

土壤水环境中有机污染物 生物处理过程模型研究

刘 凌 崔广柏

(河海大学水资源开发利用国家专业实验室, 南京 210098)

提 要 生物处理是一种经济有效处理土壤水环境中有机污染物的手段. 本文在研究土地生物处理过程的基础上, 建立了综合描述有机污染物在土壤-水-微生物系统中扩散、吸附/解吸、屏蔽和生物降解过程的数学模型. 为确定模型中各参数在模型计算中的作用和相对重要性, 进行了参数灵敏度分析. 预计数学模型可以定量预测有机污染物进行土地生物处理所需的时间和程度, 为构建土地生物处理工程提供参考.

关键词 有机污染物 生物降解 土壤水环境 模拟 参数灵敏度分析

分类号 X131

土壤及相连的水环境(简称土壤水环境)历来是工农业生产废物堆积、散布的场所, 当其中有机污染物的含量超过其环境容量的限度时, 就必须采取一定的处理措施, 降解其浓度到环境容量的允许范围内. 土地生物处理是目前常用的一种处理方法, 它能有效降解土壤水环境中的有机污染物, 并将其转化为 CO_2 和水等. 但是人们在实践中也发现^[1], 当用这种方法来处理一些高分子量的有机污染物时, 处理到一定阶段后, 降解几乎停止, 土壤中残余的有机污染物(5%—40%)无法被彻底降解掉. 为说明残余有机污染物在土壤中的滞留性, 近年来, 在大量研究的基础上, 提出一种土壤颗粒内部屏蔽理论^[2], 该理论认为土壤固体物质(如有机质)与有机污染物之间存在着非可逆的结合(或吸附)现象, 其方式类似于自然的腐殖化, 结合的结果是将有机污染物屏蔽, 被屏蔽的有机污染物有相当高的稳定性, 它固定于土壤固定相, 失去原有的化学和生物学特性, 毒性和渗透性均大为降低, 在土壤颗粒内部保持相对稳定, 不再对外部环境造成危害, 这就是土壤颗粒内部的屏蔽过程. 此过程通常是不可逆的. 因此在土地生物处理过程中, 只要把土壤中可逆吸附的有机污染物全部降解完毕而只剩下不可逆屏蔽的残余有机污染物时, 土地生物处理就可以结束, 这就是土地生物处理的终点. 如果没有认识到这一土壤屏蔽过程, 就会造成时间和金钱的大量浪费.

为定量研究有机污染物在土壤水环境中的降解过程, 近年来一个经常应用的数学模型称作“两相模型”^[3], 该模型假设有机污染物在系统中被分配在两相中: 水相和固相, 其中水相的污染物能够被微生物直接降解, 降解速率用一阶动力学方程来描述; 固相的污染物不能被微生物直接降解, 但固相污染物可以释放到水相中, 其释放速率也可用一阶动力学方程来描述. 该模型的最大特点是简单、使用方便. 但是, 它将实际降解过程过于简化, 使得模型参数物理意义

• 国家自然科学基金(59909003)和高等学校博士学科点专项科研基金(97029401)资助项目.
收稿日期: 1999-12-08; 收到修改稿日期: 2000-03-28. 刘凌, 女, 1964年生, 博士, 副教授.

不够明确,参数的估计过分依赖于实验数据;并且,该模型不能说明残余有机污染物在土壤中的滞留作用。

本文研究的特点,在于综合地描述了有机污染物在土壤水环境(即土壤—水—微生物系统)中进行生物降解的过程与规律,建立一个相应的数学模型.模型不仅考虑土壤颗粒内部可逆的吸附/解吸及扩散过程对有机污染物生物降解可能性的影响,而且从定量的角度考虑土壤颗粒内部不可逆的屏蔽作用,从机理的角度解释残余有机污染物的滞留性问题,这使得模型更接近于实际过程,为定量指导土地生物处理工程提供了可能。

1 数学模型

模型描述的系统如下:在土壤水环境中,土壤颗粒可被概化为多孔性球形颗粒,具有内部和外部孔隙,内外部孔隙中都含有水,分别称为颗粒内部水相和外部水环境.在初始状态下,有机污染物可以存在于土壤颗粒的内部和外部,微生物则均匀分布于外部水溶液而不能进入颗粒内部,因此有机污染物的生物降解只能发生于外部水溶液中,系统内温度相同并保持恒定。

有机污染物在土壤—水—微生物系统中进行生物降解的物料平衡方程如下:

$$(1-\theta)\rho \frac{\partial S_R}{\partial t} + (1-\theta)\rho \frac{\partial S_I}{\partial t} + \theta \frac{\partial C_P}{\partial t} = \frac{1}{r^2} \frac{\partial}{\partial r} [\theta D_p r^2 \frac{\partial C_P}{\partial r}] \quad (1)$$

式中, S_R 为污染物可逆吸附于土壤颗粒内部固定相的浓度($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), S_I 为污染物屏蔽于土壤颗粒内部固定相的浓度($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), C_P 为污染物在土壤颗粒内部孔隙水相中的浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), ρ 为土壤介质的密度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), θ 为土壤颗粒内部的孔隙率, D_p 为污染物在土壤颗粒内孔隙水相中的扩散系数($\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), t 为时间(h), r 为沿土壤颗粒半径方向的极距(cm)。

方程的边界条件和初始条件为:

$$\frac{\partial C_P}{\partial r} \Big|_{r=0} = 0 \quad t \geq 0 \quad (2)$$

$$\epsilon \frac{dC}{dt} = -\epsilon \frac{KC}{K_S+C} - (1-\epsilon)\rho' A_S (0D_p \frac{\partial C_P}{\partial r}) \Big|_{r=a} \quad t \geq 0 \quad (3)$$

$$C_P \Big|_{r=0} = C \Big|_{t=0} = C_0 \quad 0 \leq r \leq a \quad (4)$$

$$S_R \Big|_{t=0} = K_d C_0 = S_0 \quad 0 \leq r \leq a \quad (5)$$

式中, ϵ 为土壤介质的外孔隙率, C 为土壤颗粒外部水相中污染物浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), K_S 为生物降解半速常数($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), K 为特殊生物降解速度常数($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$), ρ' 为包括土壤颗粒内部孔隙在内的密度, A_S 为土壤介质的表面积($\text{cm}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$), a 为土壤颗粒的半径(cm), C_0 为污染物质在水相中的初始浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), S_0 为污染物在固相中的初始浓度($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

在方程(1)中,有机污染物的可逆吸附/解吸动力学过程可用线性吸附等温线来表示:

$$S_R = K_d C_P \quad (6)$$

式中, K_d 为有机污染物的土壤/水吸附分配系数($\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

对于有机污染物在土壤颗粒内部的屏蔽过程,考虑类似于化学物质在催化剂表面进行的吸附/催化反应,因此推出反应机理如下:土壤颗粒内孔隙水相的有机污染物首先被吸附于颗粒固定相表面的一个点位上,然后再与土壤有机质发生反应,反应的结果是使有机污染物屏蔽,反应过程是不可逆的,可用假一级反应动力学方程来表示,反应速度常数为 K_I (h^{-1});

$$\frac{\partial S_I}{\partial x} = K_I S_R = K_I K_d C_P \quad (7)$$

考虑以上机理,改写方程(1)如下:

$$\left[1 + \frac{(1-\theta)}{\theta} \rho K_d\right] \frac{\partial C_P}{\partial x} = \frac{D_P}{r^2} \frac{\partial}{\partial r} \left[r^2 \frac{\partial C_P}{\partial r} \right] - \frac{(1-\theta)}{\theta} \rho K_I K_d C_P \quad (8)$$

方程(8)即为系统中有机污染物生物处理过程的控制方程。

方程(8)的第一个边界条件,即方程(2),来自于球体颗粒的对称性,对称的球体颗粒将给出一个相对于球心对称的有机污染物浓度分布图。方程(8)的第二个边界条件,即方程(3),来自于球体颗粒表面与外部水溶液界面上的物料平衡方程;有机污染物的生物降解反应机理用 Monod 动力学方程来表示;此边界条件说明,在所研究的系统中,外部水溶液中有机污染物浓度的变化取决于从土壤颗粒表面扩散出来的有机污染物与外部水溶液中有机污染物降解反应的平衡结果。

方程(8)的两个初始条件,即方程(4)和(5)表示所研究的系统在生物降解反应开始时处于平衡状态。

定义无因子变量:

$$T = \frac{D_P t}{a^2}, \quad R = \frac{r}{a} \quad (9)$$

带入方程(8)、(2)、(3)、(4)和(5)中,可得无因子变量形式的方程如下:

$$\left[1 + \frac{(1-\theta)}{\theta} \rho K_d\right] \frac{\partial C_P}{\partial T} = \frac{\partial^2 C_P}{\partial R^2} + \frac{2}{R} \frac{\partial C_P}{\partial R} - \frac{(1-\theta)a^2}{\theta D_P} \rho K_I K_d C_P \quad (10)$$

$$\frac{\partial C_P}{\partial R} \Big|_{R=1} = 0 \quad T \geq 0 \quad (11)$$

$$\frac{dC}{dT} = -\frac{a^2}{D_P} \frac{KC}{K_S + C} - \frac{(1-\epsilon)}{\epsilon} \rho' A_S [\alpha \theta \frac{\partial C_P}{\partial R}] \Big|_{R=1} \quad T \geq 0 \quad (12)$$

$$C_P \Big|_{T=0} = C \Big|_{T=0} = C_0 \quad 0 \leq R \leq 1 \quad (13)$$

$$S_R \Big|_{T=0} = K_d \cdot C_0 = S_0 \quad 0 \leq R \leq 1 \quad (14)$$

由于上述方程复杂,解析解无法求得。采用有限差分数值解法,使用 Crank-Nicolson 差分格式,并结合预测—校正技术,求解出上述方程。

为了验证数学模型的可靠性,在实验室条件下,进行了有机污染物苯在土壤—水—微生物系统中生物降解的实验,测得的模型参数如表 1 所示,模型计算结果与实测结果的比较如图 1 所示,由图可见,两者基本一致,表明数学模型基本可靠。

2 模型计算

利用上述数学模型,可以计算一些重要的变量。

(1) 土壤颗粒内孔隙水相有机污染物平均浓度 CP 及平均浓度分数 CP/C_0 :

表 1 数学模型参数取值表

Tab. 1 Input parameters
for model simulation

参 数	数 值
$\rho/\text{kg} \cdot \text{L}^{-1}$	2.4
θ	0.1
ϵ	0.45
a/cm	0.01
$C_0/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	3.9
$D_P/\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$	1.22×10^{-5}
$K_d/\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.43
K_I/h^{-1}	1.0×10^{-6}
$K/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	0.18
$K_S/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	3.51

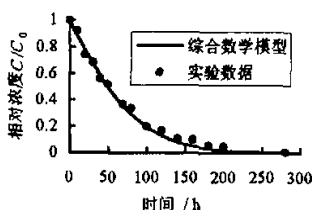


图1 有机物苯在土壤水环境中生物降解数学模拟与实验数据的比较

Fig.1 Comparison of mathematical model with benzene biodegradation measurements in soil-water-microbes system

(4) 动力学因子 F_K :

$$F_K = \frac{\text{扩散所需的时间}}{\text{生物降解所需的时间}} = \frac{a^2 \left[1 + \frac{1-\theta}{\theta} \rho K_d \right]}{\frac{D_r}{\frac{K_s}{K}}} = \frac{K a^2 \left[1 + \frac{1-\theta}{\theta} \rho K_d \right]}{K_s D_r} \quad (18)$$

F_K 是扩散相对于生物降解速度的一个量度。 F_K 较小 ($< 10^3$), 意味着相对于生物降解来说, 解吸、扩散阻力很小, 可以忽略。这通常发生在生物降解反应速度较慢 (K 较小)、小颗粒 (a 较小) 和弱吸附 (K_d 较小) 的情况下。相反, 如果 F_K 较大 ($> 10^5$), 则说明污染物的解吸、扩散阻力很大, 这通常发生在生物降解反应速度较快 (K 较大)、大颗粒 (a 较大) 和强吸附 (K_d 较大) 的情况下, 这时, 系统内污染物总的降解速度受其表观扩散速度所控制。

3 参数灵敏度分析

参数灵敏度分析是为了确定不同参数在模型计算中的作用和相对重要性, 分析的结果可用于确定模型参数的精度和设计合理的土地生物处理工程。模型计算所用参数基本数值见表2。灵敏度分析中, 参数数值变化范围为 $\pm 90\%$, 计算时假设初始条件为: 整个土壤-水-微生物系统处于平衡状态, 在内外水相中, 有机污染物初始浓度均为 C_0 。

3.1 有机污染物的吸附分配系数 K_d 的影响

图2a和图2b反映了有机污染物吸附分配系数 K_d 的变化对其在土壤-水-微生物系统中生物降解过程的影响。图中 K_d 的基本参数值为 $7.12 \times 10^3 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$, 其变化范围为 $0.1K_d - 10K_d$, 其余参数数值同表2。

分析图2的模拟计算结果, 可得出几点规律: (a) 有机污染物在土壤-水-微生物系统中总的生物降解速度随 K_d 的增加而迅速降低。增加了 K_d , 使可逆吸附的污染物解吸到内孔隙水相的时间增长, 从而相应减慢了污染物从内孔隙水相再扩散到外部水溶液, 从而在外部水溶液中被微生物降解的速度。(b) 有机污染物在系统中总的降解速度取决于它的动力学因子 F_K 的

$$\frac{CP}{C_0} = \frac{\int_0^a 4\pi r^2 C_r dr}{\frac{4\pi a^3}{3} C_0} \quad (15)$$

(2) 可逆吸附于土壤颗粒固定相的有机污染物平均浓度 SR 及平均浓度分数 SR/S_0 :

$$\frac{SR}{S_0} = \frac{\int_0^a 4\pi r^2 K_d C_r dr}{\frac{4\pi a^3}{3} S_0} \quad (16)$$

(3) 被土壤屏蔽的有机污染物平均浓度 SI 及平均浓度分数 SI/S_0 :

$$\frac{SI}{S_0} = \frac{\int_0^t \int_0^a 4\pi r^2 K_I K_d C_r dr dt}{\frac{4\pi a^3}{3} S_0} \quad (17)$$

大小, K_d 愈大, F_K 愈大. 如在图 2a 中, 当 $K_d=7.12 \times 10^2 \text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, $F_K=3.7 \times 10^4$, 低于临界值 10^5 , 此时解吸阻力只对污染物总的降解速度有微弱影响, 所以 SR 的半衰期只有 49d; 而当 $K_d=7.12 \times 10^4 \text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, $F_K=3.7 \times 10^6$, 远高于其临界值 10^5 , 此时污染物在系统中总的降解速度就受其解吸阻力所控制, SR 的半衰期也相应增加到 2620d (即 7. 2a). 因此增加了有机污染物的吸附分配系数 K_d , 将使其进行土地生物处理的速度大大降低. (c) 有机污染物的土壤屏蔽量随 K_d 的增加而迅速增加. 因为 K_d 越大, 污染物停留在土壤固定相的时间就越长, 这样就有更多的污染物与土壤有机质反应而被屏蔽. 如图 2b, 当 $K_d=7.12 \times 10^4 \text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 42.1% 的有机污染物将在 39a 内被土壤屏蔽, 成为残余有机污染物.

3. 2 特殊生物降解速度常数 K 的影响

图 3 和图 4 反映了 Monod 方程中特殊生物降解速度常数 K 对有机污染物在土壤-水-微生物系统中生物降解过程的影响. 图中 K 的基本参数值为 $0.5 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 其变化范围为 $0.1-10K$, 模型计算中 K_d 取值 $7.12 \times 10^2 \text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$, 其余参数同表 2. 分析图 3、图 4 的模拟计算结

表 2 模型灵敏度分析
模拟计算的参数值
Tab. 2 Input parameters used
in sensitivity analysis

参 数	数 值
$\rho/\text{kg} \cdot \text{L}^{-1}$	2.5
θ	0.1
ϵ	0.4
a/cm	0.1
$C_0/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	0.313
$Dp/\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$	5.97×10^{-6}
$K_d/\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$	7.12×10^2
K_i/h^{-1}	5.0×10^{-6}
$K/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	0.5
$K_s/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	0.1

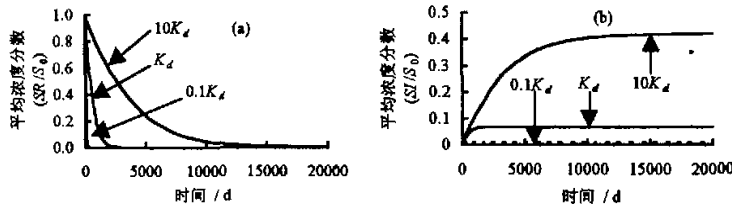


图 2 K_d 对可逆吸附的有机污染物浓度(a)及被土壤屏蔽的有机污染物浓度(b)的影响
Fig. 2 Effect of K_d on reversibly sorbed organic concentration (a)
and on intraparticle sequestered organic concentration (b)

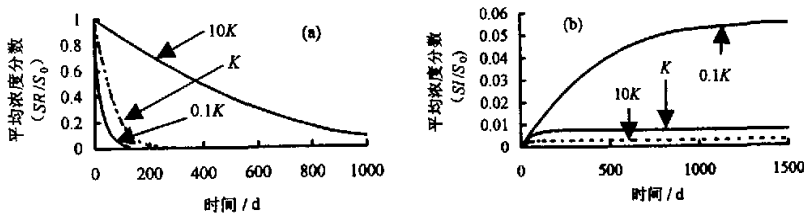


图 3 K 对可逆吸附的有机污染物浓度(a)及被土壤屏蔽的有机污染物浓度(b)的影响
Fig. 3 Effect of K on reversibly sorbed organic concentration
and on intraparticle sequestered organic concentration (b)

果,可得以下结论:(a)有机污染物在系统中总的降解速度随 K 的增加而增加. 因为 K 越大,表明外部水相污染物生物降解越快,这造成内外水相污染物浓度差加大,使得颗粒内部污染物扩散速度加快,总的降解速度相应增加.(b) K 越大,动力学因子 F_K 也越大,因而有机污染物总的降解速度将更加受解吸阻力所控制. 例如,当 K 较大(达 $5\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)时, F_K 达 $3.7 \times 10^5 (>10^5)$,从图 4a 可见,内孔隙水相污染物浓度 CP 的降低比外部水相污染物浓度 C 降低要慢得多. 这说明污染物总的降解速度受土壤颗粒内部的解吸速度所控制;而当 K 较小(达 $0.05\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)时, F_K 达 3.7×10^3 ,远低于 10^5 ,从图 4b 可见,内孔隙水相污染物浓度 CP 的降低与外部水相浓度 C 的降低几乎同步,这说明土壤颗粒内部的解吸阻力相对于外部水相中较慢的生物降解速度来说可以忽略不计,这与不存在土壤的情况大致相同.(c)被土壤所屏蔽的污染物质随 K 的增加而降低. 因为 K 越大,内外浓度梯度就越大,内部污染物解吸速度就越快,因而能够被土壤屏蔽的污染物质也就越少.

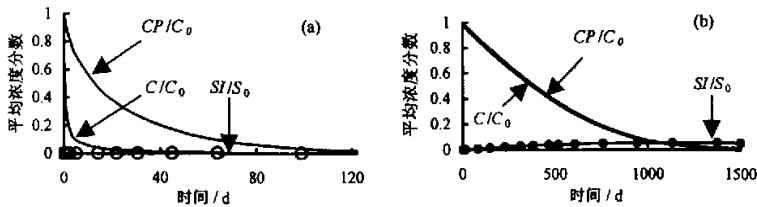


图 4 $K=5\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 时(a)和 $K=0.05\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 时(b)平均浓度分数随时间变化

Fig. 4 Average concentration fraction changes with time at $K=5\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (a) and at $K=0.05\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (b)

3.3 土壤颗粒半径 a 的影响

土壤颗粒半径对有机污染物生物降解过程的影响见图 5. 在模型计算中,共选择四种数值的半径:0.1,1,5 和 10mm,污染物的 K_d 取值 $7.12 \times 10^2 \text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$,其余参数同表 2.

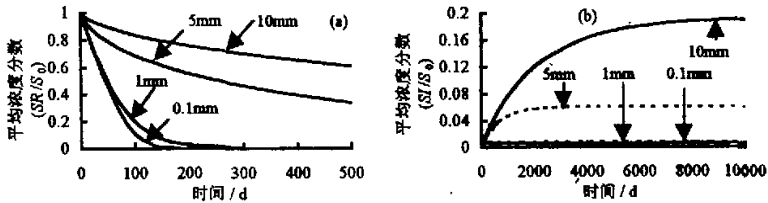


图 5 a 对可逆吸附的有机污染物浓度(a)及被土壤屏蔽的有机污染物浓度(b)的影响

Fig. 5 Effect of a on reversibly sorbed organic concentration(a) and on intraparticle sequestered organic concentration(b)

从图 5 可见,污染物在系统中总的降解速度随土壤颗粒半径 a 增加而减少. 因为 a 越大,污染物在颗粒内部扩散的距离越长,因此总的降解速度也就越慢. 当 a 较大时(如 $a=10\text{mm}$),要将土壤中可逆吸附的污染物质降解 99% 需要 24.5a,同时 19% 的污染物质被土壤屏蔽,因此

在大颗粒情况下,外部水溶液中微生物基本处于等候状态,只要污染物从土壤颗粒内部一扩散出来,就能立即被外部微生物降解.而当土壤颗粒半径较小时(如 $a=0.1\text{mm}$),只需 15d 就可使土壤中可逆吸附的污染物量降解 99%,这说明扩散阻力对污染物总的降解速度影响较小.另外,从计算中还可发现,当土壤颗粒半径大于 1mm 时,污染物在系统中总的降解速度受半径影响非常明显;而当土壤颗粒半径小于 1mm 时,这种影响就比较迟钝.

3.4 土壤屏蔽反应速度常数 K_I 的影响

图 6 反映了土壤屏蔽反应速度常数 K_I 对有机污染物生物降解过程的影响.模型计算中 K_I 的基本参数值为 $5 \times 10^{-6}\text{h}^{-1}$,其变化范围为 $0.1K_I - 10K_I$, K_d 取值 $7.12 \times 10^2\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$,其余参数同表 2.从图 6 可以发现几点规律:(a)被土壤屏蔽的有机污染物的平均浓度分数 SI/S_0 随 K_I 的增加而增加.这与 SI 与 K_I 成正比的结果一致.(b) K_I 增加时,污染物在系统中总的降解速度也相应的增加.很显然, K_I 增加,意味着更多的有机污染物被土壤屏蔽,相当于总的降解速度加快.但从图 5 中也可以看出, K_I 的变化对系统的敏感度并不高.(c)土壤屏蔽反应速度常数 K_I 由本文首次提出,因此,对于 K_I 的测定方法及确切数值目前几乎没有文献资料可查,从作者的实验研究中发现,有机污染物多环芳烃的 K_I 数值在 $(1-9) \times 10^{-6}\text{h}^{-1}$ 范围内.

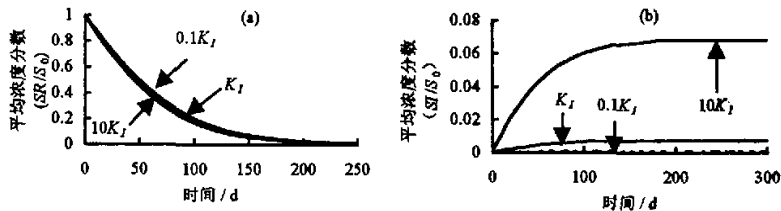


图 6 K_I 对可逆吸附的有机污染物浓度(a)及被土壤屏蔽的有机污染物浓度的影响
Fig. 6 Effect of K_I on reversibly sorbed organic concentration (a) and on intraparticle sequestered organic concentration (b)

4 结论

为了科学指导有机污染物的土地生物处理工程,本文在理论分析的基础上,建立了综合描述有机污染物在土壤水环境中生物降解过程的数学模型.为了确定模型中各不同参数在模型计算中的作用和相对重要性,本文进行了参数灵敏度的分析,得出了有机污染物进行土地生物降解的规律.本文研究可为定量预测有机污染物土地生物处理过程起参考和指导作用.

参 考 文 献

- 1 Wang X, Yu X, Bartha R. Effect of bioremediation on polycyclic aromatic hydrocarbon residues in soil. *Environ Sci Technol.* 1990, 24:1086-1089
- 2 Luthy R G, Aiken G R, Brusseau M L. Sequestration of hydrophobic organic contaminants by geosorbents. *Environ Sci Technol.* 1997, 31:3341-3347
- 3 Scow K M, Simikns S, Alexander M. Kinetics of mineralization of organic compounds at low concentrations in soil. *Appl Environ Microbiol.* 1986, 51:1028-1035

Modeling Study on the Chemical Biodegradation Process in Remediation Sites

LIU Ling CUI Guangbai

(Water Resources Development and Utilization Laboratory, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract

Biodegradation process is an economical and effective way to degrade organic chemicals in remediation sites. Based on the intensity study about chemical's degradation processes, a comprehensive mathematical model, which describes chemical's diffusion, sorption/desorption, sequestration, and biodegradation in soil-water-microbes system, has been developed in this paper. A sensitivity analysis was performed to assess the effect of several parameters on model behavior. It is noteworthy that the chemical's concentrations in soil, in particle water phase, in bulk water, as well as the necessary remediation time can be predicted by using this model.

Key Words Organic chemicals, biodegradation, remediation sites, modeling, parameter sensitivity analysis

《太湖生态环境地图集》问世

由中国科学院南京地理与湖泊研究所和水利部太湖流域管理局联合编制的,反映太湖生态环境 40 年来演变历程的《太湖生态环境地图集》最近由科学出版社出版发行。

太湖是我国第三大淡水湖,它又处于我国经济最发达的长江三角洲地区,人类的经济活动对湖泊的影响十分明显,40 年来,太湖水质已由 I 类水,演化成 II 类水,局部水域已达 III—V 类水,而且对周边地区的工农业生产和人民生活产生了直接的负面影响。为此,1998 年 1 月国务院正式批准了《太湖水污染防治“九五”计划及 2010 年规划》,它表明了治理太湖的工作已全面启动。对太湖的调查研究工作,自建国以来从未停止过,较系统的调查研究有 4 次,即 1960—1961、1981—1982、1987—1988 和 1991—1997 年。本图集就是在这些系统调查研究所获得的丰富数据和丰硕成果的基础上编纂而成。图集的内容丰富,资料翔实,科学性强。图集以表示湖泊生态环境演化与周围环境要素变化的关系为主线,全面系统和动态地表示湖泊沉积物、湖水理化性质、水生生物和水质污染状况,从中揭示出湖泊水环境演化的机理和动力因素。全图集分为 6 个图组,由 80 幅专题地图组成,即:(1)地理环境,它包含太湖流域地势、气候、人口、土地利用、工农业生产和水利工程等内容,(2)沉积物理化性质,(3)水质和营养状况和(6)太湖水污染防治计划和规划。

《太湖生态环境地图集》定价 300 元,欲购者,请与苏守德联系(地址:南京市北京东路 73 号,邮编 210098)。