

北京市东南郊再生水灌区地下水多环芳烃污染风险评估

李 玮, 何江涛*, 马文洁, 纪亚萍

(中国地质大学(北京)水资源与环境学院, 水资源与环境工程北京市重点实验室, 北京 100083)

摘 要:为研究污染物随再生水进入地下环境后其迁移衰减情况及对地下水的潜在危害性,以 Multi-cell 模型为基础,结合污染物质量守恒、在土中吸附再分配、生物降解等机理,针对地下水污染风险评估构建了计算污染物随水在土壤剖面的垂向迁移衰减一维模型,并以北京通州大兴再生水灌区为研究区域,以再生水中持久性有机污染物多环芳烃萘和菲为研究对象,根据当地钻孔资料及灌溉水水质、地下水水质资料,应用该模型进行试算。结果表明,经过多年连续灌溉后,通州大兴大部分地区进入潜水含水层的萘、菲浓度较低,整体污染风险较低,仅在通州区潞城镇等个别地区萘、菲浓度较高,应引起重视;由于大兴区整体包气带较厚,其污染风险低于通州区。土壤粘土层是萘、菲积累的主要层位,其吸附容量远大于细砂等粗颗粒介质,在土壤表层低环多环芳烃迁移性更强。应用这一模型,能够较为宏观地掌握通州大兴再生水灌区不同区域地下水中多环芳烃萘和菲的污染风险差异。

关键词:地下水污染风险评估;多环芳烃;再生水;Multi-cell 模型

中图分类号:X820.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2012)04-0713-08

Groundwater PAHs Contamination Risk Assessment of Reclaimed Wastewater Irrigation Area, South-east Part of Beijing, China

LI Wei, HE Jiang-tao*, MA Wen-jie, JI Ya-ping

(School of Water Resources and Environment, China University of Geosciences Beijing Key Laboratory of Water Resources and Environmental Engineering, Beijing 100083, China)

Abstract: In order to better understand the migration and attenuation of pollutants and its potential pollution risk to groundwater during the reclaimed wastewater irrigation, a model based on Multi-cell was developed, which combined with mass conservation, adsorption and re-distribution and biodegradation mechanism. This one-dimensional model was aimed at groundwater contaminants risk assessment which can calculate the attenuation of pollutants during the vertical migration through the soil profiles. This paper used the model to perform groundwater pollution risk assessment in Tongzhou, Daxing agriculture district, a typical reclaimed wastewater irrigation area in South-east of Beijing. During the calculation, two typical polycyclic aromatic hydrocarbons, naphthalene and phenanthrene were selected to represent the reclaimed wastewater pollutants, and local data of well drilling and quality of irrigation water and groundwater were used. Conclusions suggested that the concentration of naphthalene and phenanthrene migrating into aquifer of most part of Tongzhou, Daxing district after long-term of reclaimed wastewater irrigation was low except of Lucheng town in Tongzhou district; the groundwater vulnerability of Daxing district was better than Tongzhou district because of its thickness of vadose zone; the major accumulated layer of naphthalene and phenanthrene in soil was the clay layer, and its adsorption capacity was much higher than coarse sand; the migration capability of low molecular PAHs in the surface of soil was better. Through this assessment, the difference of groundwater contamination risk for naphthalene and phenanthrene could be identified, and this could help to better understand the risk of reclaimed wastewater irrigation in Tongzhou and Daxing.

Keywords: groundwater contamination risk assessment; polycyclic aromatic hydrocarbons; reclaimed wastewater; Multi-cell model

地下水污染风险是指含水层中地下水由于人类活动遭受污染而到不可接受的水平的可能性^[1],是地下水

脆弱性(Groundwater vulnerability)与人类活动造成的污染负荷之间相互作用的结果^[2]。Marco Masetti 等^[3]学者将地下水污染风险评估方法归纳为迭置指数法、过程模拟法和数据分析法 3 大类。

迭置指数法应用最为广泛的是由 U.S.EPA 提出的 DRASTIC 评价方法^[4],欧盟于 1991 年将该方法引

收稿日期:2011-10-12

基金项目:水利部公益性行业科研专项经费项目(201101051-2)

作者简介:李 玮(1986—),男,硕士研究生,主要研究方向为地下水及土壤污染控制。E-mail:micli68@yahoo.com.cn

* 通讯作者:何江涛 E-mail:jthe@cugb.edu.cn

进作为各国地下水脆弱性评估的统一标准^[5];杨庆^[6]和张保祥^[7]分别于 1999 年和 2007 年应用 DRASTIC 模型对大连市和泰国清迈地下水脆弱性进行评估。DRASTIC 方法简单易行,但评价指标的分级标准和评分以及脆弱性分级没有统一的规定标准,具有很大的主观随意性,所以评价结果难以在不同地区进行比较,评价结果精确度有待提高^[2,8-9]。数据分析法主要使用线性、非线性回归或神经元系统分析等方法,需要长期大量的监测数据,在实际应用中较难满足;过程数学模拟法评价结果精度较高,但需要参数较多,常需要应用软件进行模拟,如雷静^[10]利用 Hydrus 模型进行数值模拟确定因子评分体系。Hydrus 模型以研究三维水分、溶质运移为主,在实际应用中,需要饱和含水率、残余含水率、饱和水力传导系数、分子扩散系数、边界水力条件等众多数据,对于区域性研究较难实现。

近年来随着 GIS (Geographic Information System) 技术的发展,产生了许多针对地下水污染风险评估的新方法。Chisala^[11]提出应用 ArcView GIS 构建 BOS 模型,结合钻孔资料及参数敏感性分析,对英国诺丁汉市地下水 MTBE 污染风险进行评估;Nobre^[12]提出利用 GIS 模型和模糊逻辑法来评估地下水污染风险,以点状和面状污染源之分来进行污染源危害性的识别和计算;刘玉兰^[13]使用改进的 HSSM 模型,提出对污染事故现场地下水污染风险评估体系,并以 NAPL 为例进行评估计算。

目前学术界关于地下水脆弱性评价及地下水污染风险评估的认识尚未达成共识^[2,8],但随着 GIS 技术

的普及以及评价领域的扩大,许多学者开始探讨 GIS 技术结合污染过程模型研究地下水污染风险。本研究旨在建立污染过程计算模型,以 Multi-cell 模型为基础,模拟污染物随灌溉水进入包气带后的迁移衰减,以污染物穿透包气带后进入潜水含水层的浓度值为输出结果,同时应用 GIS 技术进行成图分析,对当地长期使用再生水灌溉后浅层地下水多环芳烃污染风险进行评估,从而为保护地下水资源,合理使用再生水,识别高污染风险区域提供理论依据。

1 研究方法

1.1 模型概化及基本假设

模型建立的主旨是研究污染物随灌溉水输入包气带后的迁移衰减情况。以过程单元模型为基础,假设污染物以恒定的浓度随水进入土壤后以连续一维垂向运移为主,同时考虑污染物在运移过程中的衰减,认为污染物在上层土壤吸附衰减达到平衡后,随水继续向下迁移,直至包气带被穿透,进而污染地下水,以进入含水层的污染物浓度为输出结果,从而在简化计算步骤及参数选取的同时能够得到较 DRASTIC 模型更为精确的评估结果。

模型设计见图 1。模型假设两个变量,分别为时间单元 m 和垂向深度单元 n 。计算主要理论依据有:质量守恒定律、污染物在不同相之间的吸附再分配原理、污染物在土壤和水中的衰减反应动力学方程、土壤阻滞系数计算公式及达西定律。

1.2 计算公式推导

根据质量守恒定律,可得出以下公式:

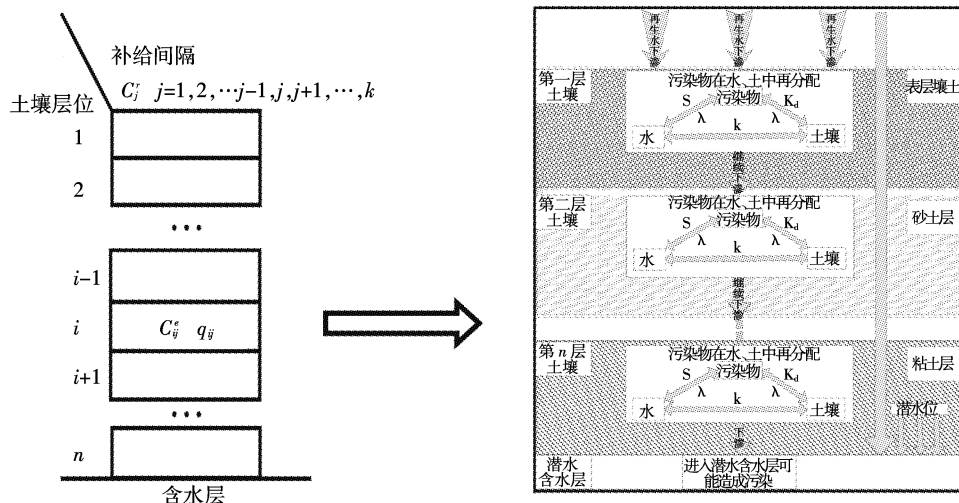


图 1 过程单元模型基本原理及污染物垂向运移模型

Figure 1 Basic mechanism of Mutil-cell model and pollutant vertical migration model

$$nVC(0,0)=nVC(1,0)+\rho VS(1,0)$$

根据 $S=K_dC$, 代入上式, 可化为:

$$C(1,0)=\frac{nC(0,0)}{n+\rho K_d}$$

根据污染物的阻滞因子 $R=1+\frac{\rho}{n}K_d$, 上式可化为:

$$C(1,0)=\frac{1}{R}C(0,0)$$

式中: n 为土壤孔隙度; ρ 为土壤介质的容重; V 为土壤的体积; $C(0,0)$ 为初始时刻的液相浓度; $S(1,0)$ 为初始时刻第 1 深度的固相浓度; R 为阻滞因子; K_d 为达到吸附平衡时固相和液相污染物的分配系数; $C(1,0)$ 为初始时刻第 1 深度的液相浓度。

依此进行递推计算, 可以得出:

$$\text{当 } m=0 \text{ 时, } C(n,m)=\frac{1}{R}C(n-1,m)$$

其中 $C(n,m)$ 为第 m 时刻第 n 深度单元的液相浓度。

此外, 当 $n=0$ 时: $C(n,m)=C(0,0)$

当 $n \geq 1, m \geq 1$ 时:

$$\rho VS(n,m-1)+nVC(n-1,m)=nVC(n,m)+\rho VS(n,m)$$

化简后得到:

$$C(n,m)=\frac{1}{R}C(n-1,m)+\frac{R-1}{R}C(n,m-1)$$

又根据研究发现^[14], 目标污染物在土壤中的衰减满足一级衰减速率方程 $C=C_0 \cdot e^{-\lambda t}$, 联立方程可得:

$$C(n,m)=\left[\sum_{k=0}^m \frac{C(n+k-1)}{R^{n+k}}(R-1)^k\right]e^{-n\lambda} \cdot C(0,0)$$

此式即为由初始灌溉水中污染物浓度计算任意土壤层位流出水中污染物浓度的关系式。

1.3 模型参数设定

模型计算需要的主要参数如下: 不同介质的渗透系数 K , 污染物(多环芳烃)的衰减系数 λ 及 K_{oc} , 第四纪松散沉积物的孔隙度 n , 介质容重 ρ , 粘粒含量, 有机碳质量分数 f_{oc} , 土壤介质对污染物的阻滞系数 R , 再生水入渗穿透包气带的时间 t 。

K 、 n 、 ρ 及粘粒含量查阅《水文地质学基础》^[15]中第四纪松散沉积物分类命名、常见松散岩石孔隙度、渗透系数参考值表。

多环芳烃的衰减系数 λ 查阅 *Handbook of environmental degradation rates*^[16]。

多环芳烃的 K_{oc} 由 EPI Suite 软件根据其 K_{ow} 值计算得到。

多环芳烃在不同土壤中的分配系数在模型中按照 $K_d=K_{oc} \cdot f_{oc}$ 进行计算, f_{oc} 由其与土壤粘粒含量的相关性公式计算得到^[17]。

污染物在包气带内迁移的垂向渗透流速为:

$$v=K \frac{h_c+Z}{Z}=K \left(\frac{h_c}{Z}+1 \right)$$

但由于初期 Z 很小, 水力梯度 $\left(\frac{h_c}{Z}+1 \right)$ 趋于无穷大, 故入渗速率 v 很大; 随着 t 增大, Z 变大, h_c/Z 趋于零, 则 $v=K$, 即入渗速率趋于定值, 数值上等于渗透系数 K ^[15,18]。故由每层土壤的厚度除以 K , 则得到该层位中污染物的垂向运移时间 t_i (一个时间单元), 将各层位(深度单元)的时间求和, 即得到再生水入渗穿透包气带的时间 t 。

2 结果与分析

2.1 研究区基本信息

研究区域为北京市东南部通州、大兴区, 总面积 1 943 km²。该区域地处永定河及潮白河的中下游, 地貌为冲洪积扇及冲、洪积缓倾斜平原, 浅部含水层岩性以多层结构的砂层及多层结构砂层夹少数砂砾石层为主。土壤类型以轻壤土为主, 砂壤、中壤土次之, 砂质重壤土较少^[19]。

本次研究共统计区域内潜水井 226 口, 其中通州区 65 口, 大兴区 161 口(井点分布见图 2), 通过统计各井点的钻孔资料得出, 通州区内井点包气带厚度最小值为 1.0 m, 最大值为 12.0 m, 平均值为 5.9 m, 包气带岩性以细砂、中砂、砂质粘土、粘土为主; 大兴区内井点包气带厚度最小值为 2.0 m, 最大值为 25.8 m, 平均值为 14.4 m, 包气带岩性以粗砂、中砂、砂质粘土、粘土为主, 个别井点包气带含有卵砾石等大颗粒介质。

2.2 计算结果及分析

2.2.1 连续灌溉条件下污染物的整体分布

本次计算以多环芳烃萘、菲为研究对象, 通州大兴再生水灌区用水主要来自高碑店污水处理厂、黄村污水处理厂及小红门污水处理厂二级出水^[20], 在各水厂出水中萘的浓度主要分布在 124.00~7 607.00 ng·L⁻¹, 平均值为 3 865.50 ng·L⁻¹。菲的浓度主要分布在 25.70~4 392.00 ng·L⁻¹, 平均值为 2 208.90 ng·L⁻¹。本研究按照二级出水中萘、菲浓度的平均值作为灌溉用水中污染物的初始浓度值进行计算, 假设连续灌溉 50 a, 污染物随灌溉水均匀下渗, 带入模型进行计算, 得到 50 a 后穿透包气带时萘、菲的出水浓度。

再生水灌区地下水中萘检出浓度最小值为 $9.73 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$, 最大值为 $487.38 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值为 $115.71 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$; 菲检出浓度最小值为 $3.27 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$, 最大值为 $298.49 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值为 $69.88 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ [20]。本研究以已测得的当地地下水中污染物(多环芳烃萘、菲)浓度作为背景参照值, 超过该值即认为存在污染风险, 将计算结果用 MapGIS 绘制成等值线图进行分级评价。

绘图过程中对计算结果进行了分级, 由于数据较多, 在分级时分别使用了均分法及累频法, 将结果从小到大排列后分为 5 级, 均分法是将计算结果按个数

平均分入各级, 累频法是将全部计算结果按照总个数的 10%、20%、40%、20%、10% 分别分入各级。结果见图 3、图 4。

图中从红色至绿色表示萘、菲的浓度由高到低变化, 从图上可以看出, 连续灌溉 50 a 后, 萘和菲的浓度分布情况相似, 通州区的出水浓度整体高于大兴区, 按照均分法与累频法的分级, 高浓度与中高浓度区均分布于通州, 大兴区整体为中等浓度及低浓度区。说明在连续灌溉后, 通州区地下水遭受多环芳烃污染的可能性大于大兴区, 这主要是由于通州区的包

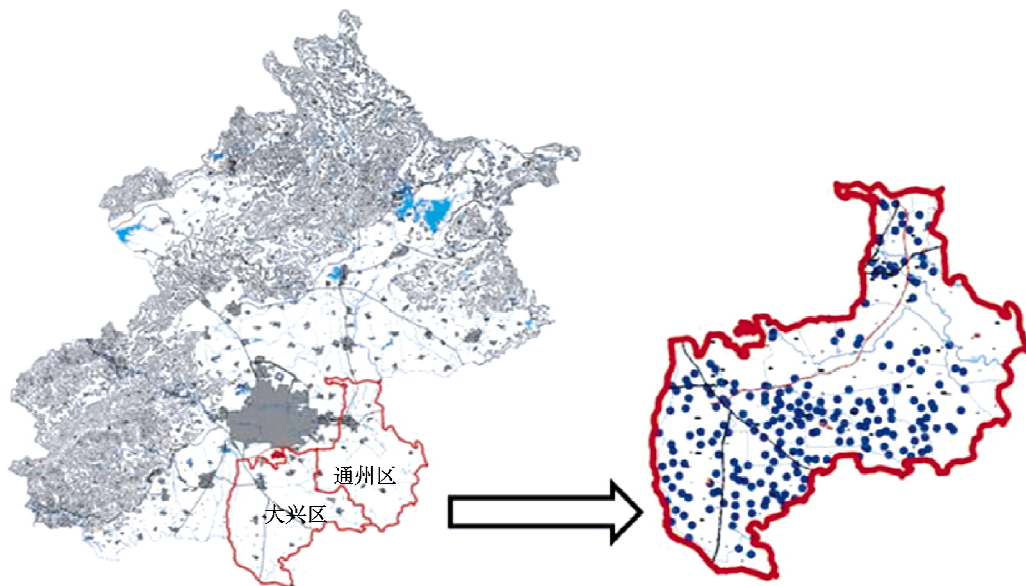


图 2 研究区地理位置及井点分布

Figure 2 Geographical position of study area and distribution of wells

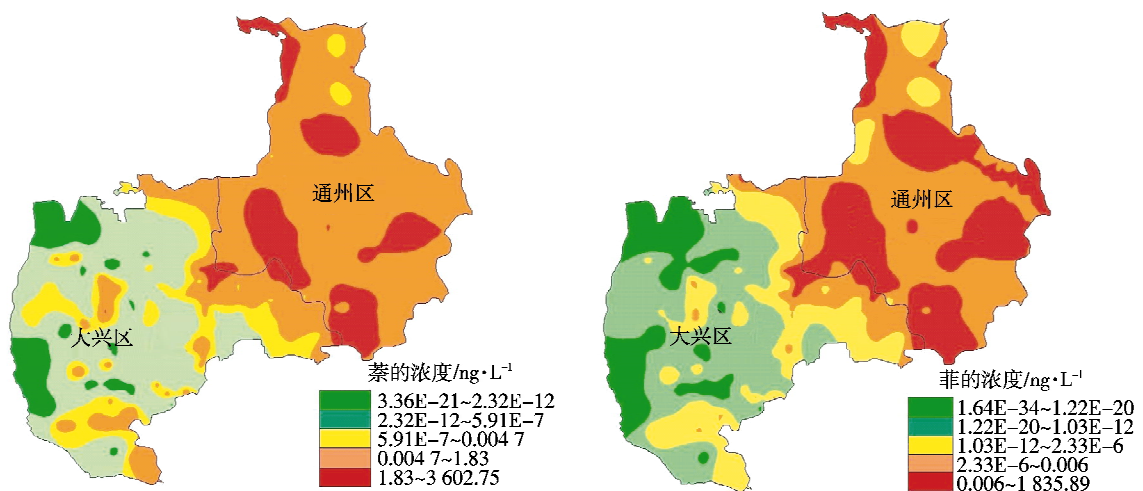


图 3 萘、菲均分结果

Figure 3 Average result of concentration of naphthalene and phenanthrene

气带较薄,导致污染物能在较短时间内穿透包气带到达潜水含水层。

由于计算结果大小差异很大,最大值与最小值的相差达 20~30 个数量级,故不论是均分法还是累频法,在每一级中数据的大小均差异较大,在等值线图上即表现为将高浓度及中高浓度区的面积有所放大,这一点在均分图中尤为明显,因而在本次计算中,无论是均分法还是累频法,都无法较准确地反映灌溉后的潜在污染风险,所以按照计算结果的数量级对数据重新进行了分组并绘图(见图 5)。

这一方法将计算值由小到大排序后按其数量级分为 5 组,故每组内值的大小差异小且数据总体分布

较为均衡。由图可见,通州、大兴区整体防污性能较好,在连续灌溉 50 a 后,污染物出水总体浓度较低,高浓度区面积很小,仅占通州、大兴区总面积的 5%左右。高浓度区主要分布于通州区潞城镇、永乐店西部及马驹桥镇东南,究其原因,主要是这几点的包气带较薄,同时土壤以细砂等粗颗粒介质为主,导致土壤对污染物的吸附能力有限,污染物得以在较短时间内穿透包气带进而污染地下水,其他地区包气带厚度较大或表层土壤为砂质粘土等细颗粒介质,故对萘、菲具有很强的吸附能力。

2.2.2 连续灌溉条件下污染物的垂向分布

研究选取了有代表性的两个井点,按其介质类

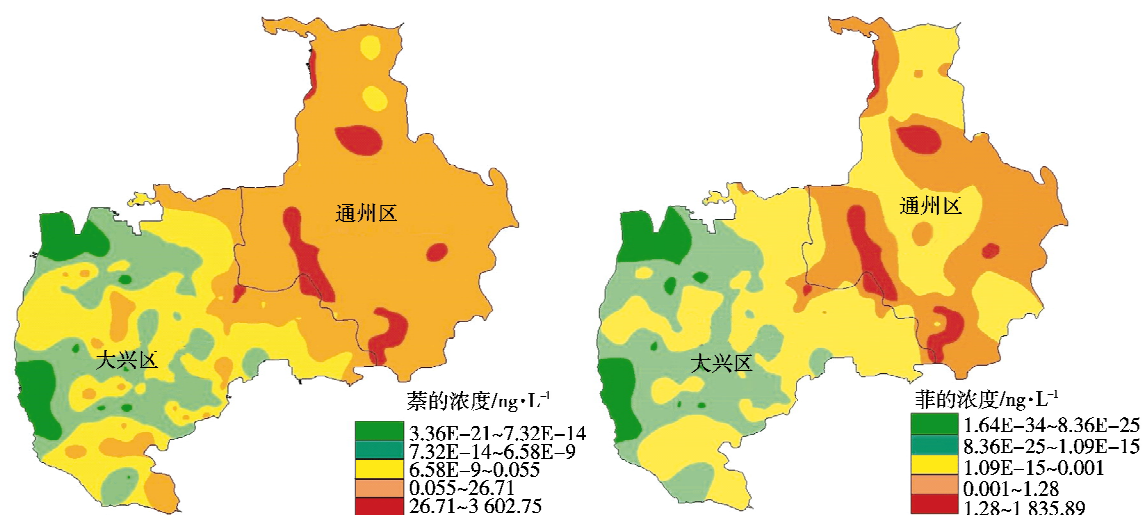
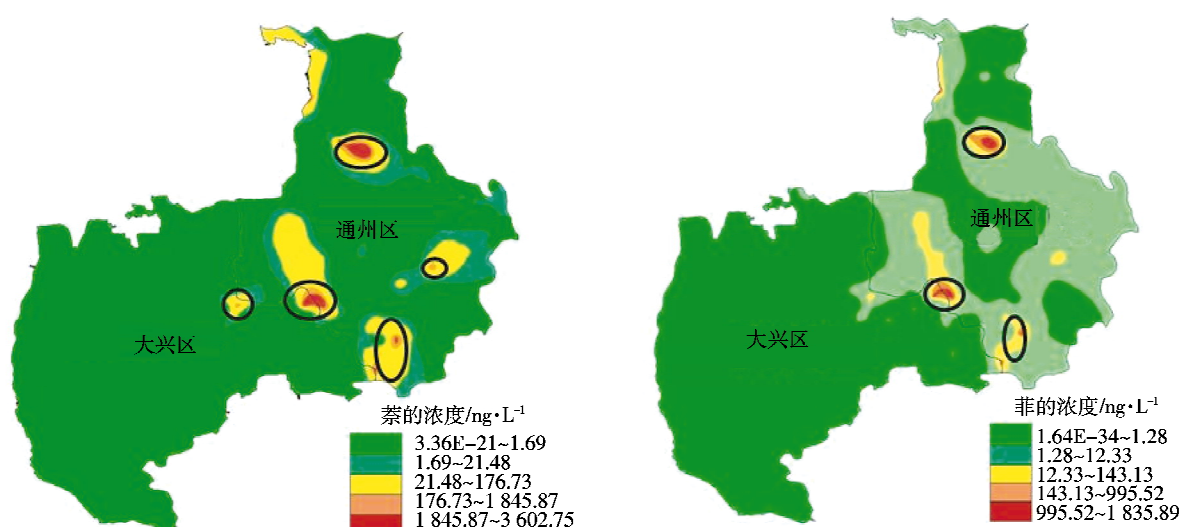


图 4 萘、菲累频结果

Figure 4 Accumulated frequency result of concentration of naphthalene and phenanthrene



图中黑色圈标出的是萘、菲浓度值高于当地地下水萘、菲背景值的区域

图 5 萘、菲浓度数量级分组结果

Figure 5 Order of magnitude result of concentration of naphthalene and phenanthrene

型对不同时间单元点污染物的浓度进行分析, 结果见图 6 和图 7。

2.2.2.1 通州区自来水厂

该井包气带厚 8 m, 上部 4 m 为细砂, 下部 4 m 为砂质粘土, 为“上粗下细”结构。

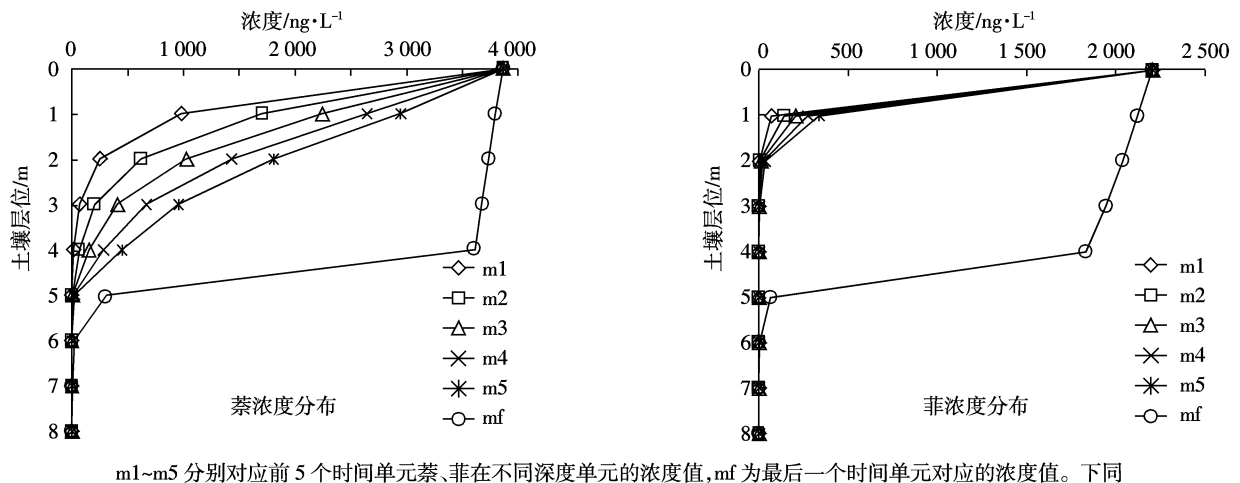
由图 6 可见, 随着时间单元的发展, 在前 5 个深度单元萘、菲的浓度均逐渐增大, 说明污染物在连续入渗过程中在上部细砂层不断积累, 其浓度逐渐趋近于进水浓度值, 表明细砂对萘的吸附逐渐趋于饱和, 而细砂层中萘的浓度升高明显快于菲, 说明细砂层对低环多环芳烃的吸附能力弱于对高环多环芳烃的吸附能力, 即在表层土壤介质中, 低环多环芳烃表现出了更强的迁移性, 这主要是由于菲的 K_{oc} 值较萘高, 故由其计算得到的土壤阻滞系数 R 也较高, 所以菲更容易被土壤吸附而停留在土壤表层。在入渗进入砂

质粘土层后, 萘、菲的浓度均发生急剧减小, 而且随着土壤深度的变化, 萘、菲的浓度增长均十分缓慢, 说明绝大部分污染物都被砂质粘土层“截留”, 仅有少量污染物随灌溉水继续向下迁移。通过对比最终时间单元的两条曲线可以发现, 萘、菲的浓度变化规律大体相同, 在上部细砂层萘、菲的浓度均接近进水浓度值, 说明在连续灌溉 50 a 后该井位上部细砂层中萘、菲均已达到饱和, 而进入下部砂质粘土层后, 萘、菲的浓度均急剧减小, 而且低于当地地下水中萘、菲的平均值^[20], 表明砂质粘土的吸附容量远高于细砂, 同时该井位在连续灌溉后地下水遭受污染的风险较小。

2.2.2.2 大兴区大辛庄

该井点包气带厚 18 m, 上部 2 m 为砂质粘土, 下部 16 m 为细砂, 为“上细下粗”结构。

由图 7 可见, 与细砂相比, 砂质粘土对两种污染



m1~m5 分别对应前 5 个时间单元萘、菲在不同深度单元的浓度值, mf 为最后一个时间单元对应的浓度值。下同

图 6 通州区自来水厂井点萘、菲浓度垂向分布

Figure 6 Vertical distribution of naphthalene and phenanthrene in the well of Tongzhou waterworks

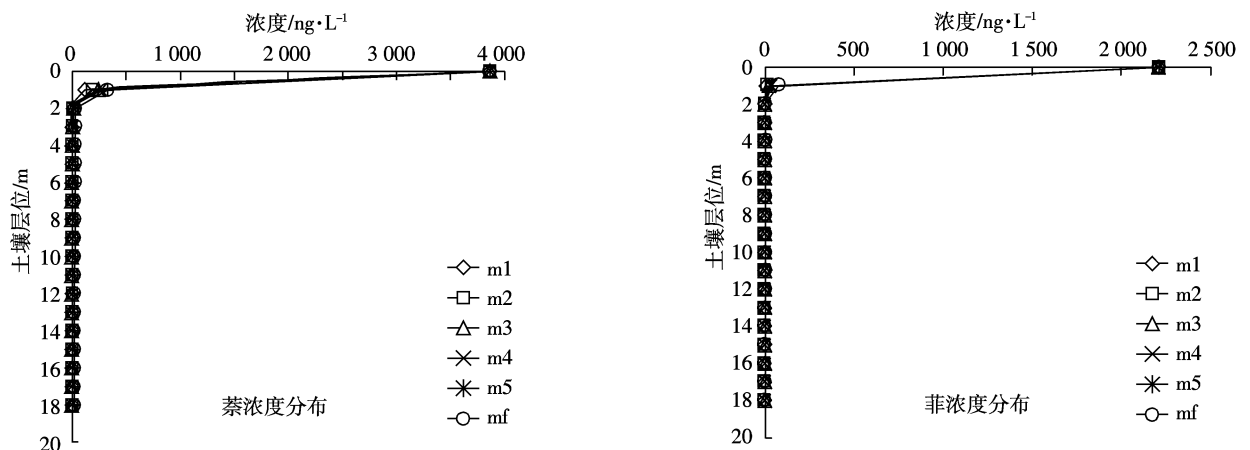


图 7 大兴区大辛庄公社井点萘、菲浓度垂向分布

Figure 7 Vertical distribution of naphthalene and phenanthrene in the well of Daxing Daxinzhuang community

物均表现出了较强的吸附性,其吸附容量较大,故在土壤表层萘、菲就基本被完全吸附,仅有少量随灌溉水继续向下迁移,所以两图的曲线变化规律基本一致,说明在土壤表层为细颗粒介质的地区,其地下水污染风险较低。

3 讨论

受到计算复杂性、理论与实际环境差异、计算参数选择等问题的限制,模型建立及应用过程中还存在许多问题。

模型设计方面,为简化模型计算,假设整个研究区为一理论平面,不考虑地形、坡度等对污染物运移产生的影响,污染物在整个研究区呈面状均匀分布且连续垂向入渗;模型假设污染物衰减时间与再生水入渗时间一致,并使用一级衰减动力学方程进行了综合计算,但实际过程中污染物在水中及土壤中的衰减存在一定的滞后性,以后还应对计算公式进行改进;模型未考虑降雨对土壤的淋溶作用。

参数选择方面,由于多数参数难于获取,故在模型应用过程中一部分参数按照已有文献选择其参考值,或按照经验公式进行计算。此外,污染物浓度值及地下水天然背景值均按照一定时期内监测结果的平均值进行了计算,在以后的研究中可以在得到更为精确监测结果的基础上对参数选择进行优化。

输出方面,本次计算以污染物浓度为输出结果,即主要以水质作为污染风险评估指标,在今后研究中还应考虑水量问题,以期与实际灌溉周期和灌溉强度相结合;在结果分级时由于数据大小差异较大,均分法及累频法的结果均不理想,故采用按照数量级分组的方法,但其准确性还有待验证。这些问题都需要在今后的工作中进一步研究。

4 结论

(1)通州大兴区地下水整体的多环芳烃萘、菲污染风险较低,大兴区的地下水污染风险低于通州区。在经过多年再生水连续入渗后,绝大部分地区进入地下水潜水含水层的多环芳烃浓度低于当地地下水中多环芳烃浓度背景值。

(2)个别包气带较薄而且土壤介质以细砂等粗颗粒介质为主的地区其进入潜水含水层的多环芳烃浓度值较高,这些井点主要分布于通州区潞城镇、永乐店西部及马驹桥镇东南,这些地区在经过多年再生水灌溉后其地下水具有一定的污染风险性。

(3)以不同包气带结构的井点为研究对象,通过对比不同土壤介质中多环芳烃萘、菲的浓度垂向变化规律发现,粘土等细颗粒介质层为萘、菲的主要积累层位,其吸附能力远高于细砂等粗颗粒介质,且具有较大的吸附容量。

本次计算由于数据资料不够充足,计算结果的准确性还有待于进一步提高,在以后的应用中应进一步丰富数据资料,同时对模型理论及参数设定进行不断完善,以期得到更加准确的结果,为评估研究区地下水污染风险,合理调配、使用再生水提供理论依据。

参考文献:

- [1] Brian Morris, Stephen Foster. Assessment of groundwater pollution risk [M/OL]. 2006. <http://www.lnweb18.worldbank.org/P/essdP/essd.ns.f>.
- [2] 张丽君. 地下水脆弱性和风险性评价研究进展综述[J]. 水文地质工程地质, 2006, 6: 113-119.
- [3] ZHANG Li-jun. Review on groundwater vulnerability and risk assessment[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2006, 6: 113-119.
- [4] Masetti M. Influence of threshold value in the use of statistical methods for groundwater vulnerability assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407: 3836-3846.
- [5] Aller. Environmental Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater potential using hydrogeological settings[R]. 1987.
- [6] Lobo Ferreira, Costa Cabral M. Proposal for an operational definition of vulnerability for the European communities of groundwater resources[R]. Communication in the Framework of the Meeting of the "Groundwater" Work Group.
- [7] 杨庆, 栾茂田. DRASTIC 指标体系法在大连市地下水易污性评价中的应用[J]. 大连理工大学学报, 1999, 35: 684-688.
- [8] YANG Qing, LUAN Mao-tian. Study of application of DRASTIC index to assessment of groundwater vulnerability to pollution of Dalian city[J]. *Journal of Dalian University of Technology*, 1999, 35: 684-688.
- [9] 张保祥, 万力. DRASTIC 地下水脆弱性评价方法及其在泰国清迈盆地的应用[J]. 水资源保护, 2007, 23(2): 26-30.
- [10] ZHANG Bao-xiang, WAN Li. Groundwater vulnerability assessment with DRASTIC method and its application in Chiangmai Basin in Thailand[J]. *Water Resources Protection*, 2007, 23(2): 26-30.
- [11] 李志萍, 谢振华, 林建. 地下水污染风险评价指标体系及方法探讨[J]. 黑龙江水专学报, 2010, 37(3): 115-117.
- [12] LI Zhi-ping, XIE Zhen-hua, LIN Jian. A discussion of groundwater pollution risk assessment index system and methods[J]. *Journal of Heilongjiang Hydraulic Engineering*, 2010, 37(3): 115-117.
- [13] 鄂建, 孙爱荣, 钟新永. DRASTIC 模型的缺陷与改进方法探讨[J]. 水文地质工程地质, 2010, 37(1): 102-107.
- [14] E Jian, SUN Ai-rong, ZHONG Xin-yong. Inadequacies of DRASTIC model and discussion of improvement [J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2010, 37(1): 102-107.
- [15] 雷静, 张思聪. 唐山市平原区地下水脆弱性评价研究 [J]. 环境科

- 学学报, 2003, 23(1):94-99.
- LEI Jing, ZHANG Si-cong. Study on the groundwater vulnerability assessment in Tangshan plain area[J]. *ACTA Scientiae Circumstantiae*, 2003, 23(1):94-99.
- [11] Brenda N Chisala, Nigel G Tait. Evaluating the risks of methyl tertiary butyl ether(MTBE) pollution of urban groundwater[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2007, 91:128-145.
- [12] R O C Nobre R C M, Mansur W J, et al. Groundwater vulnerability and risk mapping using gis, modeling and a fuzzy logic tool[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2007, 94(3-4):277-292.
- [13] 刘玉兰, 程莉蓉, 丁爱中, 等. NAPL 泄漏事故场地地下水污染风险快速评估与决策[J]. 中国环境科学, 2011, 31(7):1219-1244.
- LIU Yu-lan, CHENG Li-rong, DING Ai-zhong, et al. Quick assessment of groundwater risk after NAPL spill and its application in site emergency management[J]. *China Environmental Science*, 2011, 31(7):1219-1244.
- [14] 瑞恩 P 施瓦茨巴赫, 菲利普 M 施格文, 迪特尔 M 英博登. 王连生等译. 环境有机化学[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004: 309-313, 464-499.
- Rene P Schwarzenbach, Philip M Gschwend, Dieter M Imboden. WANG Lian-sheng translated. *Environmental organic chemistry*[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2004:309-313, 464-499.
- [15] 王大纯. 水文地质学基础[M]. 北京:地质出版社, 1995:38-49.
- WANG Da-chun. *General hydrogeology*[M]. Beijing:Geology Press, 1995:38-49.
- [16] Philip H Howard, William F Jarvis, William M Meylan, et al. *Handbook of environmental degradation rates*[M]. CRC-Press, 1992.
- [17] 郑凡东, 熊燕娜, 刘立才, 等. 潮白河顺义段再生水补给包气带理化参数相关性分析[J]. 水文地质工程地质, 2009, 6:118-122.
- ZHENG Fan-dong, XIONG Yan-na, LIU Li-cai, et al. Correlation analysis of physical and chemical parameters of unsaturated zone in reclaimed water utilization area in the Chaobai River near Shunyi[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2009, 6:118-122.
- [18] 薛禹群. 地下水动力学[M]. 北京:地质出版社, 1997:3-22.
- XUE Yu-qun. *Groundwater dynamics*[M]. Beijing:Geology Press, 1997:3-22.
- [19] 张京安. 北京地下水[M]. 北京:中国大地出版社, 2008:12-34.
- ZHANG Jing-an. *Groundwater in Beijing*[M]. Beijing:China Land Press, 2008:12-34.
- [20] 何江涛, 马文洁, 金爱芳, 等. 再生水灌溉持久性有机污染特征[M]. 北京:地质出版社, 2011:80-85.
- HE Jiang-tao, MA Wen-Jie, JIN Ai-fang, et al. *Pollution characteristics of POPs in reclaimed wastewater irrigation area*[M]. Beijing:Geology Press, 2011:80-85.