

DOI: 10.3969/j.issn.1004-6933.2010.06.019

# 地下水污染曝气修复技术进展

范 伟<sup>1</sup>, 杨悦锁<sup>1,2</sup>, 陈 力<sup>3</sup>, 曹玉清<sup>1</sup>, 杨明星<sup>1</sup>

(1. 吉林大学环境与资源学院, 吉林 长春 130026; 2. Cardiff University, School of Earth Sciences, Cardiff CF10 3YE, UK; 3. 吉林省地质环境监测总站, 吉林 长春 130026)

**摘要:** 从曝气流型和组分反应传质两方面总结了地下水污染曝气修复技术的研究进展, 提出已有研究在地下水流及土壤介质特性与曝气流型相互影响、脉冲曝气机理、曝气-抽提技术联用研究、生物降解作用等方面存在的问题, 并探讨该技术未来可能的研究方向, 指出该技术在技术改良、工程优化设计及机理研究三方面存在深入研究的空间, 为进一步研究和应用推广提供参考依据。

**关键词:** 曝气修复; 曝气流型; 组分反应传质; 地下水污染

中图分类号: P641 文献标识码: A 文章编号: 1004-6933(2010)06-0084-05

## Progress in air sparging for groundwater remediation technique

FAN Wei<sup>1</sup>, YANG Yue-suo<sup>1, 2</sup>, CHEN Li<sup>3</sup>, CAO Yu-qing<sup>1</sup>, YANG Ming-xing<sup>1</sup>

(1. College of Environment and Resources, Jilin University, Changchun 130026, China; 2. School of Earth and Ocean Sciences, Cardiff University, Cardiff CF103YE, UK; 3. Jilin Geo-Environment Monitoring Central Station, Changchun 130026, China)

**Abstract:** A state-of-art of study on air sparging (AS) for in situ groundwater remediation is summarized based on analysis of the air flow pattern and mass transfer. The existing problems in the current study are presented, including interactions among groundwater flow, soil media, and air flow patterns, the rationale of the pulsed flow mode, and the conjunction with soil vapor extraction and biodegradation in AS. The prospects of this technique are discussed in terms of technologic improvement and engineering of the optimal design and mechanism study, which can provide guidance for further study and applications.

**Key words:** air sparging; air flow pattern; mass transfer; groundwater pollution

地下水污染曝气修复技术(air sparging, AS)是一种新兴的、去除土壤和地下水中可挥发有机化合物的原位修复技术<sup>[1]</sup>。它最早于 1985 年在德国开始应用, 被认为是去除土壤和地下水中可挥发有机化合物的最有效方法, 目前备受关注, 有良好的应用前景<sup>[2]</sup>。该技术利用垂直或水平井, 用气泵以一定的曝气压力和流量将空气喷进饱和带土壤中, 空气受浮力及气压梯度场作用在地下多孔介质中水平或垂直的通道中运移, 通过一系列的运移和传质过程, 使污染物从土壤孔隙和地下水中挥发上升至地面收集系统得以去除<sup>[2-3]</sup>。通常 AS 技术与土壤气相抽提

技术(soil vapor extraction, SVE)相结合使用, 含有污染物的空气上升至包气带后, 被 SVE 系统收集处理(图 1), 从而达到去除污染组分的目的<sup>[1, 3]</sup>。

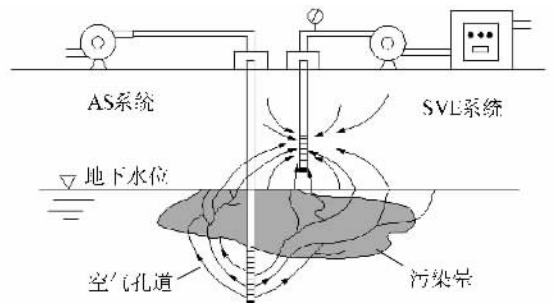


图 1 地下水污染曝气修复系统(AS+SVE)示意图

基金项目: 国家 863 计划(2007AA06Z343), 教育部长江学者奖励计划

作者简介: 范伟(1984—)男, 湖北黄冈人, 博士研究生, 研究方向为地下水污染控制与修复。E-mail: fanwei203@126.com

通讯作者: 杨悦锁(1962—)教授。E-mail: yangyuesuo@jlu.edu.cn

# 1 研究进展

AS 技术的研究和应用虽然 20 世纪 80 年代才起步,但由于其成本低、效率高及易于原位操作的突出优势,越来越受到人们重视。国内外 AS 技术的研究越来越多,投入使用的比重也越来越大。在 AS 曝气修复过程中,首先用气泵以一定的曝气压力和流量将空气喷进地下环境中,空气在地下多孔介质中水平或垂直的通道中运移,逐步形成稳定的空气流场分布,即达到相对稳定的流型状态,其后在空气运动的过程中,发生一系列的反应和传质行为,污染组分通过挥发、迁移扩散及生物降解作用从土壤孔隙和地下水中得以去除<sup>[4]</sup>。

根据上述 AS 技术的阶段性特点分类,目前 AS 技术的研究可分为两大类:AS 曝气流型研究和 AS 组分反应传质研究。

## 1.1 AS 曝气流型研究

曝入气体在地下多孔介质中的流动形式、运动过程和分布形态称之为曝气流型。前人针对曝气流型开展了一些研究工作,主要内容有以下几方面。

### 1.1.1 运用不同手段监测曝气流动形式及分布

流动形式:Ji 等<sup>[5]</sup>最先对 AS 过程进行了实验室模拟和观测,采用不同大小的玻璃珠来模拟各种土壤条件,观测不同条件下曝入的空气流动形式,研究表明:空气在高渗透率土壤中是以气泡(bubbles flow)形式流动的,而在低渗透率土壤中是以微通道(channels flow)形式流动的。反映在粒径上,即当土壤粒径大于 4 mm 时,喷射空气是以鼓泡方式上升的,当土壤粒径小于 0.75 mm 时,喷射空气是以微通道方式上升的,当土壤粒径在 2 mm 左右时,喷射空气的上升包括这两种方式。Peterson<sup>[6]</sup>通过二维槽实验,用铁屑氧化变色作为空气流型的指示剂,验证了 Ji 的结论并提出土壤粒径在  $d_{10} = 0.12$  及  $0.18 \text{ mm} < d < 0.21 \text{ mm}$  时,曝气以洞室流(chamber flow)形式流动,这种流动方式下的曝气影响范围更大。

分布形状:Lundegar 等<sup>[7]</sup>采用了电阻 X 射线断层摄影术来确定饱和土壤中空气的流动方式和空气的影响范围。研究表明,空气流动区域的形状接近抛物线,并且是对称的。Ji 等<sup>[5]</sup>通过开展土壤分层条件下曝气模拟实验,研究了土壤不均匀性和各向异性条件下的空气运移及分布,结果表明,在复杂的地下环境中,空气分布不再是围绕曝气井孔轴对称的,存在气体偏流(preferential flow)、绕流(bypass flow)和局部离散通道的死端孔隙(dead branches)。

监测指示方法:Suthersar<sup>[8]</sup>将监测指示空气流型的方法总结为 9 种:水丘分布、溶解氧、包气带土

壤气体压力、饱和带地下水压力、示踪气体(SF<sub>6</sub>、He)、电阻 X 射线断层摄影技术、饱水度测量、中子探测技术和污染物浓度检测技术。

### 1.1.2 识别曝气流型的影响因素并分析其影响

不同的土壤介质、曝气压力/流量、曝气井深度会带来不同的空气流型状态。

土壤介质:Ji<sup>[5]</sup>、Reddy 等<sup>[9]</sup>通过室内模拟分析土壤粒径、不均匀性及各向异性对空气流动分布的影响,指出对于粗颗粒土壤介质,如沙砾层,由于其孔道较大,曝气垂向运移容易,从而使曝气的横向影响区变小;且在具有不均匀性及各向异性的地下环境中,空气的分布也不均匀。国内,张英等<sup>[10]</sup>、郑艳梅<sup>[11]</sup>以土壤渗透率为指标考察介质对 AS 流型的影响。认为在渗透率为  $10^{-10} \text{ m}^2$  数量级的多孔介质中,其气体分布均匀,影响半径较大,而对于渗透率在  $10^{-11} \text{ m}^2$  数量级的多孔介质,其气体分布非常不均匀,较易形成偏流,或是气体通道横向扩散程度大。武强等<sup>[12]</sup>通过野外曝气修复试验,分析表明土壤介质的非均一性也会导致曝气流型的分布不均等。

曝气流量/压力:Suthersar<sup>[8]</sup>研究表明,AS 初始阶段增加曝气流量能够扩大影响区域。Ji 等<sup>[5]</sup>研究也表明,加大曝气流量能增加空气通道内的空气饱和度,也能增加区域内空气通道的密度,在某一阈值范围内,气流分布密度和曝气影响半径随曝气压力和流量增大而增大<sup>[12]</sup>。同时张英等的研究还表明:曝气流量及压力过大时,空气分布变得不均匀,左右飘移,易形成偏流,不利于 AS 修复,且曝气流量超过一定阈值时,流量增加几乎不改变单井影响半径。合理的曝气压力一方面保证将气体曝入地下环境,另一方面保证避免在曝气点附近产生裂隙、颗粒迁移等土体结构破坏<sup>[2,14]</sup>。

曝气深度:曝气深度是工程实践中的一个重要参数,武强等<sup>[12]</sup>指出在相同曝气压力和流量下,曝气深度越大,影响半径越大,但影响区内的气流分布越稀疏;相反,曝气深度越小,则曝气影响半径越小,但在影响区内空气流线分布越密。

### 1.1.3 空气流型数学模型

为进一步阐明气流在地下多孔介质中的运动机理和模式,前人运用模型模拟预测曝气过程中气体的运动方式、运动过程和分布形态。郑艳梅等<sup>[14]</sup>利用饱和度与相对渗透率、毛细压力间的关系建立了 AS 二维非稳态流场的数学模型,用有限元法模拟了复杂流场非稳态二维气相饱和度场、速度场和稳态压力场分布,并利用模型来分析空气饱和度的时空变化。张英<sup>[4]</sup>。在 Darcy 定律和 Bessel 函数理论

变换基础上建立了三维空间下 AS 的轴对称空气流动模型,并借助 BIOVENT 模拟软件对模型进行了求解,能较好地模拟 AS 过程中空气的流动状况。国外 Mc Cray<sup>[15]</sup>等采用基于联合有限差分法的多相流模型(T2VOC),根据毛细压力-饱和度关系<sup>[16]</sup>模拟二维物理沙箱中的空气流动,拟合程度较高。

## 1.2 AS 组分反应传质研究

在 AS 组分反应传质过程中,一方面通过 AS 系统曝气,污染物经由孔隙通道从地下环境挥发到空气中,并于地上处理;另一方面,曝入的空气为饱和土壤中的好氧生物提供氧气,促进污染物的生物降解,从而达到修复的目的<sup>[8,4]</sup>。因此,在 AS 进行过程中,其组分传质过程与曝气流型是密切相关的。前人研究<sup>[17]</sup>认为,AS 污染物组分传质机理主要可分为 3 个部分:①污染物相间传质:主要指挥发、吸附/解吸、溶解等气-液-吸附相之间的组分传质,是 AS 最主要的去污机理<sup>[1,4]</sup>;②生物降解:随着曝气过程的进行,石油烃组分中较易挥发的烃类有机物去除殆尽,饱和区土壤和地下水中残余烃类有机物的挥发性和溶解性较差,此时生物降解就成为地下水曝气主要修复过程。Johnson 研究表明<sup>[18]</sup>在地下水曝气过程的后期,当溶解的污染物质量浓度小于 1.0 mg/L 时,生物降解成为地下水曝气过程中主要的去除机理。③迁移扩散:包括对流、弥散(机械扩散)和扩散(分子扩散)等方式控制污染组分在多孔介质中的迁移扩散过程。

AS 组分传质的研究常分为两大类:

### a. AS 组分传质的影响因子分析

如上所述,AS 组分传质过程和曝气流型密切相关,因此影响流型的因子也即是影响传质过程的因素,不同的土壤介质和曝气条件会产生不同的传质效果。除上述因素外,污染物组成、协同效应也常常影响 AS 传质过程。

组分性质:组分性质的影响主要体现在下列参数上:①亨利常量。它是影响组分在气相/液相间分配的最重要因子,定量描述了液相组分转为气相组分的相对趋势。②沸点、蒸汽压及溶解度。沸点是挥发性能的量度指标,根据沸点可估测组分在气相/液相的分配能力。蒸汽压是衡量组分挥发能力的重要指标,蒸汽压越高,越易挥发。此外组分在气相和液相间的分配还受到溶解度影响。由于这些性质受温度影响较大,不同温度条件下的各性质参数不尽相同,因此,客观上讲,温度也是影响曝气修复的间接因素。

协同效应:协同效应(synergistic effects)是指当污染场地土壤及地下水中污染组分不是单一污染物

时,各组分污染物的去除过程存在相互关联相互促进的现象。Reddy 等<sup>[9]</sup>研究表明,苯和甲苯作为单一污染物去除时所需的时间比二者混合污染物去除的时间要长,说明多组分污染物去除过程中,存在协同效应,这一效应是有利于 AS 去污过程的。Tekola<sup>[19]</sup>的研究也证实了这一点,利用氯仿、氯苯、四氯乙烯、苯及三氯乙烯 5 种组分进行混合,通过实验监测不同组分浓度的时空变化规律,与去除单独组分时相对比,全面描述了“协同效应”。

此外,不同的污染物浓度(或毒性)、地下环境营养物质及电子受体类型会影响生物降解的效果<sup>[11]</sup>,从而影响 AS 传质的效率。

### b. 基于组分传质机理分析的模型建立

近年来,国内外研究者对 AS 过程中污染物的传质过程进行了一些实验室和实地模拟监测,但人们对于 AS 多相流动过程中污染物的传质行为认识较少,AS 的理论研究仍滞后于实际应用,模型研究仍处于发展初期<sup>[11]</sup>。文献报道的第 1 个 AS 模型出现在 20 世纪 90 年代中期<sup>[2]</sup>。目前 AS 模型一般分为两类:集中参数模型(lumped-parameter models)和分布式多相流流动模型(multiphase fluid flow models)。这两种模型主要建立在目前广泛被接受的概念模型——双带模型(dual-zone model)基础上。

双带模型<sup>[20]</sup>模型认为曝入气体在地下环境中以离散的连续通道形式运动,气体通道和地下水之间存在一层连续的膜构成气液界面,空气向上不断运动,携带走气相组分,区域液相组分和气相组分浓度不均衡,在浓度差驱使下,液相组分不断挥发通过气液界面随气流带走,形成相间传质(J),以气体通道为中心向四周一(圆柱体)范围内的液相组分因水动力弥散作用(以分子扩散为主)不断向气液界面运移。受空气通道直接影响的这部分饱水介质区域,称之为传质区(mass transfer zone, MTZ),不受空气通道影响或影响极其微弱的区域称为主体区(bulk zone),该区内液相组分扩散作用很小,可以忽略,即在主体区,空气通道对传质没有直接的作用,如图 2 所示。

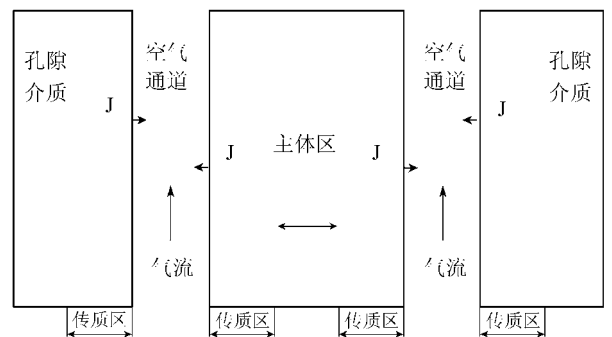


图 2 曝气流动 dual-zone model 概念模型

数学模型:集中参数模型(lumped-parameter models)和分布式多相流流动模型(multiphase fluid flow models)是目前被广泛采用的两类数学模型。

集中参数模型<sup>[21]</sup>是将流动相和各种传质过程分割成不同的部分,一般分成2~3个分块,如气相分块、液相分块及传质分块,分别代表不同方面,然后通过几个总体模型参数进行模拟。集中参数模型假定各分块气液多相之间完全混合,遵守质量守恒。其结构简单,计算方便,传质分块、液相分块及气相分块控制方程分别为:

$$V_G \frac{\partial C_G}{\partial t} = Q_G(C_G^{\text{in}} - C_G) + xA_2(H_C C_W - C_G) \quad (1)$$

$$V_W \frac{\partial C_W}{\partial t} = Q_W(C_W^{\text{in}} - C_W^{\text{out}}) - xA_2(H_C C_W - C_G) + \gamma A_1(K_M C_M - C_W) - \eta V_W C_W \quad (2)$$

$$V_M \frac{\partial C_M}{\partial t} = -\gamma A_1(K_M C_M - C_W) \quad (3)$$

式中: $V_G$ 为气相体积; $V_W$ 为液相体积; $V_M$ 为第三相(如吸附相)的体积; $Q_G$ 为气体通过反应空间的流量, $Q_W$ 为通过反应空间的水流量; $C_G$ 为气相污染物浓度; $C_W$ 为液相污染物浓度, $C_M$ 为第三相污染物浓度; $H_C$ 亨利常量(无量纲); $x$ 为气-液相传质速度系数, $L/T$ ;  $A_2$ 为气-液相界面面积, $L^2$ ;  $K_M$ 为污染物在液相和第三相间的平衡分配系数; $\gamma$ 为第三相-水相传质速度系数, $L/T$ ;  $A_1$ 为第三相-液相界面面积, $L^2$ ;  $\eta$ 为质量损失系数, $T^{-1}$ (如生物降解)。

文献<sup>[22]</sup>指出,在AS过程中产生的水和空气的同时流动是多相流动过程。因此在饱和区中,空气流动的严格理论计算应考虑空气和水相间毛细压力的影响以及两相间的相互流动阻力,模型应能体现污染物在相间的分配和各相内污染物的传递。多相流动模型中以积分形式表示的质量守恒方程为:

$$\frac{d}{dt} \int_{V_1} M^K dV_1 = \int_{\Gamma_1} F^K n d\Gamma_1 + \int_{V_1} q^K dV_1 \quad (4)$$

式中: $V_1$ 为流动区体元; $\Gamma_1$ 为表面积; $M^K$ 为单位多孔介质体元中组分 $K$ 的质量; $F^K$ 为组分 $K$ 进到流动区体元的总通量; $q^K$ 为在体元内组分 $K$ 的生成速率; $n$ 为流动区体元表面的外法向单位矢量。与集总参数模型相比,多相流模型适用于饱和区中空气流动的严格理论计算,但计算过程复杂。

## 2 AS 研究存在的问题

当前,关于AS技术的研究已取得了一定实用性成果,但是AS技术开展应用很大程度上还依赖于工程经验。笔者结合上述两大类研究内容,认为

AS研究仍然存在一些问题:

a. 研究中常忽略地下水流场对曝气流型的影响。两种迁移流体(空气和水)之间的相互作用对AS过程产生的影响尚未明晰,一方面,空气的流动降低了影响区的水力传导率,可能减弱地下水的流动,结果会降低污染物迁移的梯度;另一方面,流动的空气可能造成被污染水的迁移,或者带有污染物的喷射空气也可能与以前未被污染的水接触,从而扩大了污染的范围。

b. 曝气过程与土壤介质特性间的相互影响。开展AS研究不仅需要分析各因素影响AS过程的机制,还需掌握因素间的相互影响关系和作用机制,如曝气流动引起土壤颗粒迁移,曝气流量及压力因素因此影响土壤介质的孔隙度、均匀性,二者变化又反作用于曝气流型和组分传质,因此有必要全面分析各因素与流型以及各因素间的相互“脉冲-响应”机制,这样才能全面认识污染组分去除的本质规律。

c. 对于脉冲曝气条件下的AS过程,尚未深入分析其机理。美国环保署(EPA)提出<sup>[1]</sup>,脉冲操作促进了多孔介质孔内流体的混合及流体与污染物间的充分接触,改善了污染物向空气通道的对流传质。Kim等<sup>[23]</sup>采用脉冲曝气修复TCE污染,去除效率高达95%。Elder等<sup>[24]</sup>研究发现:在大于10h/d的脉冲循环条件下,与连续曝气相比,脉冲曝气后污染物的平均浓度较低,表明污染物的去除率较高。但是关于脉冲曝气的机理研究尚未开展,无法对脉冲曝气的去污贡献作出充分的说明。

d. 目前针对AS/SVE的联合使用研究较少,国外大部分实际工程缺乏理论指导和支持。如何保障SVE能全部收集AS气体、如何安排AS/SVE系统的工程布局、如何优化设置AS/SVE系统参数还有待进一步系统研究。

e. 对AS过程中生物降解机理和生化反应的理论研究尚缺,研究程度较低。具体在下列方面存在问题:①许多AS研究都直接忽略生物降解作用<sup>[25-27]</sup>;②另一些研究假设条件较多<sup>[18,28]</sup>,常假设在曝气时间段,微生物处在生长期,生物衰减为零,或假定微生物浓度较大和生物生长不影响降解速率,微生物所消耗基质直接使微生物数量增加,或简化生物得率计算,采用Monod方程简化;③更为值得关注的是,已有研究将生物降解过程进行时间和空间上的均一概化,仅停留在宏观量化表示的层面上<sup>[11,18,28-29]</sup>,缺乏对微生物和污染组分作用的微观刻画。④在工程应用中,生物曝气贡献依赖于氧气传输速率及尾气 $CO_2$ 反推法计算<sup>[1,29]</sup>。

### 3 展望及结语

目前,地下水污染正不断威胁人类和生态环境的健康,探索研究地下水污染修复技术是一项重要而紧迫的工作。和其他技术相比较,地下水曝气修复技术具有高效率、低成本、原位操作方便等显著优点。因此,应当相信,AS技术具有很好的应用和研究前景,并且在以下方向还有进一步深入研究的空间:①技术改良。如采用温度效应、生物曝气等技术手段增强曝气修复效果。②工程优化设计。如深入研究间歇曝气机制,科学论证曝气周期,达到高效节约的目的;建立数值模拟模型优化工程参数、指导工程实践。③机理分析。深入研究水力条件、饱水性等曝气影响因素,并试图阐明影响因素与曝气流型、传质以及影响因素之间的相互作用。总之,AS技术是地下水科学与工程,或者说是以污染水文地质学为基础的新兴“环境工程”研究领域,地下水污染原位修复重要而有效的手段之一,需要更加系统、细致和实用性的研究,以指导实际修复工程。

#### 参考文献:

[1] US EPA. How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites a guide for corrective action plan reviewers[R]. Washington, DC: EPA, 2004, Ⅷ:1.

[2] US Army Corps of Engineers. Engineering and design—insitu air sparging[R]. Washington, DC: US Army Corps of Engineers, 1997:1-2.

[3] NFESC. Air Sparging Guidance Document[R]. Port Hueneme, California: NFESC, 2001:1-2.

[4] 张英.地下水曝气处理有机物的研究[D].天津:天津大学, 2004:8-14.

[5] JI W, DAHMANI A, AHLFELD D P, et al. Laboratory study of air sparging: air flow visualization[J]. Ground Water Monitoring and Remediation, 1993, 13:115-126.

[6] PETERSON J, MURRAY K, TULU Y, et al. Air-flow geometry in air sparging of fine-grained sands[J]. Hydrogeology Journal, 2001, 13(2):168-176.

[7] LUNDEGAR P D, LABRECQUE D. Air sparging in a sandy aquifer(Florence, Oregon, USA): actual and apparent radius of influence[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 1995(19):1-27.

[8] SUTHERSAN S S. Insitu air sparging remediation engineering: design concepts[R]. Boca Raton: CRC Press, 1999.

[9] REDDY K R, ADAMS J A. System effects on benzene removal from saturated soils and groundwater using air sparging[J]. Journal of Environmental Engineering, 1998(3):288-299.

[10] 张英, 姜斌, 黄国强, 等.地下水曝气过程中气体流型的实验研究[J].化工进展, 2003(22):246-251.

[11] 郑艳梅.原位曝气去除地下水中MTBE及数学模拟研究[D].天津:天津大学, 2005:64-69.

[12] 武强, 王志强, 杨淑君, 等.地下水曝气工程技术研究:以德州胜利油田地下水石油污染治理为例[J].地学前沿, 2007, 14(6):214-221.

[13] NDREA L, PAULJ C, RICHARD J L, et al. Air sparging design

paradigm[R]. Battelle Memorial Institute, 2002:19-20.

[14] 郑艳梅, 李鑫钢, 黄国强.地下水曝气过程中空气流场的数学模拟[J].化工学报, 2007(5):1277-1282.

[15] Mc CRAY J E, FALTA R W. Defining the air sparging radius of influence for groundwater remediation[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 1996, 24(1):25-52.

[16] van GENUCHTEN R. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soil[J]. Soil Sci Soc Am J, 1980, 44:892-898.

[17] CLAYTON W S, BASS D H, RAM N M, et al. In-situ sparging: mass transfer mechanisms[J]. Remediation, 1996, 6(4):15-29.

[18] JOHNSON P C. Assessment of the contributions of volatilization and biodegradation to insitu air sparging performance[J]. Environment Science and Technology, 1998, 32(2):276-281.

[19] TEKOLA L. Remediation of NAPLS in groundwater using insitu air sparging[D]. Chicago: University of Illinois, 1998:152-181.

[20] BRAIDA W J, ONG S K. Air sparging effectiveness: laboratory characterization of air-channel mass transfer zone for VOC volatilization[J]. Journal of Hazardous Materials, 2001, 87(1-3):241-258.

[21] CHAO K P, ONG S K. Water-to-air mass transfer of vocs: laboratory-scale air sparging system[J]. Journal of Environmental Engineering, 1998, 124(11):1054-1060.

[22] MCCRAY J E. Mathematical modeling of air sparging for subsurface remediation: state of the art[J]. Journal of Hazardous Materials, 2000, 72:237-263.

[23] KIM H M, HYUN Y, LEE K K. Remediation of TCE-Contaminated groundwater in a sandy aquifer using pulsed air sparging: laboratory and numerical studies[J]. Journal of Environmental Engineering, 2007, 133(4):380-386.

[24] ELDER C R, BENSON C H, EYKHOLT G R. Modeling mass removal during in situ air sparging[J]. Journal of Geotechnical and Geo-Environmental Engineering, 1999, 125(11):947-958.

[25] WILSON D J, GOMEZ-LAHOZ C, RODRIGUEZ-MAROTO J M. Groundwater cleanup by in situ sparging VIII: effect of air channeling on dissolved volatile organic compounds removal efficiency[J]. Separation Science Technology, 1994, 29:2387-2418.

[26] SELLERS K L, SCHREIBER R O. Air sparging model for predicting groundwater cleanup rate[C]//Proc of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater: Prevention, Detection and Restoration. Houston, TX, 1992:365-376.

[27] ROBERTS L A, WILSON D J. Groundwater cleanup by in situ sparging III: modeling of dense nonaqueous phase liquid droplet removal[J]. Separation Science Technology, 1993, 28:1127-1143.

[28] 侯东利, 韩振为, 郑艳梅, 等. AS和BS去除地下水甲基叔丁基醚污染的研究[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(2):364-367.

[29] 王战强.地下水曝气(AS)及生物曝气(BS)处理有机污染物的研究[D].天津:天津大学, 2005:51-60.

(收稿日期:2009-08-03 编辑:高渭文)