

挥发性有机物污染土壤蒸气抽排模型研究进展

刘文波 李金惠*

(清华大学环境科学与工程系 北京 100084)

摘要 土壤蒸气抽排是一种当前国外广泛应用的土壤现场修复技术,它能经济高效地去除非饱和带土壤中的挥发性有机污染物。本文详细叙述了土壤蒸气抽排中的地下抽排气体流场模型和污染物去除模型的发展过程和研究现状;描述了适合不同情况的一维、二维和三维抽排气体流场模型,以及不存在非水相液体和存在非水相液体的两类污染物去除模型的特点和适用条件;总结了运用各种模型,分析土壤气透性、污染物挥发性和抽排流速等主要因素对土壤蒸气抽排去污效果的影响及所取得的研究成果;对土壤蒸气抽排模型的研究和运用中目前需要解决的问题及发展前景进行了展望。

关键词 土壤蒸气抽排;污染土壤;挥发性有机物;气体流场模型;污染物去除模型

中图分类号 X53

土壤既是地理环境的重要组成要素,也是生态环境的重要组成部分^[1]。但随着石油工业的发展,矿物油类在土壤环境中引起的污染日益增多,由此也产生了许多环境问题^[2]。近年来,对常用的汽油和柴油等污染后土壤的毒性诊断和治理的研究正在不断深入^[3]。

土壤蒸气抽排^②(Soil Vapor Extraction, 简称SVE)是一种挥发性油类污染土壤现场修复技术,它能经济、高效、安全地去除土壤中的挥发性有机污染物,具有良好的发展前景^[4]。SVE最早出现在20世纪80年代初的美国,我国对此项技术的研究开展得比较晚,90年代中期才逐步进行相关的研究,取得了一定的成绩^[2,5-9]。

SVE是将土壤中的气体从一个或多个抽排井中抽取出来,和/或往井中喷注压缩空气,形成压强差,造成地下气体平流运动,将新鲜空气不断的引入污染区域,促进非饱和带土壤所吸附的石油产品中的挥发性有机物(VOCs)和一些半挥发性污染物的挥发和生物降解^[10]。如果从土壤中抽排出的气体(尾气)超过地方或国家的具体大气排放标准,就需要对其进行适当的处理。抽气管道的铺设基本分竖直和水平两种情况。

由上可见,对SVE的基础研究,主要集中于抽排气体流场和挥发性有机污染物的运移两个方面。

为了快速有效的去除挥发性有机物污染,净化土壤,就需要建立地下抽排气体流场模型和挥发性有机污染物运移去除模型,利用模型对相关的影响因素进行分析,探索改进抽排去污效果的方法,指导和优化SVE的设计和运行,评价SVE的处理效果。

1 抽排气体流场模型

1.1 模型的控制方程

Baehr等^[11]首先将可压缩流体达西定律描述的地下空气流与污染物运移去除模型相结合,用于初步模拟SVE。

基于一定的合理假设^[12],土壤中的气体流动满足气体达西定律和可压缩流体连续性方程,从而得到了非饱和带SVE气体流场数学模型的基本控制方程:

$$\frac{\nu\mu}{P} \frac{\partial P^2}{\partial t} = \nabla \cdot (\bar{k} \nabla P^2) \quad (1-1)$$

式中: ν 为土壤有效孔隙度, μ 为气体动力粘度, P 为气体压强, t 为时间, \bar{k} 为气透率张量。

相对于整个抽排时间来说,气体流场达到稳态的时间显得特别短^[13],所以稳态气体流场得到了比较广泛的运用。对于一般情况下的稳态气体流场,气体压强不随时间而变化,即(1-1)式左侧项为零,于是稳态控制方程为拉普拉斯方程形式:

基金项目:清华大学环境科学与工程研究院基础研究基金(0110)

* 通讯作者(jinhui@mail.tsinghua.edu.cn)

土壤蒸气抽排的英文名称:soil vapor extraction, soil vapor stripping, soil venting, vacuum extraction, aeration, enhanced volatilization, in-situ volatilization, in-situ vapor stripping.

$$\nabla \cdot (\bar{k} \nabla P^2) = 0 \quad (1-2)$$

1.2 模型的发展

抽排气体流场模型经历了从一维到二维,再到三维的发展过程,可以根据各种不同的实际抽排情况,合理运用这3种模型。

1.2.1 一维模型 对于那些被限制于近地表的不透气层(例如,水泥表面或建筑物)和地下不透气低层(例如,地下水层或不透气地层)之间区域的单井竖向抽排气流,可以假设为圆柱径向(r)流,如果气透率张量径向轴对称,就可认为是一维径向流^[13]。对于均质土壤介质中的一维径向气流,将(1-1)或(1-2)式进行一维展开,就得到了均质土壤一维径向抽排气体流场数学模型:

$$\text{瞬变形式: } \frac{\nu \mu}{P} \frac{\partial P^2}{\partial t} = \frac{k}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial P}{\partial r} \right) \quad (1-3)$$

$$\text{稳态形式: } \frac{k}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial P}{\partial r} \right) = 0 \quad (1-4)$$

式中: r 为距离抽排井中轴的径向长度, k 为径向气透率,其余同上。

Johnson等^[13]利用解析的方法,对(1-4)式求解,得到了均质土壤稳态一维径向抽排气体流场。McWhorter^[14]也利用解析的方法,对(1-3)式求解,得到一种针对瞬变一维径向气流的抽排气体流场。然而,对于那些地表是敞开了大气的地方,使用径向气流模型来分析和设计,将导致相当大的误差。Massmann^[15]将一维径向流模型,推广至包含来自抽吸地层上面的一个非常低渗透率的限制层的纵向渗漏的情况,通过改造潜水含水层的Hantush解^[16],使其适用于气体问题而得到修正潜水含水层解。对于某些场所,它是对严格一维径向气流模型的一个改进,但并不适用于那些敞开了大气的污染区域。

1.2.2 二维模型 对于那些地表是敞开了大气的场所,单井竖向抽排引起的地下气流可假设为径向(r)和纵向(z)两个方向,可用柱状坐标系来表示。如果气透率张量径向轴对称,且主渗透方向与坐标轴方向一致,就能认为这样的地下气流形成的是二维(r - z)流场^[17],将(1-2)式进行二维展开,得到了均质土壤稳态二维抽排气体流场数学模型:

$$k_r \left(\frac{\partial^2 P^2}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial P^2}{\partial r} \right) + k_z \frac{\partial^2 P^2}{\partial z^2} = 0 \quad (1-5)$$

式中: z 为距离地表的纵向长度, k_r 为径向气透率, k_z 为纵向气透率,其余同上。

针对敞开了大气的均质各向同性土壤介质条件下的蒸气抽排系统,Wilson等^[17]将抽排井假设为气流的点汇,通过数学物理方法找到满足稳态二维流场拉普拉斯方程的解析解,再利用图像法,即运用镜像叠加原理,处理边界条件,从而得到了一个稳态二维流场的点汇解表达式。为了满足均质各向异性土壤介质条件,Mutch Jr.等^[18]在这个点汇解的基础上,对它进行渗透张量方面的修正,将主渗透分量添加到了点汇解中,得到了稳态二维流场的修正点汇解。这些点汇解对于模拟那些抽排井的通风段长度相对于非饱和带深度来说非常小的SVE系统,是很有效的,但很多实际情况并不如此。Shan等^[19]在修正点汇解的基础上,对抽排井连续通风段使用微积分方法,得到了单井抽排稳态二维地下气流的气体压强场和流函数分布的解析表达式,它适用于地表敞开了大气的各向同性和各向异性的均质地下土壤介质。另外,亦可用数学物理中求解拉普拉斯方程的方法,利用修正贝塞尔函数,直接求得稳态二维流场的解析解表达式^[10]。

随着计算机的使用,数值方法在解复杂方程中得到了普遍运用。Gannon等^[20]通过数值方法(有限差分法)模拟求解SVE稳态二维气体流场数学模型,得到了单井抽排稳态二维气体流场的数值表达式。Bachr等^[21]在稳态二维气体流场解析解的基础上,将这些解运用到数值优化格式中,得到了稳态二维气体流场的数值解,由于此解在井眼附近较为准确,而且易于编程,所以成为了通常运用的首选。

对于抽排井为水平铺设的情况,假设在抽排井整个通风段长度上所有垂直于通风段的纵向剖面气体流场都是一致的^[22]。地表敞开了大气的水平抽排气流有两个方向,即垂直于通风段的纵向剖面的横向(x)和纵向(y),可以用直角坐标系来表示,如果气体主渗透方向与坐标轴方向一致,就能认为这样的地下气流形成的是二维(x - y)流场。Gomez-Lahoz等^[22]运用数值方法,模拟了气透率张量为空间变量函数、抽排井为水平铺设的SVE气体流场。

由于二维模型适用范围较广,而且计算量相对适中,所以一般研究中运用较多。

Mutch Jr.^[18]运用土壤气透性各向异性的抽排气体流场模型,分别讨论了抽排井深、地下水位和土壤纵向与径向气透率之比对于测压井的影响,得到了测压井的最佳位置,以及测量土壤纵向与径向气透率之比的方法。然后运用松弛法建立了土壤气透率是位置函数的抽排气体流场模型,分析了不同气透率层和不同边界条件对测压井的影响。

Shan^[19]采用单井抽排稳态二维地下气流的流函数分布的解析表达式和简单的数值技术,就能计算出气体汇流时间,用于优化SVE系统的设计。而稳态二维气体压强场可用于分析现场抽气实验,确定平均径向和纵向气体渗透率。他还得到了以下一些结论:渗透性的各向异性程度对系统的影响很大,在纵向渗透率比径向渗透率低的地层,系统的有效半径比各向同性的地层大得多;一般来说,将抽排井的通风段设在靠近不透气边界的位置比较有利,因为与置于不透气边界附近的情况相比较,这样能处理更大的面积。

Gannon^[20]运用单井抽排稳态二维气流的数值解进行一系列的分析,得到了几个结论:①使用不透气的圆形封盖(表封)可以较大程度地提高总的去污速率,而减小的抽排流量却非常微小;②地下气流障碍物不可能严重阻碍SVE操作,除非它在气流很慢的抽排井周围影响区域;③在实际可行的范围内,低气透性土壤的不利影响可以通过增加抽排井通风段的砾石衬层填装半径得到补偿;④在正常环境中,在SVE期间,土壤的蒸发冷却使温度低于土壤的初始温度不到1.5℃,产生的影响非常小。

Gomez-Lahoz等^[22,23]运用水平抽排井气体流场数值解,分析了抽排有效区内不同低气透层位置、土壤湿度分布、抽排井相对于地下水面的不同距离、表封的大小、通风井的存在与否等对地下气体流场的影响。Roberts等^[24]利用取随机相位的傅立叶级数,生成了土壤气透率随空间而随机变化的函数族,模拟非均质土壤的情况,讨论了这种情况下的去污时间分布。

1.2.3 三维模型 近年来,由于计算机运算能力的大幅度提高,SVE气体流场的三维数值模拟也开始得到运用^[10]。三维模型主要用于处理一些非均质土壤的复杂情况,但由于所需参数太多,有

些甚至目前还难以准确获得,而且模型的计算量相当大,计算时间也比较长,所以三维模型的实际运用受到了比较大的限制。

另外,多个抽排井和/或喷注井所形成的总地下气体流场,相当于各个单井形成的气体流场的叠加结果。

2 污染物运移去除模型

2.1 模型的控制方程

Marley等^[25,26]首次运用Roault定律建立了溶剂-蒸气平衡模型,粗略地模拟了SVE中的VOCs污染物运移去除的情况。

SVE去除非饱和带土壤中的VOCs污染物的动力来自两个方面:抽排气体的平流携带和污染物气相浓度差扩散。在一定合理假设条件下^[27],由质量平衡可得其数学模型的控制方程为:

$$\partial m / \partial t = -\nabla \cdot (\bar{v} c^g) + \nabla \cdot D \nabla c^g \quad (2-1)$$

此处, m 为非饱和带中单位体积土壤污染物的质量, \bar{v} 为土壤气体流速(假定不随时间 t 变化), c^g 为污染物气相浓度, D 为扩散张量,其余同上。

另外,由于在SVE中污染物气相浓度差扩散很弱,所引起的污染物减少量非常小,一般情况下也可假定为零^[27],即 $\nabla \cdot D \nabla c^g = 0$,代入(2-1)式,得:

$$\partial m / \partial t = -\nabla \cdot (\bar{v} c^g) \quad (2-2)$$

2.2 模型分类

由于污染物VOCs在非饱和带土壤中的存在方式不同,所以SVE污染物去除数学模型主要有两类^[28]。第一类建立在VOCs仅存于气相、水相和吸附相中,不存在单纯形态的非水相液体(NAPL)。第二类数学模型考虑了VOCs存在于气相、水相、吸附相和NAPL中。

2.2.1 不存在NAPL的模型 对于此类数学模型,忽略吸附相^[27],非饱和带中单位体积土壤污染物的质量为:

$$m = v c^g + w c^w \quad (2-3)$$

$$\text{则有: } \frac{dm}{dt} = v \frac{dc^g}{dt} + w \frac{dc^w}{dt} \quad (2-4)$$

式中: v 为土壤气体体积比, w 为土壤含水体积比, c^w 为污染物有效液相浓度,其余同上。

Wilson等^[27]假设 c^g 和 c^w 可以即刻达到局部平

衡,即遵循亨利定律:

$$c^g = K_H c^w \quad (2-5)$$

此处, K_H 为有效亨利常数。将 (2-5) 和 (2-3) 带入 (2-1), 可得到局部平衡条件下的 VOCs 污染物

$$\frac{\partial m}{\partial t} = \frac{-1}{v + wK_H^{-1}} \left[\frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} (rv_r m) + \frac{\partial}{\partial z} (v_z m) \right] + \frac{D}{v + wK_H^{-1}} \left[\frac{1}{r} \frac{\partial m}{\partial r} + \frac{\partial^2 m}{\partial r^2} + \frac{\partial^2 m}{\partial z^2} \right] \quad (2-7)$$

式中: v_r 为抽排流场径向气流速率, v_z 为抽排流场纵向气流速率, 其余同上。可通过数值方法中的预估校正法, 对 (2-7) 式进行计算, 模拟 VOCs 的运移去除过程。

但在抽排后期和一些特殊地质条件下^[27], 固定液相和流动气相污染物物质传输局部平衡无法即刻达到, 即 c^g 和 c^w 不满足亨利定律, 这样就成了扩散限制 SVE。这时如果建立一个严格的污染物去除模型, 则相当艰难, 计算也相当复杂。Wilson^[29]构造了一个集中参数 λ (集中扩散速率常数) 来处理这些问题:

$$dc^l/dt = -\lambda(c^w - c^g/K_H) \quad (2-8)$$

将 (2-8) 带入 (2-4), 再和 (2-2) 联立, 得:

$$\frac{dc^g}{dt} = \frac{w\lambda}{v} \left(c^w - \frac{c^g}{K_H} \right) - \frac{1}{v} \nabla \cdot (\bar{v}c^g) \quad (2-9)$$

用数值方法模拟在一维实验柱抽排和柱状二维现场抽排的情况, 将 (2-9) 式展开, 就能得到扩散限制 VOCs 污染物去除模型, 通过预估校正法进行计算。

上述集中参数法拓宽了 VOCs 污染物去除模型的适用范围, 但是使用 (2-9) 式的计算量还是相当大。Rodriguez-Maroto 等^[30]在上述模型的基础上, 假定污染物气相浓度很小, 气相污染物在总污染物量中占很小的比例, 从而可以借用化学动力学中的

稳态近似, 即认为 $\frac{dc^g}{dt} = 0$, 带入 (2-9) 式, 得:

$$\frac{w\lambda}{v} \left(c^w - \frac{c^g}{K_H} \right) - \frac{1}{v} \nabla \cdot (\bar{v}c^g) = 0 \quad (2-10)$$

由 (2-10) 式可得出 c^g 和 c^w 的关系, 带入到 (2-8) 式, 再用数值方法模拟在一维实验柱抽排和柱状二维现场抽排的情况, 得到稳态近似 VOCs 污染物去除模型, 通过预示校正法进行计算。此模型

去除数学模型的控制方程:

$$\frac{\partial m}{\partial t} = \frac{-1}{v + wK_H^{-1}} \nabla \cdot (\bar{v}m) + \frac{D}{v + wK_H^{-1}} \nabla^2 m \quad (2-6)$$

对于圆柱对称模型, 将 (2-6) 进行二维展开, 得到局部平衡 SVE 污染物去除二维模型:

可以提高 6~25 倍的计算速度, 而且与以前的“扩散限制模型”进行试验比较, 被证明有较高的准确性和有效性。另外, Armstrong 等^[31]建立了扩散限制 VOCs 污染物去除数值模型。Wilson 等^[32]建立了空气平流出现在直接导气通道或高透气率通道的 VOCs 分布扩散去除模型。

Wilson 等^[27]运用此类模型, 就污染物去除方面展开了如下的分析研究:

Wilson 等^[27]运用局部平衡污染物去除模型检验使用被动通风井对于提高去污率的效果。但是结果却与想象的相反, 由于产生了“优先流”, 所以使用通风井并不能提高去污能力。他们还数值模拟了非饱和带以及饱和带下层的 NAPL 对它们的再污染情况, 然后讨论了 SVE 对去除非饱和带下层的 NAPL 的效果, 由此得出了运用 SVE 可同时有效去除非饱和带中及其下层的轻质 NAPL 的结论。Wilson^[29]运用扩散限制污染物去除模型, 讨论了集中扩散速率常数 λ 对蒸气抽排的影响, 指出如果 SVE 处于扩散控制状态, 利用提高抽排速率来缩短去除时间的方法并不能取得较好的效果, 反而造成很大的浪费。Rodriguez-Maroto 等^[30]运用稳态近似污染物去除模型, 分析了集中扩散速率常数 λ 、有效亨利常数、气流速率、表封和通风井对去污时间的影响。Wilson 等^[32]运用空气通道扩散模型研究发现了在其他模型研究中也出现的类似现象: SVE 在抽排初期尾气中的 VOCs 浓度很高, 但一般不久都会迅速下降, 在抽排后期进入一个很长的拖尾阶段, VOCs 浓度相对较低, 但下降特别慢, 直到所有的 VOCs 被去除。Falta 等^[33]使用普通半解析方法模拟了 SVE 中 VOC 的平流传输。Rodriguez-Maroto 等^[34]讨论了由于固定相 VOCs 浓度比较大, 不符合简单的线性吸附等温线 (如 Henry 定律) 而需使用更复杂的非线性吸附等温线的情况。Kaleris V^[35]研究了在一维径向抽排稳态气流条件下, 速度限制吸附对 SVE 净化存在分层结

构的土壤的影响。

2.2.2 存在 NAPL 的模型 对于此类数学模型，VOCs 污染物一般都是多组分混合物^[13]。对于某种组分 i ，根据质量平衡，则有：

$$M_i = \frac{z_i P_v V}{RT} + x_i M^{HC} + y_i M^{H_2O} + k_i y_i \frac{M_{soil}}{M_{w, H_2O}} \quad (2-11)$$

式中： M_i 为非饱和带土壤中 i 的总摩尔数， z_i 为 i 在气相中的摩尔分数， V 为污染土壤体积， R 为气体常数， T 为土壤的绝对温度， x_i 为 i 在 NAPL 中的摩尔分数， M^{HC} 为 NAPL 的总摩尔数， y_i 为 i 溶解在水相中的摩尔分数， M^{H_2O} 为水相的总摩尔数， k_i 为 i 的吸附系数 [i 质量/土壤质量] / [i 质量/水质量]， M_{soil} 为污染土壤总质量， M_{w, H_2O} 为水的分子量，其余同上。另外，将方程 (2-2) 改造成适合此类模型的形式：

$$\partial M_i / \partial t = -Q c_i^g \quad (2-12)$$

式中： Q 为抽排气体体积流量， c_i^g 为 i 在气相中浓度，其余同上。

Johnson 等^[13]认为 VOCs 在气相、水相、吸附相和 NAPL 中存在局部平衡的假设是合理的，并在这一假设的基础上，运用 Raoult 定律、Henry 定律和理想气体状态方程，得到了：

$$z_i P = x_i P_i^V = \alpha_i y_i P_i^V = c_i^g RT \quad (2-13)$$

式中： P_i^V 为 i 的纯组分蒸气压， α_i 为 i 在水中的活度系数，其余同上。

将 (2-13) 式带入 (2-11) 式可得到 M_i 与 x_i 的关系，加上约束条件 $\sum x_i = 1$ ，就能得到方程 (2-12) 对于每个时间步长 δt 的显式算法解，利用迭代法计算新平衡分布下的 $M_i(t + \delta t)$ 值，得到局部平衡 VOCs 污染物去除模型：

$$M_i(t + \delta t) = M_i(t) - \delta t \frac{Q x_i P_i^V}{RT} \quad (2-14)$$

Wilson^[36]假定液滴形式的 NAPL 被土壤水包围，它首先溶解扩散进入水中，即：

$$dm^N / dt = -4\pi D a_0 (c_{sat}^w - c_0^w) (m^N / m_d^N)^{2/3} \quad (2-15)$$

此处， m^N 为 NAPL 液滴的质量， D 为 VOCs 在土壤水中的扩散系数， a_0 为平均初始 NAPL 液滴尺寸， c_{sat}^w 为 VOCs 在水中的饱和溶解度， c_0^w 为包围 NAPL 液滴的水边界层外表面的 VOCs 浓度， m_d^N 为

NAPL 液滴的初始质量。然后土壤中原有的 VOCs 和由 NAPL 扩散到水中的 VOCs 一同扩散到气相，并且在气水界面上气相和水相 VOCs 浓度符合 Henry 定律。在此假定基础上，他用数值方法模拟了实验柱去污情况，建立了污染去除数值模型。另外，也可利用类似于第一类模型中使用的稳态近似^[24]，提高数值模型的计算速度。

Gomez-Lahoz 等^[37]引入一个集中参数 λ ，将 VOCs 在气水两相之间的质量传输 (MT) 近似表达为：

$$(\partial c^g / \partial t)_{MT} = \lambda (K_H c^w - c^g) \quad (2-16)$$

改进了上述 Wilson 的模型，还模拟了间歇抽排的情况，并且估计了 VOCs 浓度回弹时间。

Ho 等^[38]在 SVE 前期的直流抽排和蒸发前锋波状传播的假定基础上，建立了一个多组分污染物运移的近似概念模型，研究了各组分的去除速度和去除率。Ho^[39]又在这个近似概念模型的基础上，提出了一个简单适用的多组分 SVE 解析反算模型。Zaidel 等^[28]在一定的假设基础上，在理论上探讨了一维径向抽排稳态气流条件下，由于蒸发和气相运移使多组分 NAPL 去除的机理。Yoon 等^[40]建立了描述 NAPL 和气相之间的集中传质系数变化的瞬变数学模型。Schulenberg 等^[41]模拟了在用水力或气力压裂低气透性土壤提高抽排效果的情况下的轴对称二维 SVE。Johnston 等^[42]模拟了空气喷注与抽排相结合的 SVE 情况，建立了这种情况下的 NAPL 去除模型。

由于此类模型的适用范围较广，所以在研究 SVE 的设计和评价中运用较多。

Wilson^[36]利用污染物去除模型进行模拟实验，得出了以下结论：短期的中试 (pilot scale tests) 无法预测抽排后期的去污情况；只有当抽排尾气 VOCs 浓度为零和暂时关闭后无 VOCs 浓度回弹才能说明土壤修复完成；在扩散限制 SVE 的情况下低流速抽排和间歇抽排能大大降低治理费用，而且总净化时间增加很少。Gomez-Lahoz^[37]等运用污染物去除模型，展示了特定类型的中试在确定质量传输速率方面的有效性，还探索了在 SVE 操作中控制抽排气流量随时间变化的几种安排表，选择合适的安排表，就能在达到良好的治理效果的前提下，

大大减少尾气处理量。

运用 SVE 解析反算模型^[39]能在进行多种 NAPL 污染物的 SVE 时,从监测早期抽排气中各种污染物浓度,快速简单地反算出现场 NAPL 的各组分比例和 SVE 系统的效率(与污染物接触的气流和总气流的比率),还能预测下阶段抽排气的各组分浓度、去除时间和去除量。Zaidel^[28]等从机理模型分析,认为多组分 NAPL 蒸发凝聚锋的顺序完全由各自的挥发性控制,这与 Ho 等^[38]的实验数据相吻合;他们还指出在多组分 NAPL 中挥发性强的组分对挥发性弱的组分的蒸发凝聚锋存在抑制作用。

Yoon 等^[40]通过一维抽排实验和数学模型,分析研究了在 SVE 中土壤湿度对瞬变非平衡 NAPL-气相质量传输的影响。Schulenberg 等^[41]研究了压裂 SVE 情况下,断裂体积比、断裂长度、地下水面的相对位置和间歇抽排对 SVE 的影响。Johnston 等^[42]通过现场实验和模型分析,认为空气喷注和抽排相结合的 SVE 对 NAPL 去除效果相当好。Halmemies 等^[43]用实验的方法,研究了在不同土壤类型和不同油类的条件下,可移动式基于强真空抽排的事故反应设备对迅速处理地下油罐泄漏紧急事件的效果。

3 结论与展望

通过对以往 SVE 模型研究成果的分析发现,SVE 的主要机理已经得到了基本认识,建立了适合不同情况的多种抽排流场模型和污染去除模型,并且运用这些模型对一些影响因素进行了研究,提出了一些改进抽排效果的方法,指导和优化 SVE 的设计和运行,而且在许多污染场所进行了实践应用,取得了较好的处理效果。对于抽排气体流场模型,因为二维模型相对于一维模型,有更广的适用范围,而三维模型由于某些重要参数难以准确获得,且计算量太大,所以稳态二维抽排气体流场模型得到了较为普遍地运用。在污染物去除模型方面,由于存在 NAPL 的污染物去除模型比不存在 NAPL 的污染物去除模型更适合多数现场实际情况,因此近年来使用较多。在模型的关键参数中,由于土壤气透性是影响抽排气体流场的主要因素,

决定了土壤蒸气的抽排速率和范围,而污染物的挥发性在很大程度上影响了污染物的运移能力,决定了污染物从土壤吸附状态转变成土壤蒸气态而被抽排气体携带去除的速率和程度,所以 VOCs 污染土壤的气透性和污染物的挥发性是影响 SVE 去污效果的两大决定因素。

为了拓宽 SVE 的适用范围和提高 SVE 的效率,利用模型探求改善土壤结构,提高土壤气透率和提高土壤温度增强 VOCs 挥发能力的技术方法,将是今后研究的重点。另外,由于土壤中存在微生物,会对污染物起一定程度的生物降解作用,所以有必要对 SVE 中的生物降解现象进行专门研究,建立更加精确的污染物去除模型,并且开发 SVE 与生物修复相结合的技术^[44]。SVE 已经在国外得到了较多的应用,但我国开展 SVE 研究比较晚,现在还没有现场运用,所以无法获得第一手的相关数据,进行多种模型的验证和深入研究工作。根据这种实际情况,目前应该优先着手制作实验室二维模拟装置,获取相关的试验数据,使我国在这方面的研究得以顺利进行,为将来在我国的 VOCs 污染土壤现场实施此项应用前景广阔的技术提供支持。

参考文献

- 1 陈晶中, 陈杰, 谢学俭, 张学雷. 土壤污染及其环境效应. 土壤, 2003, 35 (4): 298 ~ 303
- 2 夏春林. 土壤有机污染通风去除技术(综述). 环境科学学报, 1995, 15 (2): 246 ~ 250
- 3 丁克强, 骆永明, 刘世亮, 李振高. 土壤提取液中汽油的毒性研究. 土壤, 2003, 35 (1): 41 ~ 44
- 4 Testa SM. Restoration of Petroleum-Contaminated Aquifers. Michigan: Lewis Publishers: 1991, 182
- 5 李金惠, 马海斌, 夏新, 聂永丰, 白庆中. 有机污染土壤通风去污技术研究进展. 环境污染治理技术与设备, 2001, 2 (4): 39 ~ 48
- 6 李金惠, 马海斌, 夏新, 聂永丰, 白庆中. 有机污染土壤通风去污技术优化设计. 城市环境与城市生态, 2001, 14 (4): 22 ~ 24
- 7 李金惠, 聂永丰, 马海斌, 夏新, 梁夫艳, 甄晓月. 油污染土壤气体抽排去污模型及影响因素. 环境科学, 2002, 23 (1): 92 ~ 96
- 8 马海斌, 夏新, 李金惠, 聂永丰, 白庆中. 油污染土壤气

- 体抽排去污影响因素分析及机理模型. 环境保护, 2002, 23 (10): 43 ~ 45
- 9 李金惠, 马海斌, 夏新, 聂永丰, 白庆中. SVE 间歇抽排一维实验研究及模型验证. 环境工程 (增刊), 2003, 229 ~ 231
- 10 DiGiulio DC, Varadhan R. Development of recommendations and methods to support soil venting performance and closure. U.S. EPA, ORD, EPA/600/R ~ 01/070, 2001
- 11 Baehr AL, Hoag GE. A modeling and experimental investigation of venting gasoline contaminated soils. Soil contaminated by petroleum: Environmental and public health effects, Wiley, New York, 1985, 458
- 12 Bear J. Dynamics of fluids in porous media. New York: Dover Publication, 1972, 764
- 13 Johnson PC, Kemblowski MW, Colthart JD. Quantitative analysis for the cleanup of hydrocarbon-contaminated soils by in-situ soil venting. Ground Water, 1990, 28 (3): 413~429
- 14 McWhorter DB. Unsteady radial flow of gas in the vadose zone. Journal of Contaminant Hydrology, 1990, 5: 297 ~ 314
- 15 Massmann JW. Applying groundwater flow models in vapor extraction system design. Journal of Environmental Engineering, 1989, 115 (1): 129 ~ 149
- 16 Hantush MS. Analysis of data from pumping tests in leaky aquifers. Eos Trans. AGU, 1956, 37: 702 ~ 714
- 17 Wilson DJ, Clarke AN, Clarke JH. Soil clean up by aeration. I. Mathematical modeling. Separation Science and Technology, 1988, 23 (10): 991 ~ 1037
- 18 Mutch JrRD, Wilson DJ. Soil clean up by in-situ aeration. IV. Anisotropic permeabilities. Separation Science and Technology, 1990, 25 (1 & 2): 1 ~ 29
- 19 Shan C, Falta RW, Javandel I. Analytical solutions for steady gas flow to a soil vapor extraction well. Water Resources Research, 1992, 28 (4): 1105 ~ 1120
- 20 Gannon K, Wilson DJ. Soil clean up by in-situ aeration. II. Effects of impermeable caps, soil permeability and evaporative cooling. Separation Science and Technology, 1989, 24 (11): 831 ~ 862
- 21 Baehr AL, Hult MF. Evaluation of unsaturated zone permeability through pneumatic tests. Water Resources Research, 1991, 27 (10): 2605 ~ 2617
- 22 Gomez-Lahoz C, Rodriguez-Maroto JM, Wilson DJ. Soil clean up by in-situ aeration. VI. Effects of variable permeabilities. Separation Science and Technology, 1991, 26 (2): 133 ~ 163
- 23 Rodriguez-Maroto JM, Gomez-Lahoz C, Wilson DJ. Soil clean up by in-situ aeration. VIII. Effects of system geometry on vapor extraction efficiency. Separation Science and Technology, 1991, 26 (8): 1051 ~ 1064
- 24 Roberts LA, Wilson DJ. Soil clean up by in-situ aeration. XI. Cleanup time distributions for statistically equivalent variable permeabilities. Separation Science and Technology, 1993, 28 (8): 1539 ~ 1559
- 25 Marley MC, Hoag GE. Induced soil venting for recovery and restoration of gasoline hydrocarbons in the vadose zone. Proceedings of petroleum hydrocarbons and organic chemicals in ground water: prevention, detection and restoration. National Water Well Association and the American Petroleum Institute, Houston. 1984: 473 ~ 503
- 26 Marley MC. Quantitative and qualitative analysis of gasoline fractions stripped by air from the unsaturated zone (M. S. Thesis). Department of Civil Engineering, the University of Connecticut, 1985, 87
- 27 Wilson DJ, Clarke AN, Mutch Jr. RD. Soil clean up by in-situ aeration. III. Passive vent wells, recontamination, and removal of underlying nonaqueous phase liquid. Separation Science and Technology, 1989, 24 (12 & 13): 939 ~ 979
- 28 Zaidel J, Zazovsky A. Theoretical study of multicomponent soil vapor extraction: propagation of evaporation-condensation fronts. Journal of Contaminant Hydrology, 1999, 37: 225 ~ 268
- 29 Wilson DJ. Soil clean up by in-situ aeration. V. Vapor stripping from fractured bedrock. Separation Science and Technology, 1990, 25 (3): 243 ~ 262
- 30 Rodriguez-Maroto JM, Wilson DJ. Soil clean up by in-situ aeration. VII. High-speed modeling of diffusion kinetics. Separation Science and Technology, 1991, 26 (6): 743 ~ 760
- 31 Armstrong JE, Frind EO, McClellan RD. Nonequilibrium mass transfer between the vapor, aqueous and solid phases in the unsaturated soils. Water Resources Research 1994, 30 (2): 355 ~ 368
- 32 Wilson DJ, Rodriguez-Maroto JM, Gomez-Lahoz C. Soil clean up by in-situ aeration. XXIII. Effect of air channeling.

- Separation Science and Technology, 1995, 30 (12): 2491 ~ 2508
- 33 Falta RW, Pruess K, Chesnut DA. Modeling advective contaminant transport during soil vapor extraction. *Ground Water*, 1993, 31 (6): 1011 ~ 1020
- 34 Rodriguez-Maroto JM, Wilson DJ, Gomez-Lahoz C, Clarke AN. Soil clean up by in-situ aeration. XXI. Effects of desorption rates and equilibria on remediation rates. *Separation Science and Technology*, 1991, 30 (4): 521 ~ 547
- 35 Kaleris V. Influence of rate-limited sorption on the cleanup of layered soils by vapor extraction. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2002, 55: 1 ~ 27
- 36 Wilson DJ. Soil clean up by in-situ aeration. XIII. Effect of solution rates and diffusion in mass-transport-limited operation. *Separation Science and Technology*, 1994, 29 (5): 579 ~ 600
- 37 Gomez-Lahoz C, Rodriguez-Maroto JM, Wilson DJ, Tamamushi K. Soil clean up by in-situ aeration. XV. Effects of variable air flow rates in diffusion-limited operation. *Separation Science and Technology*, 1994, 29 (8): 943 ~ 969
- 38 Ho CK, Liu SW, Udell KS. Propagation of evaporation and condensation fronts during multicomponent soil vapor extraction. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1994, 16: 381 ~ 401
- 39 Ho CK. Analytical inverse model for multicomponent soil vapor extraction. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 1998, 124 (6): 504 ~ 509
- 40 Yoon H, Kim JH, Liljestrand HM, Khim J. Effect of water content on transient nonequilibrium NAPL-gas mass transfer during soil vapor extraction. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2002, 54: 1 ~ 18
- 41 Schulenberg JW, Reeves HW. Axi-symmetric simulation of soil vapor extraction influenced by soil fracturing. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2002, 57: 189 ~ 222
- 42 Johnston CD, Rayner JL, Briegel D. Effectiveness of in situ air sparging for removing NAPL gasoline from a sandy aquifer near Perth, Western Australia. *Journal Contaminant Hydrology*, 2002, 59: 87 ~ 111
- 43 Halmemies S, Grondahl S, Arffman M, Nenonen K, Tuhkanen T. Vacuum extraction based response equipment for recovery of fresh fuel spills from soil. *Journal of Hazardous Materials*, 2003, B97: 127 ~ 143
- 44 Masak J, Machackova J, Siglova M, Cejkova A, Jirku V. Capacity of the bioremediation technology for clean-up of soil and groundwater contaminated with petroleum hydrocarbons. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2003, 38 (10): 2447 ~ 2452

MODELS OF SOIL VAPOR EXTRACTION FOR SOIL CONTAMINATED BY VOLATILE ORGANIC COMPOUNDS

LIU Wen-bo LI Jin-hui

(*Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084*)

Abstract Soil vapor extraction (SVE) is a cost-effective in-situ soil remediation technology being used widely abroad for removing volatile organic compounds (VOCs) from soil in the unsaturated zone. This paper reviews the development and status of the models of gas flow fields and the models of contaminants transport in SVE; describes the characteristics and applicable conditions of one-, two-, and three-dimensional models of gas flow fields and the models of contaminants transport with or without non-aqueous liquid; analyzes the effects of soil permeability, contaminants volatility, and air flow rate on SVE, using the models, summarizes results of the research; and discusses problems that needs immediate solution and prospect of the research and use of the models.

Key words Soil vapor extraction, Contaminated soil, Volatile organic compounds, Model of gas flow fields, Model of contaminants transport