

# 地下环境中胶体促使下的污染物运移研究进展

刘庆玲<sup>1</sup> 徐绍辉<sup>2</sup>

(1 中国科学院南京土壤研究所 南京 210008; 2 青岛大学环境科学与工程系 山东青岛 266071)

**摘要** 大量的研究证据表明,胶体能促使地下环境中污染物的运移。胶体的沉积、释放和运移等动力学过程受许多因素的控制,如胶体的表面性质(亲水或疏水)、胶体的稳定性、水溶液的化学组分、离子强度、pH 值和水的流速等。许多研究者已提出了考虑不同影响因素的模型从理论上或用实验室土柱试验来模拟胶体的运移行为。在未来应加强野外条件下不同类型的天然介质中胶体促使下污染物运移的影响因素、作用机制和运移过程的研究,这有助于人们提出有效的策略或发展新的治理技术以防止污染的扩大或修复污染,最终达到保护地下环境的目的。

**关键词** 地下环境;胶体;污染物;运移

**中图分类号** S152.7

随着城市化、工业化和农业现代化进程的不断加快,所产生的潜在有害化学物质(污染物)的数量越来越大,并正在进入地下环境中。为了更好地管理这些已进入地下环境中的化学物质,使其对地下水的潜在危害降到最低限度,必须精确地描述污染物在地下环境中的运移过程。

当表征和预测污染物在地下环境(非饱和介质和饱和介质)中的运移时,大多数研究都把非饱和介质(主要指土壤)和饱和介质(含水层)分别看作是一个三相系统(水、气和固体基质)和两相系统(水和固体基质)。在这个三相(或两相)系统中,反应性污染物在移动的水相和不可动的固相间发生分离。由于反应性污染物趋向于吸附到不可动的固相上,其运移速率要比水流慢得多,所以强烈吸附性的污染物在土壤中实际上可以看作是不可动的,对地下水系统的威胁性也不大。

许多野外和实验室的观测表明,土壤(非饱和带)和含水层中的胶体起着另外一相的作用,它不但能象固相基质那样吸附污染物,而且还以类似于水相的速率运移<sup>[1]</sup>。

## 1 胶体的属性及意义

胶体是指一些大分子或其大小范围在 1 nm ~10 μm 的极细的物质颗粒,如粘土矿物、金属氧化物、细菌(bacteria)、病毒(viruses)和有机大分子等。

胶体在地下环境中是普遍存在的<sup>[2,3]</sup>。地下环境中移动的胶体颗粒大多数来源于母质颗粒的释放和分离过程(detachment)。由于单位质量的胶体有非常大的比表面积,其值高达 300 m<sup>2</sup>/g<sup>[4]</sup>,污染物对胶体比对固相基质表面显示出更高的亲和性。因此,胶体作为污染物的载体,可以大大地影响污染物运移的净速率。

当然,胶体促使下的污染物运移要具有环境上的意义,必须满足 4 个重要条件:可移动的胶体颗粒浓度必须足够大;胶体颗粒必须能在多孔介质的未污染带运移得足够远;污染物必须能强烈地吸附到可移动的胶体颗粒上,而其解吸过程只能是缓慢的;污染物必须有很强的毒性,这样即使在地下水中有微弱的含量也是不能容许的。

传统的方法因未考虑到胶体在促使污染物运移中的作用,从而过低地估计了污染物运移所能达到的距离。

## 2 胶体的运移机理及影响因素

讨论胶体在介质中的运移机理,一般考虑以下 3 个动力学过程,即:运移、沉积、释放动力学过程。与传统的溶质运移机理研究相比,要着重研究胶体在介质中的沉积和释放机理。一般认为胶体的沉积释放动力学过程遵循一级动力学速率法则<sup>[5,6]</sup>。胶体沉积过程有两步速率限制:胶体颗粒向基质

表面的运移； 基质表面对胶体的吸着。胶体释放过程在颗粒与介质表面的相互作用和渗流区的水动力影响下，同样存在两步速率限制： 胶体颗粒从基质表面的分离（相互作用边界层）； 分离的胶体颗粒从静止区到流动区的运移（弥散边界层）。

饱和多孔介质中胶体的成因、稳定性、控制胶体运移的化学和水文因素以及胶体释放和沉积的动力学过程等，人们已做了大量的研究。McCarthy 和 Zachara<sup>[7]</sup>详细讨论了地下水中胶体的成因和稳定性以及控制胶体通过多孔介质运移时的化学和水文因素。Gounaris 等<sup>[8]</sup>在对一个垃圾填埋场的渗滤液取样分析的基础上，研究了填埋场渗滤液中胶体的特征及环境意义。Kaplan 等<sup>[9]</sup>通过对沿着污染物羽状范围的采样分析了地下水中 pH 值、离子强度和胶体浓度对重金属污染物（Cr, Ni, Cu, Cd, Pb 和 U）运移的影响。Seaman 等<sup>[10]</sup>取强烈风化的岩层填充土柱，然后用不同 Na 吸附比的溶液淋滤土柱，探讨了化学胶体的产生和运移的控制作用。Liu 等<sup>[11]</sup>通过室内土柱试验且考虑电解液的浓度作用时，研究了胶体流经多孔介质时的沉积动力学。Saiers 和 Hornberger<sup>[12]</sup>用填充的砂柱试验研究了高岭石胶体对放射性核素 <sup>137</sup>Cs 运移的影响。Faure 等<sup>[13]</sup>做了用砂和含 50 g/kg 的膨润土粘粒装填的土柱试验，探讨了由盐分梯度所引起的胶体及放射性核素 <sup>137</sup>Cs 的运移。Grolimund 等<sup>[1]</sup>用室内土柱试验，证实了在天然多孔介质中可移动的胶体的确促进了强烈吸附的污染物 Pb<sup>2+</sup>的运移。Roy 和 Dzombak<sup>[14]</sup>用装填砂的实验室土柱研究了不同 pH 值和离子强度条件下，

胶体对两种强烈吸附的溶质—疏水的有机化合物菲和金属离子 Ni<sup>2+</sup> 运移的影响。Gamerding 和 Kaplan<sup>[15, 16]</sup>基于室内稳定流条件下的饱和土柱流出试验，揭示了胶体运移和沉淀（deposition）随溶液离子强度变化的规律。

土壤是污染物进入地下水的过渡带，研究胶体在非饱和土壤污染物运移中的重要性是显而易见的。非饱和多孔介质中胶体促使下的污染物运移的研究目前还不多见。Wan 和 Wilson<sup>[17]</sup>及 Wan 等<sup>[18]</sup>研究了在不同水分饱和度情况下亲水和疏水的乳胶胶体（0.2 μm）以及疏水的细菌通过装填的砂柱时的运移行为，结果表明，非饱和条件下胶体的穿透曲线没有显示出拖尾性，说明了在气-水界面处胶体的沉积是一不可逆过程。

### 3 胶体促使下污染物运移的数值模拟

根据胶体运移介质的不同，以下分 3 类进行论述，即：饱和多孔介质、裂隙介质和非饱和多孔介质中污染物运移的数值模拟。

#### 3.1 饱和多孔介质中污染物运移的数值模拟

饱和多孔介质中胶体促使下的地下水污染物运移的模拟是由 Corapcioglu 和 Jiang<sup>[19]</sup>提出的。其方法建立在把整个系统概化成一种三相介质，即两个固相（土壤固体基质和可移动的胶体）和一个液相（水）。根据质量守恒定律，描述胶体促使下污染物的一维运移方程以及胶体/污染物和胶体/固体基质质量分离的一阶动力学表达式为：

$$\frac{\partial \theta C_1}{\partial t} = D_1 \frac{\partial^2 \theta C_1}{\partial x^2} - V \frac{\partial \theta C_1}{\partial x} - K_1 \theta C_1 + K_2 \rho_c f \quad (1)$$

$$\frac{\partial \rho_c f}{\partial t} = K_1 \theta C_1 - K_2 \rho_c f \quad (2)$$

$$\frac{\partial [(\theta + \rho_b k) C_2]}{\partial t} = D_2 \frac{\partial^2 \theta C_2}{\partial x^2} - V \frac{\partial \theta C_2}{\partial x} - 2K_c \theta C_2 + K_{im} \rho_c f f_{im} + K_m f_m C_1 \quad (3)$$

式中， $C_1$  为水相中悬浮胶体的质量浓度（mol/L<sup>3</sup>）， $C_2$  为溶解在水相中的污染物浓度（mol/L<sup>3</sup>）， $D_1$  为胶体的水动力弥散系数（L<sup>2</sup>/T）， $D_2$  为污染物的水动力弥散系数（L<sup>2</sup>/T）， $V$  为流速（L/T）， $f$  为单位体积的多孔介质沉积的胶体体积份额， $f_{im}$  为单位质量的不可动胶体其表面所粘附的污染物的质量份额， $f_m$  为单位质量的可动胶体其表面所粘附的污染物的质量份额， $K_1$  为胶体沉积到固体基质上的速率系数

（1/T）， $K_2$  为胶体从固体基质上释放的速率系数（1/T）， $K_c$  为胶体对污染物的吸附速率系数（1/T）， $K_m$  为可动胶体上的污染物解吸速率系数（1/T）， $K_{im}$  为不可动胶体上的污染物解吸速率系数（1/T）， $k$  为溶解的污染物与稳定的固体基质间的平衡速率系数（L<sup>3</sup>/mol）， $\theta$  为有效孔隙度（常数）， $\rho_c$  为胶体颗粒的密度（mol/L<sup>3</sup>）， $\rho_b$  为固体基质的干容重（mol/L<sup>3</sup>）， $x$  为一维坐标（L）， $t$  为时间（T）。

就饱和多孔介质中胶体促使下的污染物运移研究而言, 其中的绝大部分偏重于室内土柱试验和理想状况下运移机理的数学模型, 只有极少数是在野外进行的。Corapcioglu 和 Jiang<sup>[19]</sup>将该模型预测的结果与室内土柱试验的结果做了对比。他们认为, 胶体的捕获和吸附速率强烈地影响着溶质的运移行为。

Song 等<sup>[20]</sup>利用分段和随机分布模型描述了胶体沉积到表面电荷不均一的多孔介质上的动力学过程; 并指出胶体沉积速率对溶液离子强度的敏感度随表面电荷非均一性的增加而减小。Johnson 等<sup>[21]</sup>借助于数值模拟, 研究了细菌在多孔介质中运移时间与驻留时间有关的分离过程的相对重要性。Corapcioglu 和 Kim<sup>[22]</sup>建立了一个存在活细菌时可生物降解的污染物在多孔介质中运移的数学模型。该模型考虑了细菌的生长衰亡等过程, 并用试验数据验证了模型的有效性, 用敏感度分析评价了几个参数对模型行为的影响。Johnson 等<sup>[23]</sup>结合室内土柱试验, 模拟了胶体在地球化学不均一性的多孔介质中的运移行为。Roy 和 Dzombak<sup>[24]</sup>发展了一个多孔介质中胶体促使下的污染物运移模型。模型中包括了胶体的对流、弥散、沉积和从多孔介质中的释放以及污染物在真正的溶解相、悬浮相和粘着胶体与固相间的均衡和有限速率的质量交换, 并模拟了室内土柱试验的观测资料, 进一步讨论了造成这一结果的影响因素。Grolimud 和 Borkovec<sup>[25, 26]</sup>提出了一个新的模型以表征胶体在天然多孔介质中的释放和运移。在该模型中, 胶体的释放被看成是一个高度非指数性过程而不是一个一阶动力学过程, 且用一系列的室内土柱试验研究了盐分浓度、不同的有机和无机配位基对胶体释放的影响。Sun 等<sup>[27]</sup>应用数值反演方法识别了在地球化学非均一的多孔介质中胶体运移模型的参数, 并进行了参数的敏感度分析。

### 3.2 裂隙介质中污染物运移的数值模拟

对裂隙介质来说, 由于它具有强烈的非均质性和各向异性, 绝大多数研究仅是通过数值模拟从理论上探讨不同因素或动力学过程对胶体促使下的污染物运移的影响。

Grindrod<sup>[28]</sup>研究了胶体对放射性核素迁移的影响。其数值模型假定, 在放射性核素与可动的和过

滤的胶体之间的吸附反应是快速、可逆的, 而且其吸附行为可用简单的均衡分布系数来表示。Ibaraki 和 Sudicky<sup>[29, 30]</sup>提出了裂隙多孔介质中胶体促使下污染物运移的二维数值模型, 该模型除了考虑水相污染物在裂隙和孔隙基质中的运移、胶体在裂隙中的运移和溶质的吸附外, 还包括胶体的过滤、移动的和过滤的胶体对污染物的吸附等作用过程; 另外, 根据是 Langmuir 或是 Freundlich 等温, 容许到裂隙壁、固相基质以及可动的和过滤的胶体上的吸附反应或是均衡的或是动力学过程。Chrysikopoulos 和 Abdel-Salam<sup>[31]</sup>建立了一个描述胶体在具有空间变化的隙宽的饱和裂隙中运移和沉积的二维数值模型。模型考虑了不同物理化学条件下的胶体在裂隙壁面上的沉积, 其沉积过程既可以是均衡的也可以是动态的。另外, 小隙宽的裂隙单元对胶体的排斥也作为一种动态的沉积动力学包括在数值模型中。Knapp 等<sup>[32]</sup>用简单的室内试验探讨了胶体颗粒在光滑壁面和粗糙壁面的裂隙中的运移特征。James 和 Chrysikopoulos<sup>[4]</sup>借助于质点追踪模拟方法, 探讨了当胶体颗粒大小呈对数正态分布时其在具有同一隙宽的单个裂隙和具有空间变化的隙宽的单一裂隙中的运移行为。

### 3.3 非饱和多孔介质中污染物运移的数值模拟

近些年来, 为了描述非饱和多孔介质中胶体的运移, 一些学者也发展了一些数学模型。Tim 和 Mostaghimi<sup>[33]</sup>建立了非饱和多孔介质中水流和病毒运移的数学模型。模型假定病毒的吸附是一个均衡过程; 对吸附的以及液相中的病毒来说, 其失活速率是相同的。Yates 和 Ouyang<sup>[34]</sup>提出了一个耦合水流、病毒和热量在非饱和多孔介质中运移的一维数值模型。模型考虑了与水分含量无关的病毒的吸附和过滤过程以及依赖于温度的病毒失活过程。以上两个模型都使用了不变的病毒吸附和失活参数, 而未考虑水分含量的变化对液-固和气-液界面处病毒吸附的影响。

Corapcioglu 和 Choi<sup>[35]</sup>发展了非饱和多孔介质(四相介质)中胶体的运移模型。它由一个对流弥散方程和4个反应动力学方程组成: 即固-水界面处的胶体颗粒沉积的一阶过程; 胶体从固-水界面上释放的一阶过程; 胶体颗粒在气-水界面上沉积和释放的二阶过程。具体表述如下:

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[ D \frac{\partial(\theta C)}{\partial x} - qC \right] - K_1 \theta C + K_2 \rho_c f - K_3 \theta FC + K_4 \theta_a \rho_c f_{aw} \quad (4)$$

$$\frac{\partial(\rho_c f)}{\partial t} = K_1 \theta C - K_2 \rho_c f \quad (5)$$

$$\frac{\partial(\rho_c \theta_a f_{aw})}{\partial t} = K_3 F \theta C - K_4 \rho_c \theta_a f_{aw} \quad (6)$$

式中,  $C$  为水相中悬浮的胶体的浓度 ( $\text{mol/L}^3$ ),  $q$  为水的通量 ( $\text{L/T}$ ),  $D$  为弥散系数 ( $\text{L}^2/\text{T}$ ),  $\theta$  为体积水分含量 ( $\text{L}^3/\text{L}^3$ ),  $\theta_a$  为体积空气含量 ( $\text{L}^3/\text{L}^3$ ),  $K_1$  为胶体沉积到固体基质上的速率系数 ( $1/\text{T}$ ),  $K_2$  为胶体从固体基质上释放的速率系数 ( $1/\text{T}$ ),  $K_3$  为胶体沉积到气-水界面上的速率系数 ( $1/\text{T}$ ),  $K_4$  为胶体从气-水界面上释放的速率系数 ( $1/\text{T}$ ),  $f$  为单位体积的多孔介质所捕获的胶体体积份额,  $f_{aw}$  为单位体积的空气在气-水界面处所捕获的胶体体积份额,  $F$  为胶体颗粒沉积可利用的气-水界面份额,  $\rho_c$  为胶体颗粒的密度 ( $\text{mol/L}^3$ ),  $x$  为一维坐标 ( $\text{L}$ ),  $t$  为时间 ( $\text{T}$ )。

该模型成功地模拟了 Wan 和 Wilson<sup>[17, 18]</sup> 在实验室内获得的具有不同表面性质的胶体 (亲水和疏水) 的穿透曲线, 并对模型中的几个重要参数进行了敏感度分析。

Sim 和 Chrysikopoulos<sup>[36, 37]</sup> 提出了病毒 (virus) 在均质、等温非饱和多孔介质中运移的数学模型。模型考虑了病毒吸附到液-固界面和气-液界面以及病毒在液相和上述两个界面上的失活过程。分别通过 Laplace 变换和数值方法, 推导了数学模型的解析解和数值解, 并用解析解讨论了水分含量的变化对病毒在液-固界面和气-液界面处吸附的影响。利用 Wan 和 Wilson<sup>[17]</sup> 的试验数据对模型进行了验证, 进一步分析了水分含量的影响。Gamerding 和 Raplan<sup>[15, 16]</sup> 用压碎的 Yucca Mountain 凝灰岩填充土柱, 探讨了水分含量和离子强度对胶体在这种非饱和多孔介质中运移和沉积时的影响。

#### 4 国内研究现状

在过去的几十年中, 我国曾对土壤胶体的物质基础、性质和研究方法进行了比较深入的研究, 有 3 本专著出版<sup>[38-40]</sup>。周代华等<sup>[41]</sup> 通过室内试验, 提出了在土壤溶液中加入  $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{Cl}^-$  等阴离子对 Fe、Al 氧化物专性吸附重金属离子影响的证据; 郭守玺<sup>[42]</sup> 的研究表明, 在石灰性土壤中加入  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ ,

可降低土壤溶液的 pH 值, 减弱土壤胶体对 Zn 的吸附量, 从而增加了土壤平衡液中 Zn 的活性。最近几年, 侯惠珍等<sup>[43]</sup> 阐述了高岭石-胡敏酸和蒙脱石-胡敏酸等有机矿质复合胶体在不同的 pH 值条件下, 对  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Fe}^{3+}$ 、 $\text{Al}^{3+}$  溶液中这些离子吸附的影响; 李成保等<sup>[44]</sup> 探讨了阳离子吸附与土壤胶体动电性质的关系; 杨亚提等<sup>[45]</sup> 分析了在一定重金属离子浓度条件下, 溶质的离子强度、土壤胶体表面电位对土壤胶体-溶液界面上  $\text{Cu}^{2+}$  和  $\text{Pb}^{2+}$  吸附机制的影响。但对胶体促使下的污染物运移的研究还未见报道。

#### 5 结论和展望

近十多年来, 地下环境中胶体促使下的污染物运移方面的研究, 改变了以往人们对污染物在地下环境中运移的一些认识。定量预测胶体在污染物运移中的作用, 可以精确地掌控污染的趋势, 以便作出有效的防治措施。要达到预期的效果, 分析目前已有的研究, 应该从以下方面进行进一步的研究:

(1) 受当前技术的限制, 不能对胶体做实时的观察与分析。因此胶体在地下环境中的研究仍有很多问题需要解决: 胶体的沉积、释放动力学过程以及化学水文控制因素等一些重要的过程还不能完全准确的了解; 胶体本身以及胶体作为载体与污染物结合后在地下环境中的物理化学过程仍然需要进一步精确的描述。诸多问题的解决, 首先需要发展高精度的胶体实时探测技术, 为进一步的研究作好基础。

(2) 已有的大量事实证明了在一些水文地球化学条件下, 地下环境中的胶体能促使强烈吸附的污染物运移, 但这些证据绝大部分是在实验室内均质介质中获得的, 涉及地质介质的非均质性以及野外研究的试验目前还不多见, 而且两者之间存在很大的差异, 因此, 应加强野外条件下不同类型的天然介质中的试验研究, 以便更好地了解和分析区域尺度上胶体促使下的污染物运移的影响因素、作用机制和运移行为等。

(3) 目前, 国内在土壤胶体和污染物方面的研究侧重静态的、独立的考察, 考虑两者的结合研究以及动态研究比较少见, 因此研究的空间和前景都比较广阔, 应该结合我们已有的研究基础优势, 引进国际前沿的理论技术和经验结论, 把两者结合研究, 在充分了解地下环境中胶体促使下的污染物运移行为的基础上, 提出有效的策略和新的治理技术以防止污染的扩大或修复污染, 最终达到保护地下环境的目的。

### 参考文献

- 1 Grolimund D, Borkovec M, Barmettler K, Sticher H. Colloid-facilitated transport of strongly sorbing contaminants in natural porous media: A laboratory column study. *Environmental Science and Technology*, 1996, 30 (10): 3118 ~ 3123
- 2 Gschwend PM, Reynolds MD. Monodisperse ferrous phosphate colloids in an anoxic groundwater plume. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1987, 1: 309 ~ 327
- 3 Backhus DA, Ryan JN, Groher DM, MacFarlane JK, Gschwend PM. Sampling colloids and colloid-associated contaminants in ground water. *Ground Water*, 1993, 31: 466 ~ 479
- 4 James SC, Chrysikopoulos CV. Transport of polydisperse colloid suspensions in a single fracture. *Water Resources Research*, 1999, 35 (3): 707 ~ 718
- 5 McCaulou DR, Bales RC, McCarthy JF. Use of short-pulse experiments to study bacterial transport through porous media. *J. Contamin. Hydrd.*, 1994, 15, 1 ~ 14
- 6 Saiers JE, Honberger GM, Liang L. First- and second-order kinetics approaches for modeling the transport of colloidal particles in porous media. *Water Resource Research*, 1994, 30, 2499 ~ 2506
- 7 McCarthy JF, Zachara JM. Subsurface transport of contaminants. *Environmental Science and Technology*, 1989, 23 (5): 496 ~ 502
- 8 Gounaris V, Anderson PR, Holsen TM. Characteristics and environmental significances of colloids in landfill leachate. *Environmental Science and Technology*, 1993, 27 (7): 1381 ~ 1387
- 9 Kaplan DI, Bertsch PM, Adriano DC. Facilitated transport of contaminant metals through an acidified aquifer. *Ground Water*, 1995, 33 (5): 708 ~ 717
- 10 Seaman JC, Bertsch PM, Miller WP. Chemical controls on colloid generation and transport in a sandy aquifer. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29 (7): 1808 ~ 1815
- 11 Liu D, Johnson PR, Elimelech M. Colloid deposition dynamics in flow through porous media: Role of electrolyte concentration. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29 (12): 2963 ~ 2973
- 12 Saiers JE, Hornberger GM. The role of colloidal kaolinite in the transport of cesium through laboratory sand columns. *Water Resources Research*, 1996, 32: 33 ~ 41
- 13 Faure MH, Sardin M, Vitorge P. Transport of clay particles and radioelements in a salinity gradient: Experiments and simulations. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1996, 21: 255 ~ 267
- 14 Roy SB, Dzombak DA. Chemical factors influencing colloid-facilitated transport of contaminants in porous media. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31(3): 658 ~ 664
- 15 Gamedainger AP, Kaplan DI. Colloid transport and deposition in water-saturated Yucca Mountain tuff as determined by ionic strength. *Environmental Science and Technology*, 2001, 35 (16): 3326 ~ 3331
- 16 Gamedainger AP, Kaplan DI. Physical and chemical determinants of colloid transport and deposition in water-unsaturated sand and Yucca Mountain tuff material. *Environmental Science and Technology*, 2001, 35 (12): 2497 ~ 2504
- 17 Wan JM, Wilson JL. Visualization of the role of the gas-water interface on the fate and transport of colloids in porous media. *Water Resources Research*, 1994, 30 (1): 11 ~ 23
- 18 Wan JM, Wilson JL. Colloid transport in unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 1994, 30 (4): 857 ~ 864
- 19 Corapcioglu MY, Jiang S. Colloid-facilitated groundwater contaminant transport. *Water Resources Research*, 1993, 29 (7): 2215 ~ 2226
- 20 Song L, Johnson PR, Elimelech M. Kinetics of colloid deposition onto heterogeneously charged surfaces in porous media. *Environmental Science and Technology*, 1994, 28 (6): 1164 ~ 1171
- 21 Johnson WP, Blue KA, Logn BE, Arnold RG. Modeling bacterial detachment during transport through porous

- media as a residence-time-dependent process. *Water Resources Research*, 1995, 31 (11): 2649 ~ 2658
- 22 Corapcioglu MY, Kim S. Modeling facilitated contaminant transport by mobile bacteria. *Water Resources Research*, 1995, 31 (11): 2639 ~ 2647
- 23 Johnson PR, Sun N, Elimelech M. Colloid transport in geochemically heterogeneous porous media: Modeling and measurements. *Environmental Science and Technology*, 1996, 30 (11): 3284 ~ 3293
- 24 Roy SB, Dzombak DA. Sorption non-equilibrium effects on colloid-enhanced transport of hydrophobic organic compounds in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1998, 30: 179 ~ 200
- 25 Grolimund D, Borkovec M. Release and transport of colloidal particles in natural porous media: 1. Modeling. *Water Resources Research*, 2001, 37 (3): 559 ~ 570
- 26 Grolimund D, Borkovec M. Release and transport of colloidal particles in natural porous media: 2. Experimental results and effects of ligands. *Water Resources Research*, 2001, 37 (3): 571 ~ 582
- 27 Sun N, Sun NZ, Elimelech M, Ryan JN. Sensitivity analysis and parameter identifiability for colloid transport in geochemically heterogeneous porous media. *Water Resources Research*, 2001, 37 (2): 209 ~ 222
- 28 Grindrod P. The impact of colloids on the migration and dispersal of radionuclides within fractured rock. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1993, 13: 167 ~ 181
- 29 Ibaraki M, Sudicky EA. Colloid-facilitated contaminant transport in discretely fractured porous media: 1. Numerical formulation and sensitivity analysis. *Water Resources Research*, 1995, 31 (12): 2945 ~ 2960
- 30 Ibaraki M, Sudicky EA. Colloid-facilitated contaminant transport in discretely fractured porous media: 2. Fracture network examples. *Water Resources Research*, 1995, 31 (12): 2961 ~ 2969
- 31 Chrysikopoulos CV, Abdel-Salam A. Modeling colloid transport and deposition on saturated fractures. *Colloids and Surfaces*, 1997, 121: 189 ~ 202
- 32 Knapp RB, Chiarappa ML, Durham WB. An experimental exploration of the transport and capture of abiotic colloids in a single fracture. *Water Resources Research*, 2000, 36 (11): 3139 ~ 3149
- 33 Tim US, Mostaghimi S. Model for predicting virus movement through soils. *Ground Water*, 1991, 29 (2): 251 ~ 259
- 34 Yates MV, Ouyang Y. VIRTUS, a model of virus transport in unsaturated soils. *Applied Environmental Microbiology*, 1992, 58: 1609 ~ 1616
- 35 Corapcioglu MY, Choi H. Modeling colloid transport in unsaturated porous media and validation with laboratory column data. *Water Resources Research*, 1996, 32 (12): 3437 ~ 3449
- 36 Sim Y, Chrysikopoulos CV. Analytical models for virus adsorption and inactivation in unsaturated porous media. *Colloids and Surfaces*, 1999, 155: 189 ~ 197
- 37 Sim Y, Chrysikopoulos CV. Virus transport in unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 2000, 36 (1): 173 ~ 179
- 38 熊毅等. 土壤胶体: I. 土壤胶体的物质基础. 北京: 科学出版社, 1983, 440
- 39 熊毅等. 土壤胶体: II. 土壤胶体研究法. 北京: 科学出版社, 1985, 620
- 40 熊毅, 陈家坊等. 土壤胶体: III. 土壤胶体的性质. 北京: 科学出版社, 1990, 575
- 41 周代华, 徐凤琳, 董元彦, 李学垣. 氧化物表面重金属专性吸附实验区分的有关问题. *科学通报*, 1996, 41 (16): 1523 ~ 1526
- 42 郭守玺. 在  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$  体系中土壤胶体锌吸附的研究. *山西农业大学学报*, 1996, 16 (1): 52 ~ 55
- 43 侯惠珍, 袁可能. 土壤有机矿质复合胶体的金属离子平衡. *浙江大学学报 (农业与生命科学版)*, 1999, 25 (4): 389 ~ 391
- 44 李成保, 季国亮. 恒电荷土壤和可变电荷载土壤动电性质的研究: I. 阳离子吸附和 pH 的影响. *土壤学报*, 1999, 36 (3): 354 ~ 360
- 45 杨亚提, 张一平. 陪伴离子对恒电荷土壤胶体吸附  $\text{Cu}^{2+}$  和  $\text{Pb}^{2+}$  的影响. *土壤学报*, 2003, 40 (2): 218 ~ 223
- 46 杨亚提, 张平. 离子强度对恒电荷土壤胶体吸附  $\text{Cu}^{2+}$  和  $\text{Pb}^{2+}$  的影响. *环境化学*, 2001, 20 (6): 566 ~ 571
- 47 Zhang MK, Ke ZX. Heavy metals, phosphorus and some other elements in urban soils of Hangzhou City, China. *Pedosphere*, 2004, 14 (2): 177 ~ 185
- 48 Zhang MK, Ke ZX. Copper and zinc enrichment in different size fractions of organic matter from polluted soils. *Pedosphere*, 2004, 14 (1): 27 ~ 36

## COLLOID-FACILITATED TRANSPORT OF CONTAMINANTS IN SUBSURFACE ENVIRONMENT

LIU Qing-ling<sup>1</sup> XU Shao-hui<sup>2</sup>

( 1 *Institute of soil science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008;*

2 *Department of Environmental Science and Engineering, Qingdao University , Qingdao , Shandong 266071* )

**Abstract** A large volume of information available indicates that colloid facilitates transport of contaminants in subsurface environment. The dynamic processes of colloid deposition, release and transport etc., were dominated by a number of factors, such as colloidal surface property (hydrophilic or hydrophobic), colloidal stability, chemical composition of solution, ion strength, pH, and water flow velocity, etc. The models considering different factors were developed and used to simulate colloidal transport behavior in theory or in laboratory with column experiments. In order to work out effective strategies or to develop novel remediation technologies for preventing pollution extension or remedying pollution, attentions should be paid to colloid-facilitated transport of contaminants in fields.

**Key words** Subsurface environment, Colloid, Contaminant, Transport