \min\left(\frac{C_{dN}}{K_{N\frac{1}{2}} + C_{dN}}, \frac{C_{dP}}{K_{P\frac{1}{2}} + C_{dP}}\right) \quad (13)$$

式中: C_{dP} 、 C_{dN} 分别为浮游植物生长所需要的溶解相无机磷和无机氮的浓度,mg/L; $K_{N\frac{1}{2}}$ 、 $K_{P\frac{1}{2}}$ 分别为氮和磷的半速系数(即为饱和生长率一半时的溶解相浓度),mg/L。

2 应用实例

2.1 研究区概况及资料收集

以沙颍河干流上的槐店闸为研究对象,先后开展了 3 次闸坝调度影响现场实验,实验范围为闸控河段上下游 2km 范围内,上游第一个断面距槐店闸的距离为 850m,下游距槐店闸的距离为 1150m,按照河流纵向距离步长 200~500m 共划分 7 断面,实验范围内无排污口存在。文中数据来源于 2013 年 4 月开展的第 3 次实验结果,本次实验重点研究不同调度方式下水质在水体、悬浮物、底泥等不同载体之间的转化规律。实验共设置 5 个监测断面(闸上的是 I、III、IV 断面,闸下的是 VI、VII 断面),进行 7 次系统采样(共采集 18 个水样、3 个底泥样和 4 个上层覆水样(用于检测悬浮相水质浓度))。同时还利用 HACH 水质监测组件和 DS5 藻类自动监测仪对水闸上、闸下水质进行了监测。在整个实验期,为考虑水闸调度对水质相态转化的作用,按照实验时间顺序,共设计了 8 孔 30cm、6 孔 50cm、4 孔 70cm、4 孔 30cm、4 孔 10cm、闸门全关 6 种开启方式,其对应的过闸流量分别为 63,72,55,34,14,0m³/s。

2.2 模型参数验证

模型验证时水动力学模型采用的边界条件为:上边界为实验期 I 断面实测流量资料序列,下边界为 VII 断面实测水位资料序列,闸上内边界为 IV 断面实测水位资料序列。初始条件为断面的实测水位、流量资料。水质多相转化模型的上边界条件为同期 I 断面实测溶解相水质浓度资料序列。初始条件为监测断面的溶解相、悬浮相、底泥相和生物相水质浓度^[17]。

在水动力模型验证方面,以闸上 III 断面的实测数据来率定模型的参数,以闸下 VI 断面的实测数据进行验证。由模拟结果可知,闸上 IV 断面最大相对误差为 9.79%,相对误差平均值为 4.46%;闸下 VI 断面最大相对误差为 11.63%,相对误差平均

值为 5.05%,模型模拟精度较高.

由于水质多相转化模型中参数较多,单一率定相对繁琐,为此作如下处理:首先,根据参数对模型的敏感性程度对参数进行分类,敏感性参数包括大气复氧系数($teta_r$)、吸附速率(k_a)、解吸速率(k_d)、有机质沉降速率(k_w)、有机质再悬浮速率(k_s)、矿化速率(M_{RM})、反硝化速率(Df_{RO})等;不敏感性参数包括光合作用最大产氧量(P_{MAX})、半饱和氧浓度(C_{os})、氮的半速系数($K_{N\frac{1}{2}}$)、磷的半速系数($K_{P\frac{1}{2}}$)等.其次,将一些水环境模型给出的部分参数建议值(如 MIKE ECO Lab、WASP 等)和文献^[10,16,18-19]中率定的参数值作为模型中参

数的初始值,对敏感性参数,不断调整每一个参数值,将指定水质相的每一次模拟结果与实测结果进行对比,确定每一个敏感性参数的取值;不敏感性参数则维持初始值不变.最后,将敏感性参数作为一个整体,统一调整参数的取值,对结果进行模拟,使模拟结果整体拟合效果达到最优.再以闸上 IV 断面的实测数据对参数进行率定,以闸下 VII 断面的实测数据对模型进行验证.模型率定和验证结果为:闸上 IV 断面最大相对误差为 35.5%,相对误差平均值为 9.76%;闸下 V 断面最大相对误差为 63.75%,相对误差平均值为 11.72%,模拟精度比较理想.率定后的参数值如表 1 所示.

表 1 水质多相转化模型中的参数项

Table 1 Parameters of the multi-phase transformation model of water quality

符号	含义	单位	数值	符号	含义	单位	数值	
$teta_r$	大气复氧系数	—	0.67	K_{Am}	氨氮半饱和常数	mg/L	0.05	
pro_2	呼吸作用的产出量	—	1	Df_{RO}	反硝化速率	1/d	4	
P_{MAX}	光合作用最大产氧量	1/d	3.5	M_{RM}	矿化速率	1/d	0.46	
C_{os}	半饱和氧浓度	mg/L	2	K_w	有机质沉淀速率	m/d	0.1	
D_p	浮游植物死亡率	1/d	0.099	K_s	有机质再悬浮	$g/(m^2 \cdot d)$	1	
G_p	浮游植物的生长率	1/d	0.1	U_{crit}	临界流速	m/s	0.2	
C_{dN}	浮游植物生长的氮浓度	mg/L	0.2	N_{DO}	硝化作用需氧量	gO_2/gHN_4^+	4.47	
$K_{N\frac{1}{2}}$	氮的半速系数	—	0.05	K_1	K_{ICOD}	溶解相 COD 降解系数	1/d	0.25
C_{dp}	浮游植物生长的磷浓度	mg/L	0.02		K_{ION}	溶解相 ON 降解系数	1/d	0.25
$K_{P\frac{1}{2}}$	磷的半速系数	—	0.15	K_{dCOD}	COD 解吸系数	1/d	0.00015	
D_z	水生生物被捕食率率	1/d	0.015	K_d	K_{dTP}	TP 的解吸系数	1/d	0.00015
G_{MAX}	浮游植物最大生长率	1/d	2.5		K_{dON}	ON 的解吸系数	1/d	0.00046
$Z(t)$	捕食者生物量浓度	mg/L	0.24	K_{aCOD}	COD 的吸附速率	1/d	0.031	
K_{dAm}	植物摄取氨氮	—	0.066	K_a	K_{aTP}	TP 的吸附系数	1/d	0.0001
U_{COD}	植物生长吸收的 COD 量	—	0.02		K_{aON}	ON 的吸附系数	1/d	0.00012
U_{TP}	光合作用所需磷量	gP/gO_2	0.091	N_{R1}	氨氮的衰减率	1/d	1.54	
U_{NR}	光合作用所需硝酸盐量	gNO_3^-/gO_2	0.066	a_{NC}	藻类的氮碳比	—	0.09	
				a_{PC}	藻类的磷碳比	—	0.012	

2.3 模拟结果分析

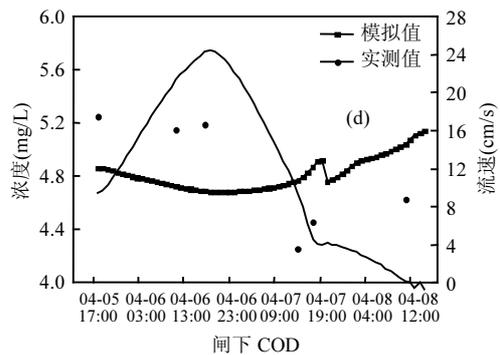
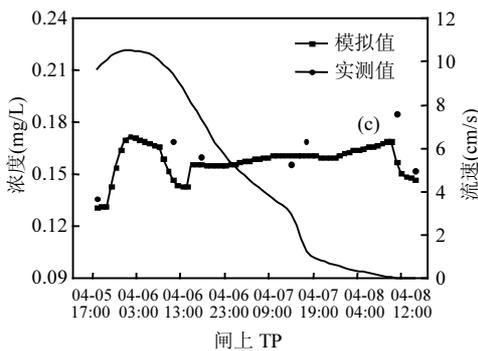
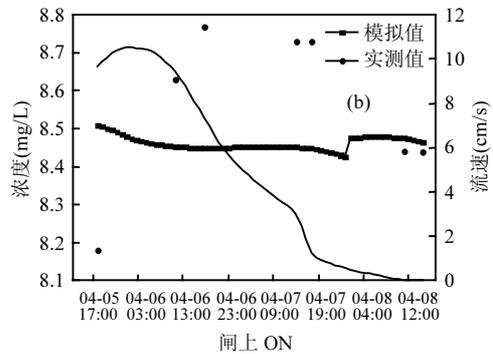
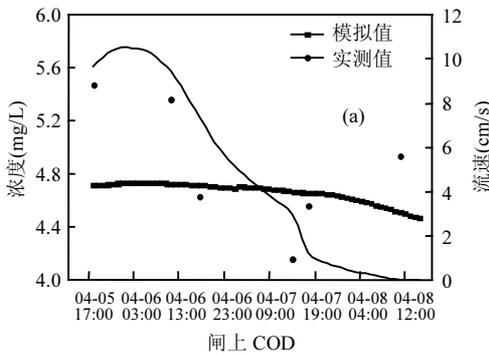
2.3.1 溶解相水质模拟结果及分析 运用构建的模型模拟出水闸连续调度时间闸上、闸下水体中溶解相水质的浓度变化趋势(如图 3).

由图 3 可见,闸上溶解相 COD 和 ON 浓度整体呈下降趋势,而溶解相 TP 在各种作用下浓度变化幅度较大;闸下溶解相 COD 浓度先降低后逐渐增加,溶解相 ON 浓度先增加后降低,溶解相

TP 浓度整体为上升趋势,但存在浓度突变点,分别在 6 日 03:00 达到最大值 0.187mg/L,6 日 12:00 达到最小值 0.43mg/L.对于闸上溶解相 COD 和 ON,前期来水流量较大,COD 和 ON 浓度一定程度上得到了稀释,同时还加快了溶解相 ON 的矿化作用,使其浓度减小速度略快,COD 主要以溶解态存在,而 ON 一部分以溶解态存在,一部分通过矿化作用,以氨氮形式存在;后期随着闸门开度

的减小,闸前流速减小,水位升高,加快了溶解相 COD 和 ON 的降解和吸附,可见,随着来水流量的减小,矿化作用逐渐减小,降解和吸附作用增强,COD 和 ON 主要以悬浮相和底泥相存在.对于闸上溶解相 TP,其浓度主要受来水流量和闸门调度方式的影响.前期 TP 浓度变化与断面流速变化趋势相同,说明此时浓度变化主要受上游来水的影响.随着闸门开启方式和来水流量的减少,溶解相 TP 的吸附作用增强,解吸作用减弱,同时水体中其他物质(如 BOD)对磷元素的释放速率得到了一定程度的加快,TP 浓度有所增加.8 日 08:00 左右,闸门关闭,水流静止,闸前水位升高,溶解相磷被悬浮相和底泥相吸附,TP 浓度开始下降.对于闸下溶解相 COD,闸门下泄,对下游水体造成扰动,COD 浓度理应增加,但在模拟前期其浓度却呈现略微下降趋势,6 日 23:00 以后才呈增加趋势,说明此时底泥相 COD 的解吸作用不明显,而蓝藻数量在 6 日 11:00 和 7 日 16:00 迅速增加,这两个时刻 COD 浓度均在减少,说明此时蓝藻光合作用产碳不能满足生长需要,需从水体中吸

收一部分碳,其他时刻蓝藻数量减少,死亡分解增加了水体中 COD 浓度,因此闸下 COD 浓度前期主要在溶解相和生物相之间进行转化;从闸下溶解相 ON 浓度模拟结果发现,ON 浓度变化与流速变化趋势相同,前期浓度增加,然后下降,造成这种变化的原因可能为前期闸门开度较大,下泄流量较大,底泥相 ON 解吸作用明显,同时溶解相 ON 的矿化作用也相对明显,此时氮元素主要以有机氮和氨氮形式存在.随着开度减小,下泄流量减小,悬浮相 ON 逐渐被吸附到悬浮相和底泥相中,溶解相 ON 迅速下降.可见,溶解相 ON 浓度受闸门开度和矿化作用的影响;从闸下溶解相 TP 的模拟结果可见,TP 浓度变化复杂,前期闸门大开度下泄对底泥造成冲刷,浓度增加;中期处于平稳,说明此时溶解相自身降解、底泥解吸与蓝藻生长吸收达到相对平衡;后期开度减小,水流对底泥冲刷作用减小,而蓝藻数量呈现先增加后减少的趋势,说明后期 TP 浓度的变化主要受蓝藻死亡分解的影响,略有增加.TP 浓度变化受水动力条件和蓝藻生长、死亡的双重影响.



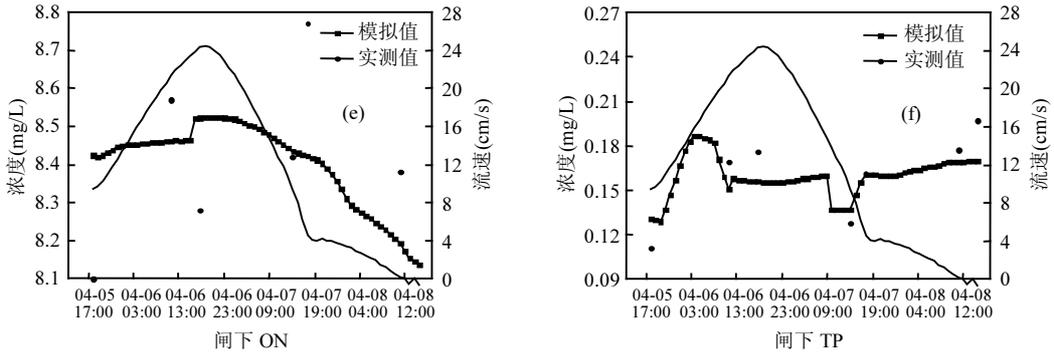


图3 溶解相水质浓度变化趋势

Fig.3 The change trend of water quality concentration in dissolved phase

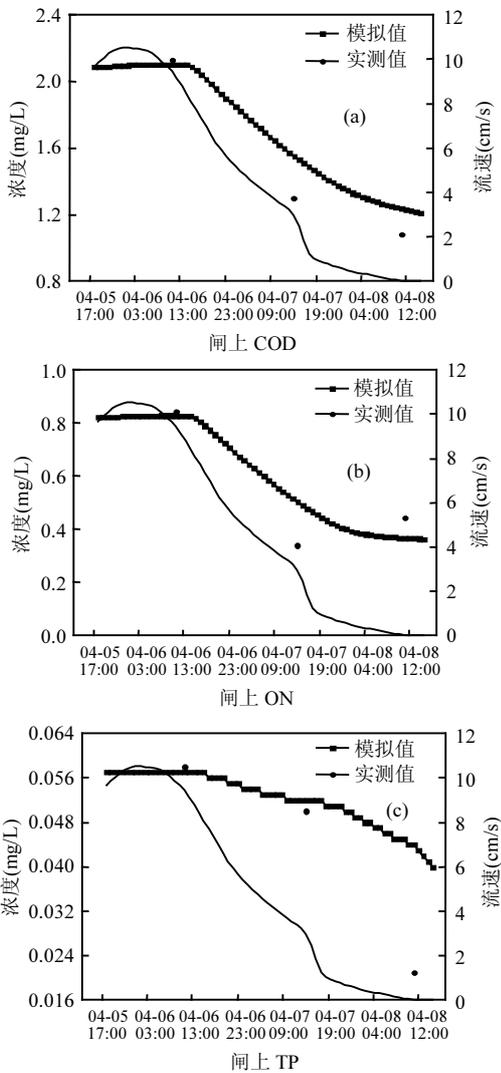


图4 悬浮相水质浓度变化趋势

Fig.4 The change trend of water quality concentration in suspended phase

2.3.2 悬浮相水质模拟结果及分析 根据第三次实验设计,4个上层覆水样的取样点均设在闸上IV断面,因此,模拟结果只对这一个断面进行对比分析.模拟结果与实测数据对比结果如图4所示.

由图4可见,悬浮相COD、TP和ON浓度变化趋势与流速变化趋势大致相同:初期变化不大,中期迅速下降,后期下降缓慢或基本维持平衡.通过参数率定发现,临界流速对TP和ON较敏感,对其他参数不太敏感,经率定,临界流速值为0.2m/s,根据图中流速模拟值,整个实验期间前断面悬浮相沉降作用占主导.模拟前期,初始断面来水流量较大,水流到达闸前断面时由于闸门的阻隔,流速减小,在临界流速以下,但此时3种物质的浓度变化不大,说明此时悬浮相水质浓度变化在受沉降作用的同时,还得到了上游来水的补充;模拟中期,来水流量减小,闸前断面的流速进一步减小,沉降作用增强,再悬浮作用不明显,同时流速减小也会使得降解作用减弱,吸附作用增强,三者同时作用,使得悬浮相浓度明显较少,随着流速进一步减小,悬浮相水质浓度减少速度逐渐减慢;模拟后期,由于闸门开度逐渐减小直到关闭,闸前水流静止,水位持续上升,各种作用达到相对稳定,悬浮相浓度减少缓慢或维持基本平衡.综合上述分析,对悬浮相水质浓度影响最为显著的因素为流速,流速大于临界流速,悬浮相水质浓度增大,流速小于临界流速,悬浮相水质浓度减小.同时,水深和温度也会一定程度影响悬浮相浓度的变化.

2.3.3 生物相水质模拟结果及分析 根据闸控河段水质多相转化模型,模拟出水闸连续调度时

闸上、闸下水体中藻类(主要为蓝藻)数量的变化 趋势(如图 5).

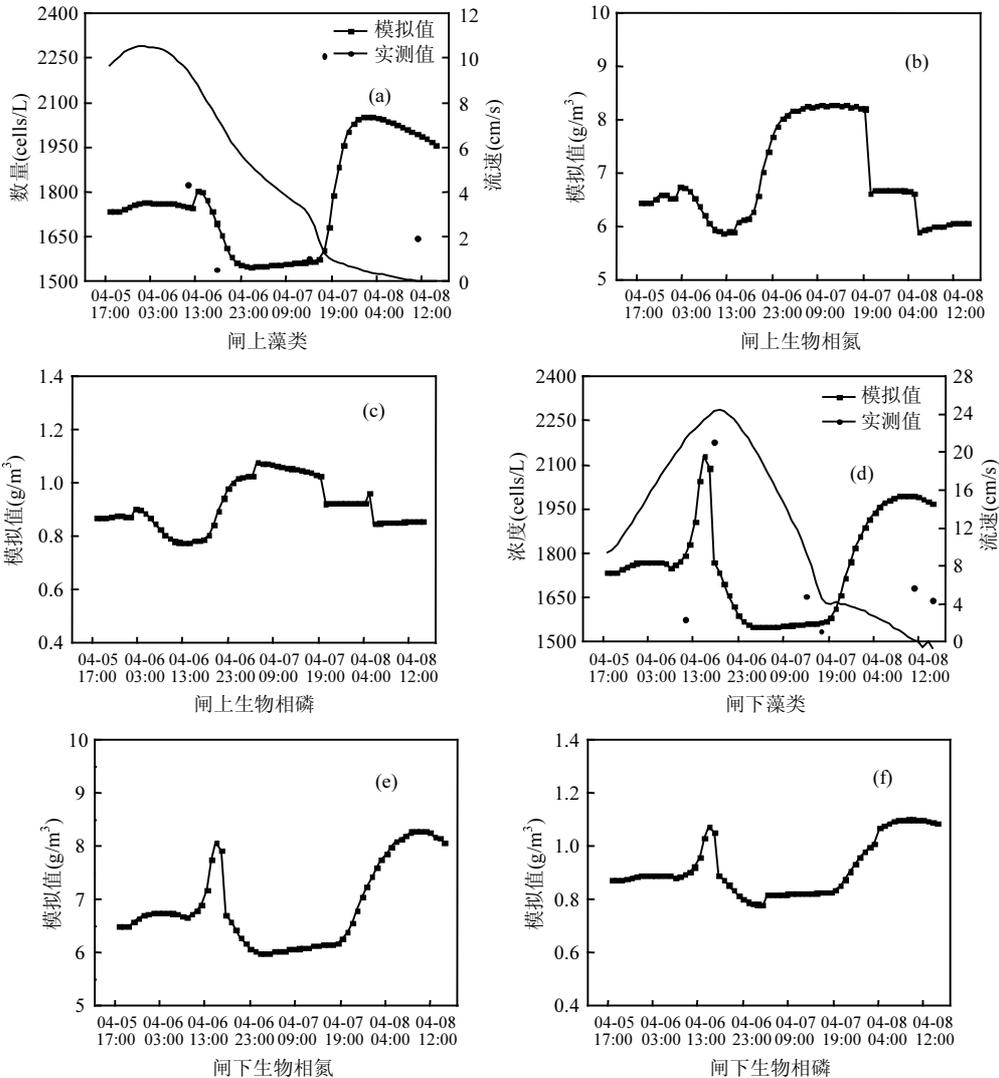


图 5 蓝藻数量模拟结果

Fig.5 The simulation result of algae quantity

由图 5 可以看出,蓝藻数量的变化呈现增-减-增-减的趋势.根据图 5(a)和(d),4 月 5 日 17:00~4 月 6 日 09:00,闸上断面和闸下断面蓝藻数量变化不大,此时初始断面来水还未到达模拟断面,蓝藻数量变化主要受生长和死亡的影响;4 月 6 日 09:00~14:00,闸上断面和闸下断面蓝藻数量均有一定增加,但闸上增加不明显,闸下增加明显,说明此时随上游来水迁移下来的蓝藻一小部分留在了闸上断面,大部分随水流迁移到闸下断面,此

时蓝藻数量主要受水流的迁移作用而发生变化.随着时间的推移,上游来水流量、闸门下泄流量逐渐减小,闸上断面和闸下断面蓝藻数量均出现了快速的增加,但闸上断面增加迅速,闸下断面增长相对缓慢,说明此时蓝藻数量的变化不仅受水流迁移作用的影响,还受其他作用的影响.根据文献[20],流速为 30cm/s 时藻类比增率最大,较适合藻类生存.根据模拟结果图,闸上断面在 7 日 12:00 以后闸上断面流速减小到了 1.87m/s,不适

合蓝藻的生长,但蓝藻数量大幅增加,说明此时由于闸门开度的变小,水体在闸上停留时间较长,随水流迁移过来的蓝藻在闸前聚集,闸上断面蓝藻密度平均值和蓝藻质量净增量增大^[21]。闸下断面在7日09:00以后最大流速为10.6cm/s,仅仅达到适合蓝藻生长流速的最低限,此时蓝藻的生长处在衰亡期,死亡率大于生长率。同时闸门下泄流量减小,对闸下的水体扰动作用减小,蓝藻对水分和营养物质的吸收减弱,同时蓝藻的悬浮作用也减弱,向底泥的沉降增多,导致蓝藻数量增长缓慢。闸门关闭后,闸上断面和闸下断面水体的扰动减弱,营养物质在吸附和沉降等作用逐渐减少,蓝藻死亡率大于生长率,数量开始减少。经分析,7日12:00以前,由于下泄流量较大,水流的迁移作用较明显,而在7日12:00以后,来水流量和闸门下泄流量减小,流速、来水流量、闸门下泄流量均减弱,水动力条件不再适合蓝藻生长,抑制了蓝藻数量的增加。另外,由图5(b)、(c)、(e)、(f)可以看出,生物相氮、磷的浓度变化随着藻类数量的变化而变化,且藻类细胞内氮元素含量变化幅度要大于磷元素,根据模拟及实测值,水体中N/P值为闸上33左右、闸下37左右,明显高于16。因此,藻类生长表现为磷限制^[22-23],此时溶解相磷向生物相磷的转化受到抑制。

3 结论

3.1 本文在认识闸控河段水质多相转化机理的基础上,运用多种理论方法构建了闸控河段水质多相转化模型。以槐店闸水域为研究区,对COD、TP、PYT等的变化进行了模拟,并得出以下结论:3.1 来水流量较大、闸门大开度时,水体的水文情势受到显著影响,不仅增加了悬浮相和底泥相对物质的释放,还改变了溶解氧浓度和藻类数量,间接影响了其他水质转化过程,闸上和闸下断面溶解相和悬浮相水质浓度呈增加趋势,底泥相水质浓度呈减小趋势。来水流量较小、闸门小开度时,结果表现则相反。

3.2 闸控河段各反应过程随着闸门调度方式的改变表现出不同的强弱性。当闸门开度减小或关闭时,闸前断面和闸后断面流速较小,吸附作用和

沉降作用增强,溶解相和悬浮相向底泥相转化较快;当闸门开度较大时,受下泄水流的影响,解吸和再悬浮作用增强,底泥相向溶解相和悬浮相和溶解相转化较快。

3.3 闸门调度方式的改变,使得水体与外界的物质交换发生变化。当闸门开度较小或关闭时,水体扰动较弱,水体曝气作用弱,DO浓度较小,硝化作用、反硝化作用和矿化作用主要受流速的影响;当闸门开度较大时,水体扰动较强,水体曝气作用强,DO浓度较大,硝化作用主要受DO浓度的影响。

3.4 在实验前期蓝藻数量的变化主要受水流的迁移作用影响,实验后期由于闸门开度减小,闸上断面蓝藻数量的变化主要受闸门的阻隔的影响,闸下断面蓝藻数量主要在流速、流量和营养物质浓度改变等作用综合影响下发生变化。

参考文献:

- [1] 窦明,郑保强,左其亭,等.闸控河段水质浓度与调度方式量化关系研究[J].水力发电学报,2014,33(1):114-119.
- [2] Mackay Donald.环境多介质模型:逸度方法(第二版)[M].黄国兰等,译.北京:化学工业出版社,2007.
- [3] Mackay Donald. Multimedia environmental models: the fugacity approach [M]. USA: Lewis Publishers, Chlelsea, 1991.
- [4] Warren C S, Mackay D, Bahadur N P, David G B Boocock. A suite of multi-segment fugacity models describing the fate of organic contaminants in aquatic systems: application to the Rihand Reservoir, India [J]. Water Research, 2002,36(17):4341-4355.
- [5] Contreras W A, Ginestar D, Paraiba L C, et al. Modelling the pesticide concentration in a rice field by a level IV fugacity model coupled with a dispersion-advection equation [J]. Computers and Mathematics with Applications, 2008,56(3):657-669.
- [6] 黄岁樑.冲积河流重金属污染物迁移转化数学模型研究[J].水利学报,1995,(1):47-56.
- [7] 刘信安,吴昊.三峡水域重金属化学污染归趋行为的多介质等量浓度计算模型[J].计算机与应用化学,2004,21(2):299-304.
- [8] 陈炼钢,施勇,钱新,等.闸控河网水文-水动力-水质耦合数学模型[J].水科学进展,2014,25(4):534-541.
- [9] 王云中,杨成建,陈兴都,等.不同水动力条件对景观水体富营养化模拟过程中藻类演替的影响[J].环境监测管理与技术,2011,23(2):23-27.
- [10] 卫志宏,杨振祥,唐雄飞,等.洱河湖泊及湖湾水质水生态模型及特征分析[J].昆明理工大学学报(自然科学版),2013,38(2):

- 93-101.
- [11] 郑保强, 窦 明, 黄李冰, 等. 水闸调度对河流水质变化的影响分析 [J]. 环境科学与技术, 2012, 35(2): 14-18.
- [12] 窦 明, 郑保强, 左其亭, 等. 闸控河段氨氮浓度与主要影响因子的量化关系识别 [J]. 水利学报, 2013, 44(8): 63-70.
- [13] 林玉环. 汞污染河流底质迁移模式研究 [J]. 环境科学学报, 1985, 5(2): 276-285.
- [14] 陈瑞生. 河流重金属污染研究 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1986.
- [15] 李义天, 邓金运. 河流水沙灾害及其防治 [M]. 武汉: 武汉大学出版社, 2004.
- [16] 夏 军, 窦 明, 张 华. 汉江富营养化动态模型研究 [J]. 重庆环境科学, 2001, 23(1): 20-23.
- [17] 米庆彬, 窦 明, 郭瑞丽. 水闸调控对河流水质-水生态过程影响研究 [J]. 水电能源科学, 2014, 32(5): 29-32.
- [18] 彭 虹, 郭生练. 汉江下游河段水质生态模型及数值模拟 [J]. 长江流域资源与环境, 2002, 11(4): 363-369.
- [19] 杨 扬, 吴晓燕, 管卫兵. 长江口及邻近海域枯季水质生态模拟研究 [J]. 海洋学研究, 2012, 30(3): 16-28.
- [20] 曹巧丽. 水动力条件下蓝藻水华生消的模拟实验研究与探讨 [J]. 灾害与防治工程, 2008, (1): 67-71.
- [21] 龙天渝, 刘腊美, 郭蔚华, 等. 流量对三峡库区嘉陵江重庆主城段藻类生长的影响 [J]. 环境科学研究, 2008, 21(4): 104-108.
- [22] Redfield A C. The biological control of Chemical factors in the environment [J]. Am. Sci., 1958, 46: 561-600.
- [23] Fisher E R, Peale J W, Ammerman L B, et al. Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay [J]. Marine Ecology Progress Series, 1992, 82: 51-63.

作者简介: 窦 明(1975-), 男, 山东桓台人, 教授, 博士, 主要从事水资源与水环境研究. 发表论文 100 余篇.

农村人居环境亟待改善

近几年, 一些地方积极推进农村环境连片整治项目、美丽乡村项目和千村示范万村整治等工程项目, 各乡镇、行政村大力开展生态乡镇、生态村及文明示范村的创建工作, 农村脏、乱、差、坏的现象得到一定改善.

但是笔者也发现, 农村环境连片整治等项目每年下达到县(区)的名额有限, 一些地方农村环境亟待改善. 例如畜禽养殖缺乏处理设施, 粪便、污水随意排放, 污染地下水; 生活污水随意倒泼, 使污水渗入地下水中, 污染水源; 大量使用农药、化肥及农作物生长激素, 农用生产垃圾随意处置, 加剧了土壤环境污染.

针对以上问题, 笔者有以下几点建议:

一是领导重视. 地方各级政府领导要认真学习贯彻国家就改善农村人居环境作出的重要指示精神, 把农村环境综合整治工作摆上重要日程, 纳入地方各级政府目标考核内容.

二是加强管理. 建立城乡一体化管理的网格化管理格局, 成立农村环境综合管理机构, 齐抓共管, 形成县城管局、乡城管所、社区(居委会)和村委会设环境监管员、村设环保员四级网格化管理.

三是加大投入. 如果国家层面资金难以支持, 地方财政应建立资金投入机制, 加大农村环境综合整治力度, 完善乡镇、行政村硬件基础设施, 改善农村生产生活条件和村容村貌, 建设清新美丽整洁的新农村.

摘自《中国环境报》

2015-06-30