

典型荧光示踪剂在包气带中的迁移、吸附特性

赵阳^{1,2},雷国元^{1*},徐亚^{2**},刘玉强²,董路²,刘景财²,黄启飞² (1.武汉科技大学资源与环境工程学院,湖北省工业安全工程技术研究中心,湖北 武汉 430081; 2.中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室,中国环境科学研究院固体废物污染控制技术研究所,北京 100012)

摘要: 为研究荧光示踪剂在包气带土壤中的迁移-吸附特性,指导填埋场渗漏检测过程的示踪剂选择、投加和采样.采用土柱实验、参数反演手段,研究3种典型荧光示踪剂在包气带中的吸附、滞后和穿透规律,确定其迁移表征方法、表征参数和最佳模型.结果表明:在土壤有机碳相对较高和较低时,分别可用非线性平衡和线性平衡模型准确拟合罗丹明B在其中的穿透数据,而非线性平衡模型同时准确拟合了荧光素和荧光素钠在两种有机碳土壤中的穿透数据.基于最优反演模型,在低有机碳土壤中示踪剂迁移参数为:罗丹明B、荧光素和荧光素钠的分配系数分别为84.99,1.80,1.48 cm³/g,滞后因子分别为393.27,8.18,7.81,吸附容量分别为6.14×10⁻³,0.15×10⁻³,0.14×10⁻³ mg/g,均出现罗丹明B>荧光素>荧光素钠的顺序.荧光素钠在包气带中迁移时固相吸附浓度最小、迁移速率最快、吸附消耗量最小,建议在进行填埋场渗漏示踪中选用.

关键词: 渗漏检测; 污染预警; 包气带; 溶质运移参数

中图分类号: X523 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2020)09-3842-07

Migration, adsorption characteristics of typical fluorescent tracer in vadose zone. ZHAO Yang^{1,2}, LEI Guo-yuan^{1*}, XU Ya^{2**}, LIU Yu-qiang², DONG Lu², LIU Jing-cai², HUANG Qi-fei² (1.Industrial Safety Engineering Technology Research Center of Hubei Province, School of Resource and Environmental Engineering, Wuhan University of Science and Technology, Wuhan 430081, China; 2.State Key Laboratory of Environment Benchmarks and Risk Assessment, Research Institute of Solid Waste Management, Chinese Research Academy of Environment Sciences, Beijing 100012, China). *China Environmental Science*, 2020,40(9): 3842~3848

Abstract: Adsorption and transport properties of the fluorescent tracer in vadose zone soil system were investigated to guide the choice, addition, sampling of tracer during landfill leakage detection process. To determine the characterization method, characterization parameters and best model of tracers, soil column experiments and parameter inversion method were used to study the law of adsorption, retention, and breakthrough of 3 typical fluorescent tracers in vadose zone soil. Results showed that in higher and lower organic carbon soil, Rhodamine B breakthrough data by soil were fitted well with the Non-Linear Equilibrium (NE) model and the Linear Equilibrium (LE) model respectively, but breakthrough data of fluorescein and Sodium fluorescein were fitted well with NE model. Based on the best inversion model, the tracer migration parameters in lower organic carbon soil were: The distribution coefficients of Rhodamine B, Fluorescein, and Sodium fluorescein were respectively 84.99, 1.80, 1.48 cm³/g; The retardation factors of them were respectively 393.27, 8.18, 7.81; The adsorption capacity of them were respectively 6.14×10⁻³, 0.15×10⁻³, 0.14×10⁻³ mg/g. It was shown that the three parameters of tracers were ranked in descending order as follows: Rhodamine B> fluorescein>Sodium fluorescein. Sodium fluorescein showed the properties of least adsorption concentration, the fastest migration rate, the least adsorption capacity when transported at vadose zone in our study, we recommend to use Sodium fluorescein as a conservative tracer during landfill leakage tracing.

Key words: leakage detection; pollution warning; vadose zone; solute transport parameters

填埋是固体废物的最终处置手段^[1-2],美国每年40%的餐厨垃圾和70%~80%的建筑垃圾,欧洲23亿t垃圾中的近一半都通过填埋处置^[3],而发展中国家这一占比甚至更高^[4].研究表明,填埋场环境风险主要表现为恶臭气体污染和渗滤液渗漏^[5-9].一方面,由渗滤液有毒有害组分渗漏造成的地下水污染,可对饮用水安全和人体健康造成严重威胁.另一方面,由渗漏污染的土壤和浅层地下水具有隐蔽性,通常极难修复且耗资巨大^[10-11].因此,渗漏事故的早期识别

不仅可避免其造成的环境和人体健康危害,还有助于降低修复难度和成本.

为此,相关领域学者开展了大量研究,综合运用环境地球物探^[6,12]和化学采样分析^[11,13]等方法开展污染的早期预警和快速识别研究.传统化学采样分

收稿日期: 2020-02-13

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC1800902);国家自然科学基金资助项目(51708529)

* 责任作者, 雷国元, 教授, leiguoyuanhit@126.cn; 徐亚, 副研究员, xuya@cras.org.cn

析法基于渗滤液特征污染物进行污染的识别和判定,在复杂场地条件下,容易受场地背景值或类似污染源干扰.如在滨海场地,以氯离子作为特征指标的污染识别就受到区域地下水高氯背景影响.而示踪剂法通过在填埋场中引入外源物质,并将其作为渗漏监测指标,能很好地解决背景或其它同类项目的干扰,实现渗漏的早期检测和污染的快速识别.文献研究表明,荧光示踪方法已在多个领域获得成功应用.如在气象领域^[14]、农业领域^[15]、水利领域^[16-17]、环保领域^[18]等.

然而填埋场渗漏示踪与上述领域的示踪在介质环境(组分复杂的高浓度渗滤液环境)、迁移过程(填埋场渗漏-包气带垂向迁移-含水层扩散)以及响应时间要求(要求更快速的响应)方面都存在显著差异.荧光示踪应用于填埋场渗漏的快速检测和污染的早期预警还需要阐明复杂渗滤液组分^[19]对典型示踪剂的激发/抑制机理、防渗层破损条件下的示踪剂渗漏特征、包气带介质对示踪剂的吸附-解吸及迟滞效应、含水层中的稀释-扩散-累积效应等,以指导填埋场环境下示踪剂的正确投加、采样和检测分析.本文拟重点研究包气带介质对示踪剂的影响,采集东部沿海某填埋场下方的土壤样品进行土柱实验,模拟示踪剂在包气带中的迁移过程,基于模拟实验获得的示踪剂浓度数据利用 HYDRUS-1D 反演 3 种荧光示踪剂在典型包气带土壤中的迁移和吸附解吸参数.进一步,基于反演获得的迁移和吸附参数,评估包气带土壤对不同荧光示踪剂的吸附和迟滞效应,为填埋场渗漏检测的适宜示踪剂筛选、投加和检测提供支持.

1 材料和方法

1.1 土柱实验

土壤样品从东部某填埋场附近未受污染非表层的包气带代表土层选择 2 个点位(PG A 和 PG B),每个点位选择 3 个深度(均位于填埋场库底以下深度)进行样品采集^[20],并充分混合后测定其土壤质地、pH、阳离子交换量、有机碳含量(表 1).

将采集的土壤样品进行风干、破碎、筛分等预处理后均匀填充到模拟装置(有机玻璃柱)中.玻璃柱装置内径 3.8cm、长 20cm,底部放置孔径 0.1mm 玻璃棉网筛,以避免土壤通过土柱底部网孔的流失^[21].

顶部使用小颗粒砂砾石填充,以避免土柱实验过程中土壤颗粒移动和体积变化.

每次实验使用上述 PG A 或 PG B 土壤填充土柱:使用 PG A 土壤(179.46±3)g,其平均孔隙度 43.22%;使用 PG B 土壤(208.09±3)g,其平均孔隙度 32.23%.

表 1 土壤特性
Table 1 Porous media properties

样品 编号	不同粒径土壤质量百分比(%)			pH 值	阳离子交换 量(cmol ⁺ /kg)	有机碳 含量 (%)
	砂粒 (<0.1mm)	粉粒 (<0.05mm)	黏粒 (<0.002mm)			
PG A	74.3	11.3	14.4	8.19	7.6	1.54
PG B	78.9	10.2	10.9	8.63	5.6	0.211

注:PG A和PG B为两种砂质壤土.

制备完成的土柱容重和孔体积按照 Ladu 等^[22]方法,孔隙度按照 Dong 等^[23]方法进行计算.样品流量按照相等时间内收集的样品体积和时间比计算,采样 3 次,取平均值.表 2 列出了实验土柱基本特性.

表 2 土柱基本特性
Table 2 Basic properties of soil columns

示踪剂— 土壤	土柱高度 (cm)	样品流量 (mL/min)	容重 (g/cm ³)	孔隙度 (%)	孔体积 (cm ³)
荧光素—PG A	12	5	1.34	49.43	57.67
罗丹明 B—PG A	12	6.3	1.32	50.19	59.28
荧光素钠—PG A	12	5	1.30	50.94	59.51
荧光素—PG B	12	2.3	1.55	41.51	42.72
罗丹明 B—PG B	12	2.6	1.53	42.26	45.87
荧光素钠—PG B	12	3	1.48	44.15	43.77

利用图 1 所示实验装置获取 3 种荧光示踪剂的穿透曲线.先以恒定水头 $h=41\text{cm}$ 从下往上注入理化特性稳定的去离子水,控制水流速度为 $0.004\sim 0.008\text{cm/s}$ (典型的地下水流速值),淋洗土柱 24h,以去除背景浊度,并获得稳定流量,同时洗涤土壤中可能存在的某些天然荧光化合物,以避免其对目标荧光示踪剂检测结果的干扰^[24-25].然后,同前述方法注入示踪剂(表 3)溶液,保持荧光素钠和荧光素浓度均为 $200\mu\text{g/L}$,罗丹明 B 浓度为 $600\mu\text{g/L}$,原因在于已有文献资料表明罗丹明 B 具有强烈的吸附特性^[24],且预实验使用低浓度罗丹明 B 进行土柱实验时短期内未检测到罗丹明 B 的穿透,因此罗丹明 B 浓度取 $600\mu\text{g/L}$.收集频率约每隔 4~6min 收集 1 次样品^[26],检测完成后测量样品体积,并对浓度和体积进行标准化处理^[25].

最后,当 $C/C_0>0.9$ (C 为注入样品浓度, C_0 为流出样品浓度)时^[27],认为土壤对示踪剂的吸附已经达到饱和. 吸附达到饱和后,为研究土壤中示踪剂的吸附/解吸作用,使用去离子水淋洗土柱^[28],直至 $C/C_0<0.02$.

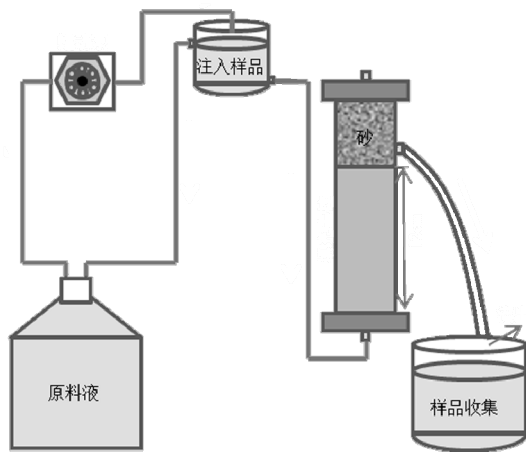


图 1 实验装置示意
Fig.1 Experimental setup

检测仪器采用 Aquafluor 手持式荧光仪(8000-010,北京沃特兰德科技有限公司),分辨率为 12 比特. 仪器分别采用 A、B 通道检测罗丹明 B 和荧光素(钠)溶液样品在 0~400 $\mu\text{g/L}$ 之间的荧光浓度^[29].

表 3 荧光示踪剂特性
Table 3 Properties of fluorescent dyes

示踪剂名称	CAS 编号	最大激发波长 (nm)	最大发射波长 (nm)	溶解度 (mg/mL)
罗丹明 B	81-88-9	555	580	1
荧光素	2321-07-5	490	520	溶于乙醇
荧光素钠	518-47-8	492	513	1

注:数据源自文献[24].

1.2 参数反演

将土柱实验得到的示踪剂浓度(C/C_0)—体积(V/V_0 =穿透土柱样品体积/孔体积)穿透数据输入软件,使用 HYDRUS-1D 软件模型反演分析,获得模型参数.从而借助 HYDRUS-1D 软件中平衡条件下的线性和非线性吸附模型,非平衡条件下的单位点、双孔隙度和双位点—双孔隙度吸附模型研究土壤中 3 种荧光示踪剂的迁移、吸附和滞后机制.

HYDRUS-1D 软件程序包是一个有限元模型,利用下述对流—弥散迁移方程式,能够模拟研究变饱和和多孔介质中发生的水、热及各种溶质的垂直一

维运移^[30].
$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} + \rho \frac{\partial S}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \theta v_0 \frac{\partial C}{\partial x} - \theta \mu_l C - \rho \mu_s S \quad (1)$$
式中: C 为液相浓度, g/cm^3 ; S 为固相浓度, g/g ; D 为弥散系数, cm^2/min ; ρ 为土壤密度, g/cm^3 ; θ 为体积含水量, cm^3/cm^3 ; μ_l , μ_s 分别为液相和固相的一阶衰减常量, min^{-1} ; v_0 为平均孔隙水速率, cm/min ; x 为距离, cm ; t 为时间, min .

HYDRUS-1D 软件采用下述平衡模型模拟土壤颗粒对溶质的吸附:

$$S = K_d \frac{C^\beta}{1 + \eta C^\beta} \quad (2)$$

式中: K_d 为分配系数, cm^3/g ; β 为弗兰德里希指数; η 为朗缪尔系数, cm^3/g ;

从非线性方程式^[31]可以推导出上式当 “ $\beta=1$ ” 和 “ $\eta=0$ ” 两条件同时成立时,称为线性平衡模型; 仅一个条件成立时,称为非线性平衡模型.此外,假设土壤中分别存在化学或物理非平衡、物理化学非平衡同时存在, HYDRUS-1D 软件分别以单位点吸附模型、双孔隙度模型、双位点—双孔隙度模型对此进行了模拟.

基于以上软件内的模型分析,将土柱实验产生的荧光示踪剂穿透数据输入 HYDRUS-1D,利用其内嵌的 Marquardt-Levenberg optimization algorithm 反演模块对每种模型的参数进行识别.反演的参数包括:线性平衡模型的 K_d ,非线性平衡模型的 K_d 、 β 、 η ,单动力学位点模型的 K_d 、 α ;双孔隙度模型的 THIMOB、 K_d 、 α ,双位点—双孔隙度模型的 THIMOB、 K_d 、 α 、 ω .模型中:单动力学位点模型的 α 为固相和液相之间受时间影响的一阶速率系数, min^{-1} ; THIMOB 为不流动水量占比;双孔隙度和双位点—双孔隙度模型的 α 为连通区和不连通区之间受时间影响的一阶质量迁移系数, min^{-1} ; ω 为连通区的液相和吸附相之间受时间影响的溶质质量迁移系数, min^{-1} . HYDRUS-1D 软件提供了多种边界条件下对流—弥散迁移方程式的数值解法.本文中均采用恒定水头作为示踪剂进入和离开土柱的顶部和底部边界条件.在反演确定模型参数时,参数初始值取自文献[32].

2 结果与讨论

2.1 参数估计

由图 2 可知,对于 PG A 土壤中示踪剂穿透数据的拟合效果,罗丹明 B 符合非线性平衡模型,而荧光素和和荧光素钠两种模型的拟合效果差别不大;对于 PG B 土壤中示踪剂穿透数据的拟合效果,荧光素符合非线性平衡模型,罗丹明 B 符合线性平衡模型,

荧光素钠两种模型的拟合效果差别不大.由图 3 可知,非平衡条件下,3 种示踪剂在 2 种土壤中穿透数据的拟合效果都可用双孔隙度模型较好的拟合.显然,仅通过以上方法,难以准确筛选出示踪剂在 2 种土壤中迁移的最优模型.

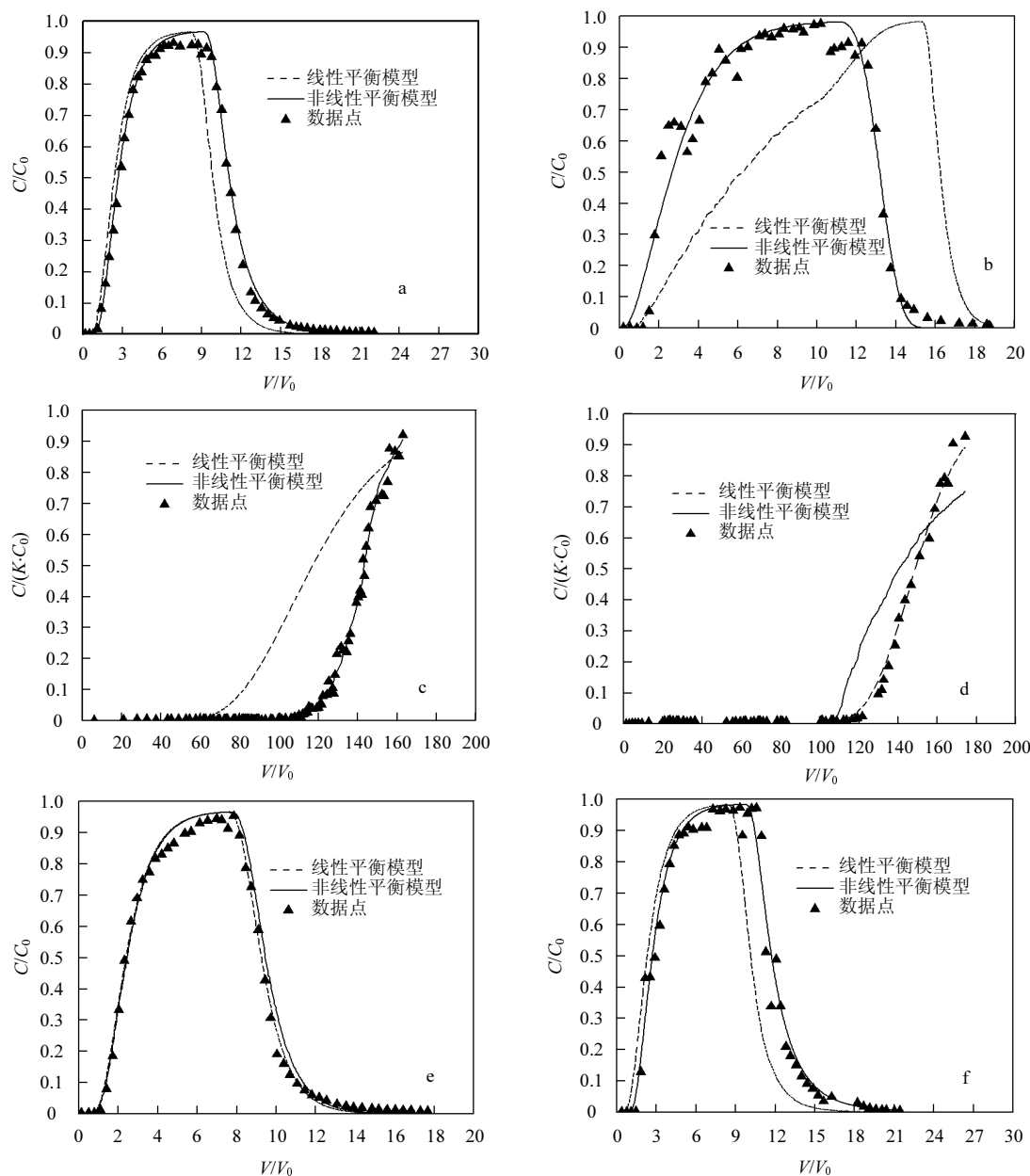


图 2 平衡模型对示踪剂穿透曲线的模拟结果

Fig.2 BTCs of tracer with simulations using equilibrium sorption models

a. 荧光素-PG A; b. 荧光素-PG B; c. 罗丹明 B-PG A, $K=1/2$; d. 罗丹明 B-PG B, $K=1/2$; e. 荧光素钠-PG A; f. 荧光素钠-PG B

为更加精确地描述模型拟合实验数据的准确性,采用赤池信息准则(AIC)^[33]对模型拟合结果进行定量比较.需要说明的是,该方法比较 AIC 值是基于模型反演所用实验数据点个数相等时的 AIC 值相对大小.当进行模型反演时选取的数据点个数不等,则不能通过

模型 AIC 值的大小结果来评价模型反演数据的准确性,由文献[33]可得出模型 AIC 值越低,对穿透数据的拟合效果越好.因此,对每组“示踪剂-土壤”实验均匀选取 50 个产生的穿透数据,使用上述分析的 5 种模型反演穿透数据从而确定每种模型的未知参数.

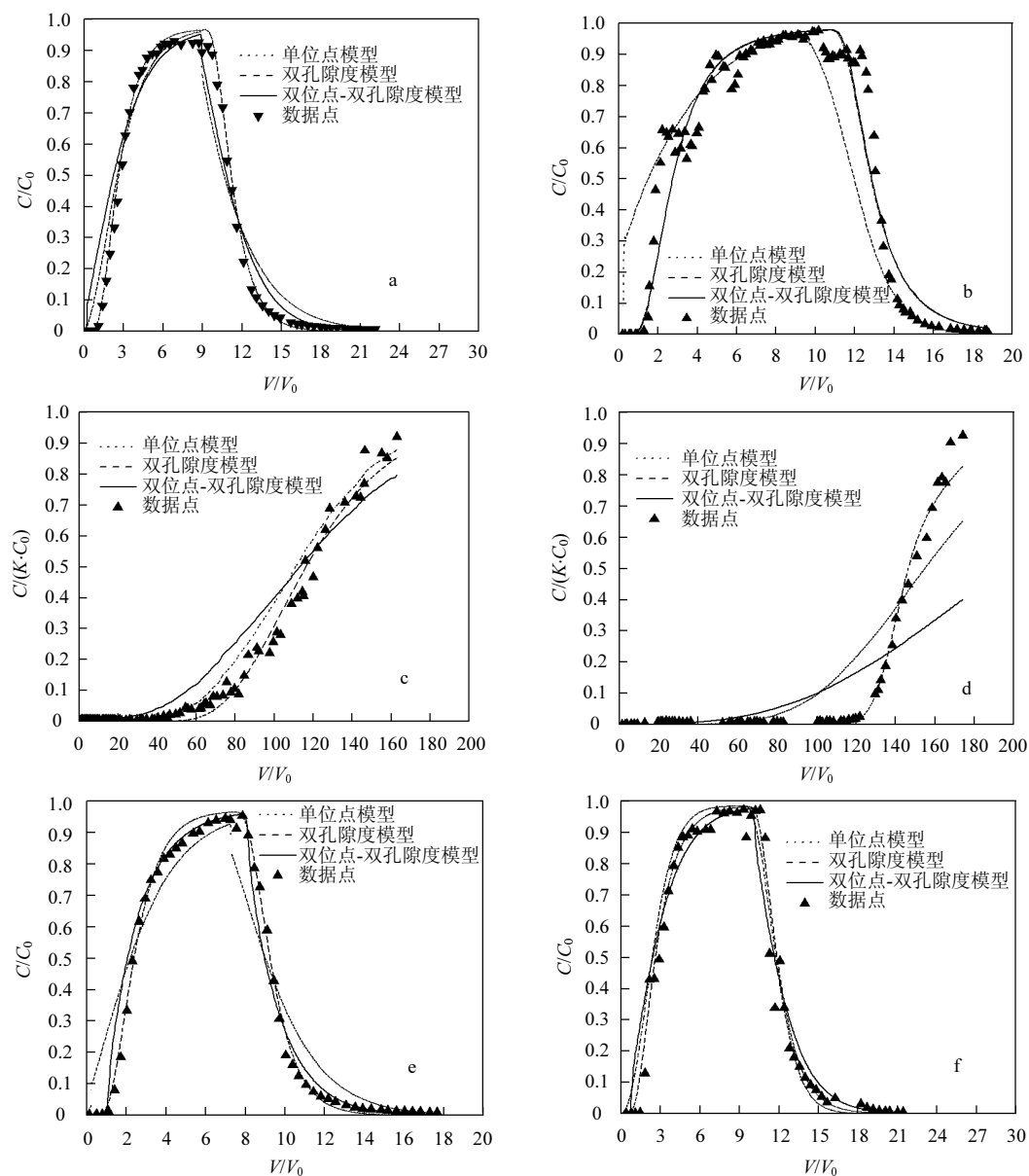


图3 非平衡模型对示踪剂穿透曲线的模拟结果

Fig.3 BTCs of tracers with simulations using nonequilibrium sorption models

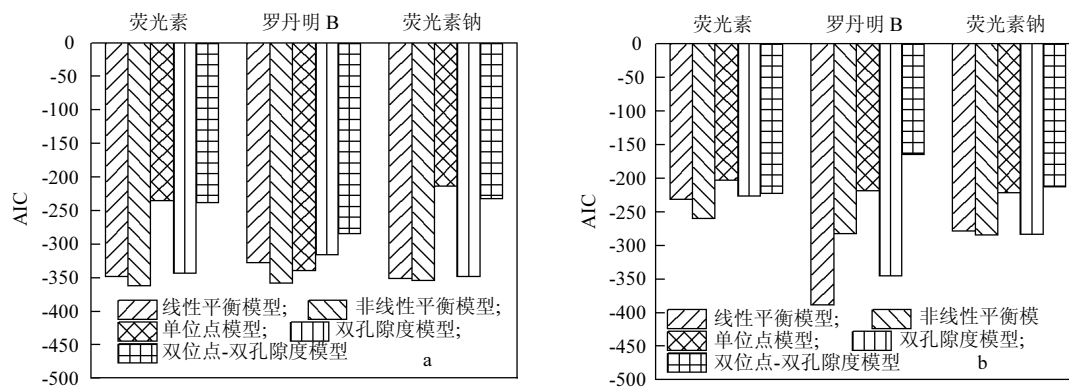
a. 荧光素-PG A; b. 荧光素-PG B; c. 罗丹明 B-PG A, $K=1/2$; d. 罗丹明 B-PG B, $K=1/2$; e. 荧光素钠-PG A; f. 荧光素钠-PG B

图4 使用不同模型的 AIC 值比较

Fig.4 Comparison of the AIC value for the different used modes

a. PG A 土壤; b. PG B 土壤

由图 4 可知:平衡条件比非平衡条件下的模型反演结果具有更低的 AIC 值,荧光素和罗丹明 B 在 PG A 土壤中的非线性平衡模型具有最低的 AIC 值,荧光素钠在 PG A 土壤中的线性平衡模型和非线性平衡模型几乎同时具有最低的 AIC 值,相差仅有 1%;荧光素和荧光素钠在 PG B 土壤中的非线性平衡模型具有最低的 AIC 值,罗丹明 B 在 PG B 土壤中的线性平衡模型具有最低的 AIC 值.结果表明,非线性平衡和线性平衡模型分别准确拟合了罗丹明 B 在 PG A 和 PG B 土壤中的穿透数据,而非线性平衡模型同时准确拟合了荧光素和荧光素钠在两种土壤中的穿透数据.

2.2 吸附、迟滞、穿透规律

如表 4 所示.在 PG A 和 PG B 两种土壤中,3 种荧光示踪剂分配系数 K_d ,滞后因子 R ,吸附容量 M_s 均出现罗丹明 B>荧光素>荧光素钠. K_d 值顺序表明示踪剂与土壤颗粒吸附达到平衡时的固相浓度为罗丹明 B>荧光素>荧光素钠,而荧光素钠比荧光素的 K_d 值小,原因在于尽管荧光素和荧光素钠具有同样的荧光团,但由于荧光素钠分子中存在 COO^- 官能团,能够增加荧光团的水溶性^[34],使得实验中荧光素钠和荧光素溶液在低浓度($\mu\text{g/L}$)下水溶性差异不明显,但在高浓度(mg/L)下表现出荧光素钠水溶性明显强于荧光素,从而导致土壤颗粒对荧光素的吸附较荧光素钠强.

R 值顺序表明示踪剂在土壤中的迁移速率为荧光素钠>荧光素>罗丹明 B,示踪剂在两种土壤中的 R 值均表现为 PG A 小于 PG B,这是因为 PG A 土柱比 PG B 土柱具有较小的密度,导致示踪剂溶液穿过

PG A 土柱后的流量大于穿过 PG B 土柱的流量(表 2),而示踪剂溶液穿透土柱时,较大的流量能够促进示踪剂在土壤中的移动.

M_s 值顺序表明示踪剂溶液穿透土壤过程中,罗丹明 B 存储在土壤中的质量最多,荧光素次之,荧光素钠最少,且均表现出 PG A 大于 PG B.这主要原因在于:表 1 表明,PG A 土壤比 PG B 土壤具有较高的有机物含量,而研究选用的荧光示踪剂均是大分子有机物.研究表明,土壤有机碳含量及有机化合物疏水性能够增加土壤材料对有机化合物的吸附程度^[35-37].此外,研究指出,在影响材料吸附能力强弱的影响因子,如粒径分布、比表面积、阳离子交换量、pH、有机碳含量和矿物学组分中,吸附能力强弱与材料中的有机碳含量紧密相关,与其它影响因子关系不大^[38],证实了土壤中的有机碳含量远远大于其它影响因子对有机物吸附的影响程度.因此,正是由于 PG A 土壤比 PG B 土壤具有较高的有机碳含量,导致罗丹明 B、荧光素和荧光素钠在 PG A 土壤中的 M_s 分别是 PG B 土壤中的 1.13 倍、1.06 倍、1.06 倍;在 PG A 土壤中,罗丹明 B 的 M_s 分别是荧光素和荧光素钠的 46 倍和 49 倍;在 PG B 土壤中,罗丹明 B 的 M_s 分别是荧光素和荧光素钠的 41 倍和 44 倍.文献表明,相比荧光素和荧光素钠分子仅有一个带负电的官能团,罗丹明 B 分子同时具有一个带正电荷和负电荷的官能团^[34],大幅度增加了土壤颗粒对罗丹明 B 的吸附能力.因而同时考虑到实验周期较长,土柱实验也不再使用背景溶液淋洗土柱来研究罗丹明 B 从土柱的解吸作用.

表 4 3 种荧光示踪剂在 2 种土壤中的吸附参数

Table 4 Summary of the adsorption parameter involving the transport of the three fluorescent tracers at two soils

示踪剂	土壤	最优模型	$K_d(\text{cm}^3/\text{g})$	R	$D(\text{cm}^2/\text{h})$	$M_s(\times 10^{-3} \text{ mg/g})$	β	$\eta(\text{cm}^3/\text{g})$	穿透点(V/V_0)
荧光素	PG A	非线性平衡	1.82	6.76	1.96	0.18	0.91	0.01	1.68
	PG B	非线性平衡	1.80	8.18	1.34	0.15	1.49	2.1×10^{-5}	1.83
罗丹明 B	PG A	非线性平衡	125.96	382.69	0.42	8.25	1.30	0.48	46.79
	PG B	线性平衡	84.99	393.27	0.09	6.14	1	0	120
荧光素钠	PG A	非线性平衡	1.61	5.80	1.44	0.17	0.98	8.1×10^{-4}	1.09
	PG B	非线性平衡	1.48	7.81	2.10	0.14	0.84	1.3×10^{-3}	1.57

注: K_d 为分配系数; R 为滞后因子; M_s 为吸附容量.

3 结论

3.1 在土壤有机碳相对较高和较低时,分别可用非线性平衡和线性平衡模型模拟罗丹明 B 在土壤中的运移行为,可用非线性平衡模型同时模拟荧光素和

荧光素钠的迁移过程.

3.2 比较 3 种荧光示踪剂的 K_d 、 R 、 M_s 表明,荧光素钠在包气带中迁移时,固相吸附浓度最小、迁移速率最快、吸附容量最小.

3.3 确定了荧光素钠最佳模型的 D 、 K_d 、 β 和 η 在

PG A 和 PG B 土壤中分别为 $1.44\text{cm}^2/\text{h}$, $1.61\text{cm}^2/\text{h}$, $0.98, 8.1 \times 10^{-4}\text{cm}^3/\text{g}$ 和 $2.10\text{cm}^2/\text{h}$, $1.48\text{cm}^3/\text{g}$, $0.84, 1.3 \times 10^{-3}\text{cm}^3/\text{g}$, 穿透时间点分别为 $1.09V/V_0$, $1.57V/V_0$.

参考文献:

- [1] Alfaia R, Costa A M, Campos J C. Municipal solid waste in Brazil: A review [J]. Waste Management & Research, 2017,35(12):1195-1209.
- [2] Ma H, Cao Y, Lu X, et al. Review of Typical Municipal Solid Waste Disposal Status and Energy Technology [J]. Energy Procedia, 2016,88: 589-594.
- [3] Hoornweg D, Bhada-tata P. What a waste: a global review of solid waste management [R]. Washington DC: World Bank, 2012:8-12.
- [4] Ding Z H, Wang Y F, Patrick X. An agent based environmental impact assessment of building demolition waste management: Conventional versus green management [J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 133(oct.1):1136-1153.
- [5] US Environmental Protection Agency. Straight Talk on Tanks – Leak Detection Methods for Petroleum Underground Storage Tanks and Piping [R]. Washington DC: Solid Waste And Emergency Response, 5403G,1997:8-10.
- [6] Oh M, Seo M W, Lee S, et al. Applicability of grid-net detection system for landfill leachate and diesel fuel release in the subsurface [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2008,96(1-4):69-82.
- [7] Laine D L, Darilek G T. Locating leaks in geomembrane liners of landfills covered with a protective soil [J]. In Proceedings of Geosynthetics' 93, 1993:1403-1412.
- [8] Pandey L M S, Shukla S K. An insight into waste management in australia with a focus on landfill technology and liner leak detection [J]. Journal of Cleaner Production, 2019,225(JUL.10):1147-1154.
- [9] Aboyeji O S, Eigbokhan S F. Evaluations of groundwater contamination by leachates around Olusosun open dumpsite in Lagos metropolis, southwest Nigeria [J]. Journal of Environmental Management, 2016,183(Part 1):333-341.
- [10] Moody C M, Townsend T G. A comparison of landfill leachates based on waste composition [J]. Waste Management, 2017,63:267-274.
- [11] Mor S, Ravindra K, Dahiya RP, et al. Leachate Characterization and Assessment of Groundwater Pollution Near Municipal Solid Waste Landfill Site [J]. Nature environment and pollution technology, 2011, 10(3):415-418.
- [12] Pandey L M S, Shukla S K, Habibi D. Resistivity profiles of Perth soil in leakdetection test [J]. Geotechnical Research, 2017:1-34.
- [13] Kapelewska J, Kotowska U, Karpińska J, et al. Water pollution indicators and chemometric expertise for the assessment of the impact of municipal solid waste landfills on groundwater located in their area [J]. Chemical Engineering Journal, 2019,359(1):790-800.
- [14] Weiss T, Slavik M, Bruthans J. Use of sodium fluorescein dye to visualize the vaporization plane within porous media [J]. Journal of Hydrology, 2018,565:331-340.
- [15] Lange J, Olsson O, Sweeney B, et al. Fluorescent tracers to evaluate pesticide dissipation and transformation in agricultural soils [J]. Science of The Total Environment, 2018,619-620(APR.1):1682-1689.
- [16] Battaglia D, Birindelli F, Rinaldi M, et al. Fluorescent tracer tests for detection of dam leakages: The case of the Bumbuna dam – Sierra Leone [J]. Engineering Geology, 2016,205:30-39.
- [17] 魏利刚. 荧光示踪剂法在坝体渗漏勘查中的应用 [J]. 水利规划与设计, 2018,(10):184-186.
Wei L G. Application of fluorescent tracer method in dam body leakage investigation [J]. Water Conservancy Planning and Design, 2018,(10):184-186.
- [18] 王佳佳. 循环冷却水中荧光示踪剂的研究 [D]. 济南: 山东大学, 2017:2-4.
Wang J J. Study on Fluorescent Tracer in Circulating Cooling Water [D]. Ji Nan: Shandong University, 2017:2-4.
- [19] Zhao Y C. Chapter 1 – Leachate Generation and Characteristics [M]. Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste, 2018:1-30.
- [20] 郭 婷, 张承东, 齐建超, 等. 酵母菌-细菌联合修复石油污染土壤研究 [J]. 环境科学研究, 2009,22(12):1472-1477.
Guo T, Zhang C D, Qi J C, et al. Study on yeast-bacteria Joint remediation of oil-contaminated soil [J]. Research of Environmental Sciences, 2009,22(12):1472-1477.
- [21] Zhu N, Ku T, Li G, et al. Evaluating biotoxicity variations of landfill leachate as penetrating through the soil column [J]. Waste Management, 2013,33(8):1750-1757.
- [22] Ladu J L, Zhang D R. Modeling atrazine transport in soil columns with HYDRUS-1D [J]. Water Science and Engineering , 2011,4(3): 258-269.
- [23] Dong Z H, Wei L, Xu S W, et al. Transport of imidazolium-based ionic liquids with different anion/cation species in sand/soil columns [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2017,147:480-486.
- [24] Smart P L, Laidlaw I M. An evaluation of some fluorescent dyes for water tracing [J]. Water Resources Research, 1977,13(1):15-33.
- [25] Yu Z G, Hu L M, Lo I M. Transport of the arsenic (As)-loaded nano zero-valent iron in groundwater-saturated sand columns: Roles of surface modification and As loading [J]. Chemosphere, 2019,216:428-436.
- [26] Latrille C, Wissocq A, Beaucaire C, et al. Simulation of Sr Transport in Soil Column [J]. Procedia Earth and Planetary Science, 2017,17: 476-479.
- [27] Zakari S, Liu H, Tong L, et al. Transport of bisphenol-A in sandy aquifer sediment: Column experiment [J]. Chemosphere, 2016, 144(FEB.):1807-1814.
- [28] Mark N, Arthur J, Dontsova K, et al. Column transport studies of 3-nitro-1,2,4-triazol-5-one (NTO) in soils [J]. Chemosphere, 2017, 171:427-434.
- [29] Sutton D, Kabala Z, Vasudevan D. Rhodamine WT as a reactive tracer: laboratory study and field consequences [J]. Tracers and Modelling in Hydrogeology, 2000,262:201-205.
- [30] Šimunek J, Van M T, Šejna M. Recent developments and applications of the HYDRUS computer software packages [J]. Vadose Zone Journal, 2016,15(7):1-25.
- [31] Simunek J, Huang K, Van M T. The HYDRUS software for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media [R]. US: Department of environmental sciences university of riverside, 2013:49-59.
- [32] Sabatinid A, Austint A. Characteristics of rhodamine WT and fluorescein as adsorbing groundwater tracers [J]. GROUND WATER, 1991,29(3):341-349.
- [33] Saffron C M, Park J H, Dale B E, et al. Kinetics of contaminant desorption from soil: comparison of model formulations using the Akaike information criterion [J]. Environmental science & technology, 2006,40(24):7662-7667.
- [34] Kasnavia T, Vu D, Sabatini D A. Fluorescent dye and media properties affecting sorption and tracer selection [J]. GROUND WATER, 1999, 37(3):376-381.
- [35] Di D M. A particle interaction model of reversible organic chemical sorption [J]. Chemosphere, 1985,14(10):1503-1538.
- [36] Piwoni M D, Banerjee P. Sorption of volatile organic solvents from aqueous solution onto subsurface solids [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 1989,4(2):163-179.
- [37] Schwarzenbach R P, Westall J. Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory sorption studies [J]. Environmental Science & Technology, 1981,15(11):1360-1367.
- [38] Delle Site A. Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbentwater systems and sorption coefficients for selected pollutants. A review [J]. Journal of Physical and Chemical Reference Data, 2001,30(1):187-439.

作者简介: 赵 阳(1992-),男,陕西蒲城人,武汉科技大学硕士研究生,主要研究方向为固体废物处理与处置.发表论文 1 篇.