

孙慧敏, 殷宪强, 王益权. 2012. pH 对粘土矿物胶体在饱和多孔介质中运移的影响[J]. 环境科学学报, 32(2): 419-424

Sun H M, Yin X Q, Wang Y Q. 2012. The effect of pH on the transport of clay mineral colloid in saturated porous media [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 32(2): 419-424

pH 对粘土矿物胶体在饱和多孔介质中运移的影响

孙慧敏^{1,2}, 殷宪强^{1,2,*}, 王益权^{1,2}

1. 西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌 712100

2. 农业部黄土高原农业资源与环境修复重点开放实验室, 杨凌 712100

收稿日期: 2011-05-03

修回日期: 2011-06-19

录用日期: 2011-06-22

摘要: 环境 pH 值条件的变化是影响土壤胶体运移的重要因素之一. 本文选取土壤体系中常见的两种不同结构类型的粘土矿物胶体高岭石和蒙脱石作为主要实验材料, 通过室内模拟实验和数学模型分析的手段, 分别研究了不同 pH 值条件下, 两种无机胶体在多孔介质中的迁移规律. 结果表明: 高岭石胶体受溶液的 pH 条件影响强烈, 随着 pH 的变化, ξ 电位及颗粒粒径大小发生明显变化, 不同的 pH 条件下的穿透曲线差异明显. 在酸性条件下, 高岭石胶体回收率显著降低, 而蒙脱石胶体基本不受 pH 影响; 利用 HYDRUS-1D 模型拟合结果与测定数据之间非常匹配, 说明利用该模型模拟饱和条件下胶体在多孔介质中的迁移完全可靠.

关键词: pH; 高岭石; 蒙脱石; 穿透曲线; HYDRUS-1D

文章编号: 0253-2468(2012)02-419-06

中图分类号: X53

文献标识码: A

The effect of pH on the transport of clay mineral colloid in saturated porous media

SUN Huimin^{1,2}, YIN Xianqiang^{1,2,*}, WANG Yiquan^{1,2}

1. College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100

2. Key Lab for Agricultural Resources and Environmental Remediation in Loess Plateau of Agriculture Ministry of China, Yangling 712100

Received 3 May 2011;

received in revised form 19 June 2011;

accepted 22 June 2011

Abstract: The pH is an important factor which affects the transport of colloids. Kaolinite and montmorillonite were common types of experimental materials in soil with different structural clay minerals. By indoor simulation and mathematical model analysis, this paper investigated the migration mechanism of two types of inorganic colloids in porous media with different pH conditions. The results showed that the transport of kaolinite colloid was affected by pH dramatically. The ξ -potential and particle size varied significantly with the varied pH, with significantly different breakthrough curves under different pH conditions. In acidic condition, the recovery rate of kaolinite colloid was significantly reduced, while the pH had no influence on that of montmorillonite colloid. It was reliable to simulate colloid transport in saturated porous media model by HYDRUS-1D model, and the simulated data had significant or remarkably significant correlation with the measured data.

Keywords: pH; kaolinite; montmorillonite; breakthrough curve; HYDRUS-1D

1 引言 (Introduction)

在土壤和水体系中广泛存在着自然胶体, 由于其具有非常大的比表面积, 因此, 对污染物显示出很高的亲和性. 移动的胶体可以作为污染物的载体

在土壤和水环境中稳定存在 (Flury and Qiu, 2008; Kanti Sen and Khilar, 2006; Richards *et al.*, 2007; Sen and Khilar, 2006), 并且还能够以类似于水相的迁移速度进行运移 (Saiers *et al.*, 1994a; Saiers and Hornberger, 1996; Saiers *et al.*, 1994b), 还可以作

基金项目: 国家科技支撑计划项目专题 (No. 2006BAD09B04); 西北农林科技大学科研专项 (No. 07ZR044); 西北农林科技大学博士科研启动基金 (No. 2010BSJJ072)

Supported by the Subject of National Key Technology Research and Development Program of the Ministry of Science and Technology of China (No. 2006BAD09B04), the Special Research Foundation of Northwest A&F University (No. 07ZR044) and the Ph. D. Start up Foundation of Northwest A&F University (No. 2010BSJJ072)

作者简介: 孙慧敏 (1977—), 女, 讲师 (博士), E-mail: huiminsun@126.com; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: xianqiangyin@yahoo.com

Biography: SUN Huimin (1977—), female, lecturer (Ph. D.), E-mail: huiminsun@126.com; * **Corresponding author**, E-mail: xianqiangyin@yahoo.com

为载体,显著增大污染物运移的距离和净速率(Kretzschmar, 1999; McGechan and Lewis, 2002; Ryan and Elimelech, 1996; William *et al.*, 1991; 刘庆玲和徐绍辉, 2005),因此,对水土环境中自然胶体迁移的准确预测,可以为预测水土环境中污染物的行为提供理论依据。

胶体在多孔介质中的运移受到胶体特性、介质物理性质和溶液化学条件等多因素的影响(Cao *et al.*, 2002; Elimelech and O' Melia, 1990; Gamedinger and Kaplan, 2001a; Goldenberg *et al.*, 1989; James and Chrysikopoulos, 2000; McDowell-Boyer, 1992; Sutherland, 2003; Wan and Tokunaga, 1997; Yao *et al.*, 1971; 刘庆玲等, 2007)。离子强度、pH 值以及平均孔隙流速作用下的胶体运移和沉积规律被进一步揭示,胶体的动电性质、粒径分布以及胶体与含水介质的空间排斥效应等方面对运移过程中的微观机理亦有相关报道(Gamedinger and Kaplan, 2001a; 2001b; 刘庆玲等, 2007; 2008; 贾晓玉等, 2009)。另外,胶体的运移过程也有大量的模拟研究,发现基于对流弥散方程的数学模型可较好的模拟自然胶体(包括细菌)在饱和多孔介质中的运输行为(Bradford *et al.*, 2003; Corapcioglu *et al.*, 1999; Tufenkji, 2007)。

粘土矿物胶体是土壤中胶体的主要成分,比有机胶体含量高几倍到几十倍。高岭石胶体和蒙脱石胶体是土壤中主要的无机粘土矿物类型,在我国土壤中分布广泛。本研究选用这两种常见的、表面性质差异较大、晶架结构有所不同的粘土矿物胶体作为研究对象,通过在室内的用石英砂柱作为多孔介质的出流实验,研究不同 pH 值条件下胶体穿透曲线,分析胶体运移过程及规律,以加强对自然环境中胶体迁移行为的影响因素及胶体促进污染物运移机理的理解。

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 供试材料

将 5.0 g 的高岭石粉末和蒙脱石粉末(Cloisite Na⁺)分别加入 1000 mL 去离子水中,剧烈振荡。然后用超声波分散 30 min,将混合物转入 1000 mL 的三角烧瓶中,静置 24 h,虹吸上清液备用。胶体原始溶液浓度在稀释前用重量法进行测定。实验中所用胶体为将胶体原液进行稀释,得到的 100 mg·kg⁻¹ 的高岭土胶体溶液和 200 mg·kg⁻¹ 的蒙脱石胶体

溶液。

在穿透实验中用石英砂作为多孔介质,粒径为 0.4 ~ 0.5 mm,实验前用 0.1 mol·L⁻¹ NaOH 和去离子水进行清洗。

2.2 实验方法

2.2.1 粘土矿物胶体运移实验方法 实验所用玻璃柱的直径为 2.5 cm,高为 15 cm,采用湿法装填石英砂于玻璃柱内。为了在装填的过程中保持均匀且不产生气泡,首先将少量的石英砂轻轻倒入到柱子底部 8 mL 的蒸馏水中,当砂面处于液面以下 1 cm 左右处,再用玻璃搅拌棒搅拌玻璃柱中的砂子。然后继续添加 8 mL 去离子水于柱中,按照前面方法装填,直到柱高达到 15 cm。每个柱子用砂约 130 g 左右,孔隙率为 0.42 左右。

在胶体储备液中分别加入 HNO₃ 和 NaOH 溶液来调节 pH 值,胶体溶液的流速利用连接到柱子下方的蠕动泵来进行控制,溶液在柱内由下向上流动。先用去离子水冲洗砂柱,至出流液澄清之后,继续分别用不同 pH 值的水溶液冲洗砂柱,当柱体的 pH 值达到稳定之后,切换为相同 pH 值的胶体溶液开始实验,先进胶体溶液 1 h,然后换成相同 pH 值的水溶液冲洗 2 h,在此穿过程保持柱子的 pH 值不变。整个穿过程流速控制为 0.2 cm·min⁻¹,出流液用自动部分收集器承接,每 6 mL 换一次接样瓶,测承接液中胶体浓度。胶体浓度的测定采用紫外分光光度计测定,高岭石胶体在波长 350 nm 处比色测定,蒙脱石胶体在波长 243 nm 处比色测定。

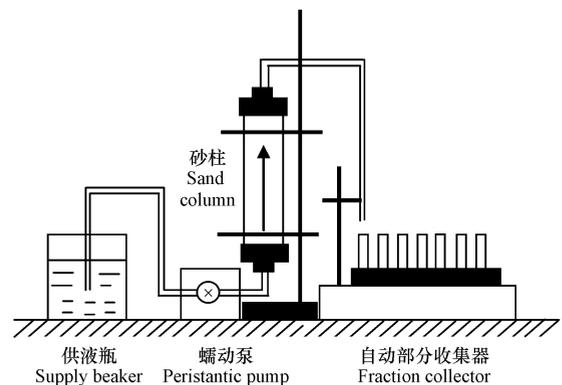


图 1 砂柱出流实验装置示意图

Fig. 1 Schematic apparatus of the sand column leaching experiment

2.2.2 粘土矿物胶体动电性质的测定方法 为了确定胶体表面电化学特征,测定不同 pH 值条件下供试胶体的 ξ 电位和平均胶体粒径分布。在测定的

过程中,胶体的浓度与运移实验中胶体的初始浓度保持一致,高岭石胶体溶液含量为 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,蒙脱石胶体溶液含量为 $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.用 ZetaPlus 电位及粒度分析仪(Zeta-PALS, Brookhaven Instruments Corporation, Holtsville, NY)测定胶体的 ξ 电位和粒径.

为了了解实验过程中石英砂颗粒表面的动电特征,对其表面电势进行了测定.不同 pH 值条件下石英砂颗粒的 ξ 电位和石英砂表面胶体的平均粒径分布的测定方法如下:称取处理干净的石英砂 7g,置于 50 mL 的三角瓶中,加入 12 mL 不同 pH 值的水溶液后,在超声波分散仪中分散 20 min,然后吸取 1 mL 上清液,用该 pH 值的水溶液稀释 10 倍后进行测定(Tufenkji and Elimelech, 2004), ξ 电位和粒径测定方法同上.

2.3 理论基础

本研究过程中用一维对流-弥散方程加上相应的反应条件,用来描述粘土矿物胶体在饱和多孔介质中的运移过程,其控制方程为:

$$\frac{\partial C_w}{\partial t} + \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial C_s}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_w}{\partial x^2} - v \frac{\partial C_w}{\partial x} \quad (1)$$

式中, C_w 是流动相中胶体浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), C_s 是固相中吸附的胶体含量($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$), ρ 是多孔介质的密度($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$), θ 是饱和含水量($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$), D 为弥散系数($\text{cm}^2 \cdot \text{min}^{-1}$), v 为实际平均流速($\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$).

固相中吸附的胶体浓度变化可用下式表示:

$$\frac{\rho}{\theta} \frac{\partial C_s}{\partial t} = k \left(1 - \frac{C_s}{X} \right) C_w \quad (2)$$

式中, k 为反应的动力学常数(min^{-1}), X 为多孔介质中最大的动力学容量($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$).

胶体运移的初始和边界条件如下:

$$\begin{cases} C_w(x, t) = C_{w0}(x), C_s(x, t) = C_{s0}(x), t = 0 \\ vC_w - D \frac{\partial C_w}{\partial x} = vC_{winl}, & x = 0 \\ \frac{\partial C_w}{\partial x} = 0, & x = L \end{cases} \quad (3)$$

该模型的优化方法是,首先将 Br^- 或者 Cl^- 的穿透数据应用于模型来确定 D ,然后假定多孔介质中的胶体和作为示踪剂的 Br^- 或 Cl^- 的扩散弥散系数(D)是一样的,参数 θ, v 和 ρ 由实验测定,参数 D 及胶体运移参数用 HYDRUS-1D 软件,通过解决了控制方程的运移模型及其初始和边界条件,通过传统的对流-弥散方程(CDE)拟合 Br^- 或 Cl^- 和胶体的穿透曲线获得(Yao *et al.*, 1971).

3 结果与分析(Results and analysis)

3.1 不同 pH 值下粘土矿物胶体的动电性

不同 pH 条件下胶体的平均颗粒粒径和 ξ 电位结果见表 1.由表 1 中可以看出,溶液的酸碱性会影响到石英砂表面及高岭石的粒径,随着 pH 值的降低,粒径有增加趋势,当 pH 值降低到 4 以下时,高岭石胶体和石英砂表现出明显的凝聚现象,而蒙脱石胶体粒径基本不受溶液 pH 的影响.在不同溶液条件下,各种不同胶体的 ξ 电位均为负值,但在不同的胶体上表现出不同的特征. pH 值对石英砂和高岭石的 ξ 电位影响比较大,表现出随着 pH 值的降低, ξ 电位减小,而 pH 值对蒙脱石的 ξ 电位基本没有影响.

由于表面电位值越大,颗粒间的排斥作用就越强,颗粒易分散,这样其稳定性就越高.由此可见,石英砂和高岭石受溶液化学条件影响强烈,当胶体

表 1 不同 pH 条件下胶体的平均颗粒粒径和 ξ 电位

Table 1 The particle size and zeta potential of colloid in different pH

pH	石英砂胶体		高岭石胶体		蒙脱石胶体	
	平均颗粒粒径 /nm	ξ 电位 /mV	平均颗粒粒径 /nm	ξ 电位 /mV	平均颗粒粒径 /nm	ξ 电位 /mV
pH < 4	2049.9	-6.16	1547.23	-16.43	246.15	-22.63
pH 5 ~ 6	348.8	-18.57	747.15	-22.81	215.05	-25.39
pH > 9	378.7	-29.48	650.15	-48.42	253.8	-23.92

溶液呈强酸性(pH < 4)时,胶体之间有较强的絮凝能力,因而稳定性下降.蒙脱石胶体属于 2:1 型的胀缩型的粘土矿物,对溶液酸碱变化具有很强的缓冲能力,溶液 pH 值的变化对胶体的絮凝能力及稳定

性均没有影响.

3.2 不同 pH 值下粘土矿物胶体在饱和多孔介质中的穿透曲线和回收率

不同 pH 值条件下,高岭石胶体和蒙脱石胶体

的穿透曲线见图 2. 从图 2 中我们可以看出, 高岭石胶体和蒙脱石胶体在穿过程中受 pH 影响差异很大. 与示踪剂 Br^- 的穿透曲线相比较, 高岭石胶体在任何 pH 值条件下, 穿透曲线峰值均低于 Br^- , 而蒙脱石胶体的穿透曲线却出现相反的状况, 不同 pH 值条件下的穿透曲线均出现峰值高于示踪剂 Br^- . Br^- 在运移过程中无吸附、沉淀反应发生, 回收率可达到 100%, 通过示踪剂穿透曲线可以计算柱子的水流通量、孔隙流速等水动力学参数. 因此说明高岭石在多孔介质中的运移, 一定存在着吸附和沉淀过程. 而不同的 pH 值具有调节胶体的吸附、沉淀作用的功能, 蒙脱石胶体在传输过程中, 则没有吸附

和沉淀过程. 其原因是因为, 土壤胶体的种类不同, 产生电荷的机制也不同, 根据土壤胶体电荷产生的机制, 一般可分为晶格内电荷和外(可变)电荷. 高岭石胶体从其构造类型上来看, 属于 1:1 型非膨胀晶体结构, 其电荷的产生主要是胶体表面的羟基的解离, 所以, 高岭石胶体主要是以可变电荷为主; 而蒙脱石胶体为 2:1 型膨胀晶体结构, 胶体所带电荷主要由同晶替代作用产生的永久电荷. 因此, pH 值的变化会对高岭石表面电荷数量产生强烈的影响, 而对蒙脱石胶体电荷数量无影响. 这与前面关于胶体动电性的研究中也得到同样的结果.

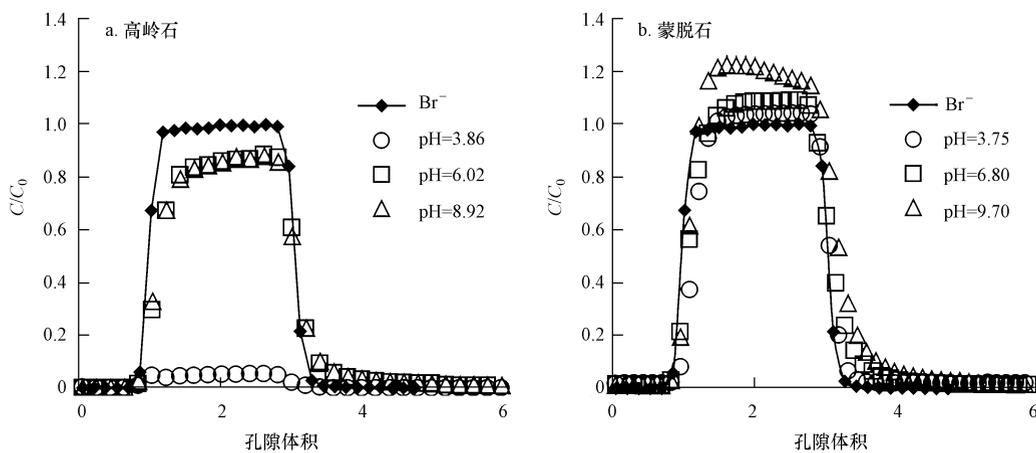


图 2 不同 pH 值条件下胶体在饱和砂柱中的穿透曲线

Fig. 2 The break through curve of colloid in water saturated sand column with different pH perturbation

随着 pH 值的降低, 高岭石胶体的运移变缓, 峰值减小. 在 pH 为 3.86 时, 高岭石胶体的峰值仅为 0.06, 而 pH 为 6.02 和 8.92 时, 其穿透曲线峰值均为 0.88. 通过质量守恒计算, 当胶体在 pH 为 3.86 的条件下运移时, 会有 95% 左右的胶体留在砂柱中, 而当 pH 值升高到 6.02 时, 仅有 10% 左右残留在砂柱中, 继续升高 pH 值, 其残留量基本无变化 (表 2). 说明在酸性条件下, 会强烈地抑制高岭石胶体在石英砂介质中的传输, 而中性和碱性条件下, 胶体容易迁移. 由表 1 可知, 高岭石胶体的 ξ 电位与石英砂的 ξ 电位为同符号 (-), 电位绝对值越大, 排斥力强, 绝对值小, 排斥力小. 在低 pH 时, 高岭石和石英砂 ξ 电位绝对值均小, 相互排斥小, 有利于高岭石胶体到石英砂表面沉积, 另外, 在低 pH 条件下, 高岭石胶体的平均颗粒粒径较大, 在运移过程中沉积作用明显, 所以, 胶体的固定主要由于基质对胶体的吸附作用和胶体颗粒的沉降作用. 当溶液

的 pH 增大时, 颗粒表面所带负电荷数量增加, 双电层斥力作用增大, 胶体絮凝作用降低, 所以, 胶体颗粒平均粒径减小, 胶体的吸附速率降低, 释放速率增大, 因而, 基质对胶体的吸附作用逐渐降低, 胶体的固定主要来自由于胶体颗粒的沉降作用. 对于蒙脱石胶体来说, 当 pH 值由 3.75 升高到 9.40, 其穿

表 2 不同 pH 值条件下胶体在饱和砂柱中穿透的回收率

Table 2 The recovery rate of colloids transport in water saturated sand column with different pHs perturbation

粘土矿物	pH	回收率
高岭石	3.86	5.83%
	6.02	89.81%
	8.92	90.12%
蒙脱石	3.75	102.50%
	6.80	111.00%
	9.40	130.50%

透曲线峰值也在逐渐升高,而且由于蒙脱石胶体的强吸附性,把构成多孔介质的砂粒上吸附的少量杂质吸附下来,pH 越高,吸附下来的杂质颗粒越多,导致其回收率高于 100%。

4 讨论(Discussion)

4.1 胶体稳定性和胶体运移的关系

DLVO 理论是用来解释胶体稳定性和电解质之间的相互影响的理论.由该理论可知,任何相互作用的粒子之间都存在范德华力,当两颗粒带异种电荷时,双电层作用力表现为吸引力,当颗粒带同种电荷时,双电层作用力表现为排斥力. DLVO 理论正是用来描述颗粒间这种排斥力以及由分子瞬间偶极作用产生的范德华引力的共同作用.在适当条件下,颗粒作用间距非常小的时候,排斥作用力大于吸引力,从而在总的作用能与作用间距的关系曲线上形成一个排斥势垒,足够大的排斥势垒可阻止颗粒相互靠近,这对胶体体系的稳定性具有特殊意义.

高岭石胶体和蒙脱石胶体的矿物组成结构不同,因而产生电荷的机制不同,流动相 pH 值的变化会显著影响高岭石胶体表面电荷量,在酸性条件下,胶体所带正电荷量增加,从而更易于向固相基质移动,蒙脱石胶体主要是永久电荷,基本不受溶液 pH 值的影响.高岭石胶体的电动电位和平均颗粒粒径随溶液 pH 值的变化剧烈,其胶体稳定性远远低于蒙脱石胶体.当胶体在多孔介质中移动的过程,稳定性高的土壤胶体,其运移过后胶体的回收率稳定,而稳定性低的土壤胶体,在多孔介质传输过程中,pH 值是决定其回收率的主要因素之一.

4.2 不同 pH 条件下胶体运移拟合及参数确定

HYDRUS-1D 是一个可以用来模拟饱和和非饱和和渗流区水、热及多种溶质迁移的模型.模型中方程解法采用线性有限元法,可用于模拟水、农业化学物质及有机污染物的迁移与转化过程.

不同 pH 条件下胶体运移的模型,是用示踪剂 Br^- 来运行确定饱和和石英砂柱的弥散系数(D),模型模拟与 Br^- 的穿透曲线拟合度达到 0.97,估计的 D 值为 $0.096 \text{ cm}^2 \cdot \text{min}^{-1}$ (表 3) 与相关研究报道值相似(Gao *et al.* 2004; Lenhart and Saiers, 2002).不同 pH 条件下高岭石胶体和蒙脱石胶体模拟运移模型均与穿透实验数据非常匹配(表 3), R^2 均可达到 0.96 以上.

在胶体的运移过程中,该模型预测的平衡和动

力学反应是同等重要的,高岭石胶体最佳拟合的动力学平衡常数随着 pH 的升高分别为 0.0097、0.0005 和 0.0005 (min^{-1}),而蒙脱石胶体的最佳拟合的动力学平衡常数分别为 3.05×10^{-6} 、 4.88×10^{-5} 和 2.44×10^{-5} (min^{-1}) (表 3).比较高岭石和蒙脱石胶体在饱和砂柱运移中情况,明显可以看出 pH 值对高岭石影响强烈,速率平衡系数均高于蒙脱石胶体,而低 pH 值条件对高岭石运移的影响最为强烈.

表 3 不同 pH 值条件下胶体运移参数

Table 3 The parameters of colloids transport in water-saturated column with different pHs

	pH	D_L / $(\text{cm}^2 \cdot \text{min}^{-1})$	k/min^{-1}	R^2
Br		0.096		0.9700
高岭石	3.86		9.68×10^{-2}	0.9672
	6.02		4.98×10^{-3}	0.9952
	8.92		5.00×10^{-3}	0.9962
蒙脱石	3.75		3.05×10^{-6}	0.9972
	6.80		4.88×10^{-5}	0.9853
	9.40		2.44×10^{-5}	0.9795

5 结论(Conclusions)

1) 溶液的 pH 条件会强烈影响高岭石胶体的 ξ 电位及颗粒粒径,对蒙脱石影响不大.

2) 不同的 pH 条件下,高岭石胶体的穿透曲线差异明显,在酸性条件下,胶体回收率显著降低,而 pH 条件对蒙脱石胶体运移基本无影响.

3) 利用 HYDRUS-1D 模型来模拟饱和条件下胶体在多孔介质中迁移是非常可靠的,其拟合结果与测定数据之间非常匹配.

责任作者简介:殷宪强(1977—),男,讲师,博士,研究方向为土壤污染与修复. E-mail: xianqiangyin@yahoo.com.

参考文献(References):

- Bradford S A, Simunek J, Bettahar M, *et al.* 2003. Modeling colloid attachment, straining, and exclusion in saturated porous media [J]. *Environmental Science & Technology*, 37(10): 2242-2250
- Cao X, Ma L Q, Chen M, *et al.* 2002. Impacts of phosphate amendments on lead biogeochemistry at a contaminated site [J]. *Environ Sci Technol*, 36(24): 5296-5304
- Corapcioglu M Y, Jiang S Y, Kim S H. 1999. Transport of dissolving colloidal particles in porous media [J]. *Water Resources Research*, 35(11): 3561-3565

- Elimelech M, O'Melia C R. 1990. Effect of particle size on collision efficiency in the deposition of Brownian particles with electrostatic energy barriers [J]. *Langmuir*, 6(6): 1153-1163
- Flury M, Qiu H. 2008. Modeling colloid-facilitated contaminant transport in the vadose zone [J]. *Vadose Zone Journal*, 7(2): 682-697
- Gamerding A P, Kaplan D I. 2001a. Colloid transport and deposition in water saturated Yucca Mountain tuff as determined by ionic strength [J]. *Environmental Science and Technology*, 35(16): 3326-3331
- Gamerding A P, Kaplan D I. 2001b. Physical and chemical determinants of colloid transport and deposition in waterunsaturated sand and Yucca Mountain tuff material [J]. *Environmental Science and Technology*, 35(12): 2497-2504
- Gao B, Saiers J E, Ryan J N. 2004. Deposition and mobilization of clay colloids in unsaturated porous media [J]. *Water Resources Research*, 40(8): W08602, doi:10.1029/2004WR003189
- Goldenberg L C, Hutcheon I, Wardlaw N. 1989. Experiments on transport of hydrophobic particles and gas bubbles in porous media [J]. *Transport in Porous Media*, 4(2): 129-145
- James S C, Chrysikopoulos C V. 2000. Transport of polydisperse colloids in a saturated fracture with spatially variable aperture [J]. *Water Resources Research*, 36(6): 1457-1465
- 贾晓玉, 李海明, 王博. 2009. 不同酸碱条件下胶体迁移对含水介质渗透性的影响 [J]. *环境科学与技术*, 32(5): 45-47
- Jia X Y, Li H M, Wang B, *et al.* 2009. Effect of colloid transport on porous medium permeability in different acidic and basic environment [J]. *Environmental Science & Technology*, 32(5): 45-47 (in Chinese)
- Kanti Sen T, Khilar K C. 2006. Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media [J]. *Advances in Colloid and Interface Science*, 119(2/3): 71-96
- Kretzschmar R, Borkovec M, Grolimund D, *et al.* 1999. Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport [J]. *Adv Agron*, 66: 121-193
- Lenhart J J, Saiers J E. 2002. Transport of silica colloids through unsaturated porous media: Experimental results and model comparisons [J]. *Environmental Science & Technology*, 36(4): 769-777
- 刘庆玲, 徐绍辉. 2005. 地下环境中胶体促使下的污染物运移研究进展 [J]. *土壤*, 37(2): 129-135
- Liu Q L, Xu S H. 2005. Colloid-facilitated transport of contaminants in subsurface environment [J]. *Soils*, 37(2): 129-135 (in Chinese)
- 刘庆玲, 徐绍辉, 刘建立. 2007. 离子强度和 pH 对高岭石胶体运移影响的实验研究 [J]. *土壤学报*, 44(3): 425-429
- Liu Q L, Xu S H, Liu J L. 2007. Effects of ionic-strength and pH on kaolinite transport in saturated porous media [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 44(3): 425-429 (in Chinese)
- 刘庆玲, 徐绍辉, 刘建立. 2008. 饱和多孔介质中高岭石胶体和 SiO₂ 胶体运移行为比较 [J]. *土壤学报*, 45(3): 445-451
- Liu Q L, Xu S H, Liu J L. 2008. Comparison between kaolinite and SiO₂ colloid in transport behavior in saturated porous media [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 45(3): 445-451 (in Chinese)
- McDowell-Boyer L M. 1992. Chemical mobilization of micro sized particles in saturated porous media under steady flow conditions [J]. *Environ Sci Technol*, 26(3): 586-593
- McGechan M B, Lewis D R. 2002. Transport of particulate and colloid-sorbed contaminants through soil, Part 1: General principles [J]. *Biosystems Engineering*, 83(3): 255-273
- Richards B K, McCarthy J F, Steenhuis T S, *et al.* 2007. Colloidal transport: The facilitated movement of contaminants into groundwater [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62(3): 55A-56A
- Ryan J N, Elimelech M. 1996. Colloid mobilization and transport in groundwater [J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 107: 1-56
- Saiers J, Hornberger G M, Harvey C F. 1994a. Colloidal silica transport through structured, heterogeneous porous media [J]. *Journal of Hydrology*, 163(3/4): 271-288
- Saiers J E, Hornberger G M. 1996. The role of colloidal kaolinite in the transport of cesium through laboratory sand columns [J]. *Water Resources Research*, 32(1): 33-41
- Saiers J E, Hornberger G M, Liang L. 1994b. First- and second-order kinetics approaches for modeling the transport of colloidal particles in porous media [J]. *Water Resources Research*, 30(9): 2499-2506
- Sen T K, Khilar K C. 2006. Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media [J]. *Advances in Colloid and Interface Science*, 119(2/3): 71-96
- Sutherland R A. 2003. Lead in grain size fractions of road-deposited sediment [J]. *Environ Pollut*, 121: 229
- Tufenkji N. 2007. Modeling microbial transport in porous media: Traditional approaches and recent developments [J]. *Advances in Water Resources*, 30(6/7): 1455-1469
- Tufenkji N, Elimelech M. 2004. Deviation from the classical colloid filtration theory in the presence of repulsive DLVO interactions [J]. *Langmuir*, 20: 10818-10828
- Wan J, Tokunaga T K. 1997. Film Straining of Colloids in Unsaturated Porous Media: Conceptual Model and Experimental Testing [J]. *Environmental Science & Technology*, 31(8): 2413-2420
- William B M, Sally L, Fred K F. 1991. Literature Review and Model (COMET) for Colloid/Metals Transport in Porous Media [J]. *Ground Water*, 29(2): 199-208
- Yao K M, Habibian M T, O'Melia C R. 1971. Water and waste water filtration. Concepts and applications [J]. *Environmental Science & Technology*, 5(11): 1105-1112