



垃圾填埋场地下水环境定量风险评估方法与案例分析

侯少林^{1,2,3}, 李婧^{1,2,3,4}, 陈梦舫^{1,2,3,✉}, 李义连², 韩璐^{1,3,✉}, 吴文卫⁵, 武文培^{1,3}, 周源^{1,2,3}, 李丽娜⁵

1. 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2. 中国地质大学(武汉)环境学院, 武汉 430078; 3. 江苏省污染场地土壤与地下水修复工程实验室, 南京 210008; 4. 南京景鸿泽环境科技有限公司, 南京 210000; 5. 云南省生态环境科学研究院, 昆明 650034

摘要 通过对比填埋场地下水定性与定量风险评估方法, 采用定量评估方法能很好量化污染物迁移过程, 并介绍菲克定律和达西定律简化稀释模型及 LandSim 模型定量评估方法的基本理论, 对某填埋场进行定量地下水环境风险评估。通过建立水文地质概念模型, 采用基于菲克定律和达西定律的简化稀释模型定量评估浅层地下水, 并基于 LandSim 概率风险评估模型定量评估深层地下水, 将计算和预测结果与我国Ⅲ类地下水质量标准比较, 得到各个受体潜在地下水污染风险; 通过分析污染组分的变化趋势, 得出在填埋场运行 170~200 a 后, 氨氮和氯化物在饮用水井处的预测浓度达到最大值, 并远超我国Ⅲ类地下水质量标准, 对填埋场地下水造成污染的概率最大。

关键词 填埋场; 地下水环境风险; LandSim 模型; 概率风险评估; 地下水污染

随着经济社会的发展和城镇化水平的提高, 人们产生的生活垃圾越来越多, 垃圾处理导致土壤及地下水污染的问题已引起广泛关注^[1]。我国对生活垃圾的无害化处理始于 20 世纪 80 年代, 当时主要采取填埋方式处理垃圾^[2]。2000 年之后, 国内开始兴建垃圾焚烧处理设施。填埋处理比例仍占我国总垃圾处理量的 60% 以上^[3]。但是, 垃圾填埋场渗滤液渗漏的问题仍频频出现。通常填埋场采用防渗效果及环保性能俱佳的高密度聚乙烯 (high density polyethylene impermeable membrane, HDPE) 土工膜进行防渗处理^[4]。然而早期修建的垃圾填埋场由于管理不规范, 防渗措施考虑不足等原因^[5], 在填埋期间以及封场后, 会对填埋场的土工膜造成一定程度的损坏, 并且填埋场内部会持续产生垃圾渗滤液、甲烷和二氧化碳等气体, 严重污染填埋场周边的大气、土壤、地下水和地表水^[6-7]。

垃圾渗滤液的特点是污染物浓度高、营养元素严重失衡, 如 COD 高达 75 900 mg·L⁻¹, 氨氮可达 8 100 mg·L⁻¹ 以上, C、N、P 比例严重失调, 这会对填埋场地下水造成严重污染^[8]。常见的污染场地地下水污染风险评价方法主要有迭置指数法、过程数学模拟法、统计方法和模糊数学法^[9]。迭置指数法是将评价指标的分指标按照一定的方式进行迭加, 根据迭加后得到的综合指数进行地下水污染风险评价。其中 DRASTIC 模型作为一种标准化方法被普遍采用。如 YU 等^[10] 利用层次分析法和加权理论对 DRASTIC 模型权重进行优化, 使得地下水脆弱性评价更准确。此外, 刘增超^[11] 建立了基于迭置指数法的地下水污染风险评估方法; 徐亚等^[12] 在对填埋场渗滤液渗漏的环境风险进行系统分析的基础上, 构建了填埋场渗漏风险评估的三级概率风险评估模型。过程数学模拟法是一种基于地下水水流模型和污染物迁移转化模型的评价方法, 通过建立的数学方程来描述污染物的迁移转化过程, 根据数学方程求解结果进行定量评价。定量评价所建立的数学模型对场地的特征参数和数据信息要求较高、数学方程求解比较繁琐^[13], 但能够量化污染物迁移时间、

收稿日期: 2023-11-26; 录用日期: 2024-02-20

基金项目: 云南省科技厅科技计划资助项目 (202203AC100001); 国家重点研发计划资助项目 (2022YFC3703102); 国家自然科学基金资助项目 (42277071)

第一作者: 侯少林 (1999—), 男, 硕士研究生, 2578655442@qq.com; ✉通信作者: 陈梦舫 (1964—), 男, 博士, 研究员, mfchen@issas.ac.cn; 韩璐 (1985—), 女, 博士, 助理研究员, hanlu@issas.ac.cn

污染面积及浓度变化范围等结果。同时,随着计算机技术的飞速发展,以计算机技术为基础的数值模拟定量评价也发展迅速^[14]。如季文佳等^[15]基于美国环境保护署开发的渗滤液迁移转化复合模型(EPACMTP)和健康风险评估模型,建立了一种危险废物填埋处置地下水环境健康风险评估方法;杨昱等^[16]也利用 EPACMTP 模型建立了一种垃圾填埋场地下水污染风险分级方法。以上研究大都是定性评价或者简单的半定量指标体系评价,而系统、定量的评价方法还有待完善。并且这些研究对填埋场风险评估方法的前提假设为理想条件下防渗系统和导排系统性能长期不变^[17]。然而在实际应用过程中,填埋场封场覆盖层的老化、导排系统、防渗系统的失效都会导致渗滤液渗流量增加。同时,温度、紫外线辐射、蠕变和化学腐蚀等都会对 HDPE 土工膜造成不可逆的损害^[18],并且在 HDPE 土工膜生产及填埋期间一些不可避免的机械损坏、垃圾的沉降等因素也会造成土工膜破裂,导致漏洞数量增加^[19]。这些因素都会加剧填埋场污染周围土壤和地下水的风险。因此针对填埋场长期性能的地下水定量评价显得尤为重要。

污染物在地下水中迁移机制主要有对流作用和扩散作用,前者指污染物在水流的带动下向下游的运动,后者指污染物由高浓度向低浓度的扩散^[20-21]。因此,过程数学模拟法定量评价研究大部分是在水流满足渗流的基本定律-达西定律和溶质运移基本定律-菲克定律的基础上进行的^[22]。达西定律揭示了渗透流量与水力梯度和渗透系数的关系。其基本形式如式(1)所示。

$$Q = K_D A J \quad (1)$$

式中: Q 为渗透流量, $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; K_D 为达西渗透系数, $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$; A 为过水断面的面积, m^2 ; J 为水力梯度,无量纲。

菲克定律揭示了溶液中溶质的扩散规律,即单位时间内通过扩散断面的溶质质量与该溶质的浓度梯度成正比,其基本形式如式(2)所示。

$$F = -DA \frac{dC}{dl} \quad (2)$$

式中: F 为扩散通量, $\text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$; D 为扩散系数, $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$; dC/dl 为单位距离上溶质浓度差, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$; A 为扩散断面的面积, m^2 。

若在保守的条件下,即污染源浓度保持恒定并且不考虑吸附、化学反应和生物降解等过程,则可通过达西定律和菲克定律简化出计算某监测点污染物浓度公式,如式(3)。

$$C = \frac{F}{Q} \quad (3)$$

式中: C 为某监测点污染物浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 其余符合同上。

针对填埋场长期性能变化可采用 LandSim 模型进行长期渗漏风险评估研究。LandSim 模型是由 Golder Associates 公司开发的用于垃圾填埋场的风险评估软件,它作为一种决策支持工具已经广泛应用于垃圾填埋行业^[23]。该软件采用概率分布法描述地下水污染程度并用以表征填埋场中渗滤液产生的地下水污染风险,同时可模拟预测受体处的污染组分浓度变化趋势^[24]。此外, LandSim 模型集成了防渗、封场和导排系统的性能老化预测模型^[25],能够综合考虑不同防渗衬垫(例如压实黏土衬垫, HDPE 复合衬垫)和渗滤液导排系统的性能变化,模拟填埋场相关单元长期性能的变化,并模拟渗滤液产生、泄漏以及污染物在地下水中迁移过程^[26]。

本研究以某填埋场为研究对象,采用菲克定律和达西定律的简化稀释模型和 LandSim 模型来定量评估模拟填埋场防渗单元和导排单元长期性能变化产生的环境风险特征,并预测受体处污染物的浓度,评估填埋场渗漏风险。

1 风险评估方法

1.1 填埋场区域结构

按照地表至地下的顺序可将垃圾填埋场区域结构分为封场覆盖系统、填埋库区、排水系统、防渗系统、包气带以及饱水带,如图 1。填埋库区渗出含有污染物的垃圾渗滤液,一部分渗滤液被排水系统收集,另一部分渗滤液穿过防渗系统进入到周边包气带和饱水带,最后随着地下水迁移到受体、饮用水井和地表水处。

1.2 风险评估方法

在实际垃圾填埋场地中，填埋场的埋深可能在地下水位以上和以下 2 种情况，针对填埋场的埋深在地下水位以上的情况，可采用 LandSim 模型进行地下水环境风险评估，而填埋场的埋深在地下水位以下时，LandSim 模型无法解释这种水文地质概念。针对该种情况，可采用一种替代的定量方法，利用描述地下水扩散和对流过程的菲克定律和达西定律的简化稀释模型评估填埋场地下水环境风险。

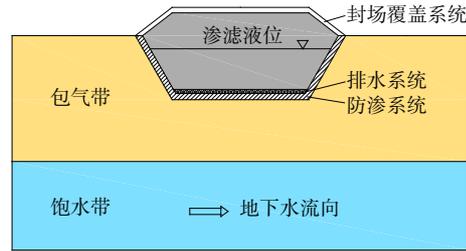


图 1 填埋场区域结构

Fig. 1 Landfill structure

1) LandSim 模型风险评估。针对垃圾填埋场的地下水环境风险评估采用基于概率风险评估模型 LandSim 来评估其地下水环境风险。LandSim 模型中包含确定性和不确定性 2 个模块。确定性模块用于计算渗滤液及其组分产生、泄漏以及在地下水中迁移、扩散、吸附解吸的物理过程；不确定性模块即蒙特卡洛模块用来生成确定性模块所需的输入参数，可根据参数类型和特性灵活定义其概率分布函数^[26]。2 模块之间通过图 2 的方式耦合在一起，先是蒙特卡洛模块根据模型参数的概率分布随机生成一组数据，将其带入到确定性模型中，然后经过多次计算就可以得出受体处污染物的浓度^[17]。此外，LandSim 模型还能对整个垃圾填埋场或填埋场某个单元建模，可模拟各单元填埋区域对受体或多单元区域对指定受体的影响效果，还可考虑包气带和饱水带对污染物阻滞作用以及能预测包气带底部和填埋场边界及受体位置地下水中污染物浓度^[27]。

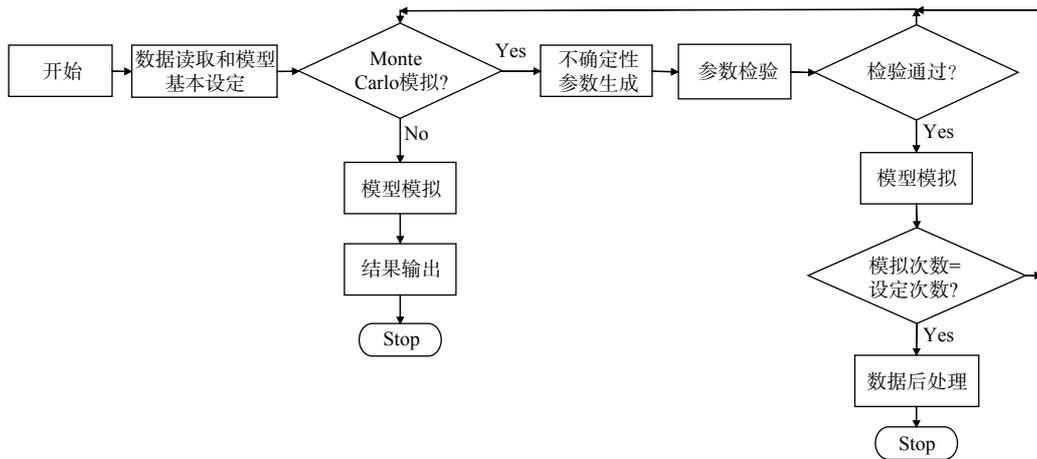


图 2 LandSim 模型算法的基本流程

Fig. 2 Basic procedure of LandSim model

LandSim 模型通过对流-弥散方程来模拟污染物的迁移过程，如式 (4) 所示。根据该方程，LandSim 模型可计算出污染物浓度随时间和迁移距离的变化，即可分别计算出污染物迁移到包气带、饱水带以及受体和监测点处污染物的浓度。

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - R\gamma c \quad (4)$$

式中： x 为污染物在流动方向上路径的长度， m ； t 为时间， s ； c 为污染物在 x 位置 t 时间的浓度， $mg \cdot L^{-1}$ ； v 为地下水平均流速， $m \cdot s^{-1}$ ； R 为污染物的阻滞因子，无量纲； γ 为污染物的衰变率，无量纲； D_L 为纵向水动力弥散系数， $m^2 \cdot s^{-1}$ 。

初始条件为 $c(x, 0) = 0$ ，边界条件为 $c(0, t) = c_0$ ， $c(\infty, t) = 0$ 。

地下水平均流速采用式 (5) 计算。

$$v = \frac{Q}{A\theta} \quad (5)$$

式中： v 为包气带或饱水带中地下水平均流速， $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ； Q 为未考虑阻滞作用等影响下的地下水体积流量， $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ； A 为流动横截面积，包气带中即为每个填埋单元底部的面积，饱水带中为路径宽度与混合区厚度的乘积， m^2 ； θ 为包气带含水量或饱水带有效孔隙度，无量纲。

污染物的阻滞因子采用式(6)计算。

$$R = 1 + \frac{\rho_m}{\theta} K_d \quad (6)$$

式中： K_d 为土壤-水分配系数， $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$ ； ρ_m 为防渗衬垫材料容重， $\text{kg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

根据初始条件和边界条件并运用拉普拉斯变换可得式(4)的解析解为

$$\frac{c(x,t)}{c_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x - \frac{vR}{t}}{2\sqrt{\frac{D_L t}{R}}} \right) + e^{\frac{vx}{D_L}} \operatorname{erfc} \left(\frac{x + \frac{vR}{t}}{2\sqrt{\frac{D_L t}{R}}} \right) \right] \quad (7)$$

2) 简化稀释模型风险评估。针对填埋场的埋深在地下水位以下的情况，利用描述地下水扩散和对流过程的非克定律和达西定律的简化稀释模型评估填埋场地下水环境风险。

① 地下水通过防渗衬垫的体积流量。天然条件下地下水的渗流速度通常很缓慢，为层流运动，可用达西定律描述其运动规律^[14]。因此，地下水穿过防渗衬垫的体积流量计算如公式(8)。单独考虑对流通通过防渗衬垫中的阻滞作用，可通过计算受阻滞作用影响下的地下水体积流量来体现，见式(9)。

$$Q_{\text{gw}} = K \times i \times A_1 \quad (8)$$

式中： Q_{gw} 为地下水的体积流量， $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ； K 为砂砾含水层渗透系数， $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ； i 为填埋场与邻近地表水之间的水力梯度，无量纲； A_1 为垂直于地下水流向的饱和区的渗流横截面积， m^2 。

$$Q_{\text{rf}} = \frac{Q}{R} \quad (9)$$

式中： Q_{rf} 为受阻滞作用影响的地下水体积流量， $\text{m}^3\cdot\text{a}^{-1}$ ； Q 为未考虑阻滞作用影响下的体积流量， $\text{m}^3\cdot\text{a}^{-1}$ ； R 为污染物的阻滞因子，无量纲。

② 地下水通过防渗衬垫通量。通常非克定律是描述物质的扩散通量与物质的浓度梯度的关系方程^[27]，因此，地下水穿过防渗衬垫的通量计算见公式(10)。而对流过程下地下水穿过防渗衬垫的通量通过式(11)来确定，最终进入地下水的通量分别是上述两者之和，即 $F_{\text{gw}} = F_{\text{d}} + F_{\text{a}}$ 。

$$F_{\text{d}} = -D \times A_2 \times \frac{dC}{dX} \quad (10)$$

式中： F_{d} 为扩散过程控制下的通量， $\text{mg}\cdot\text{a}^{-1}$ ； D 为扩散系数， $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ； dC/dX 为渗滤液与邻近地下水之间的浓度梯度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ ； dX 为防渗衬垫的厚度， m ； A_2 为扩散区的面积， m^2 ，通过所有单元区域的周长乘以场地的平均砾石厚度计算得到。

$$F_{\text{a}} = C \times Q_{\text{rf}} \quad (11)$$

式中： F_{a} 为对流过程控制下的通量， $\text{mg}\cdot\text{a}^{-1}$ ； C 为渗滤液浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； Q_{rf} 为受阻滞作用影响的地下水体积流量， $\text{m}^3\cdot\text{a}^{-1}$ 。

③ 地下水中污染物浓度预测。基于扩散过程和对流过程影响下邻近渗滤液源的浅层地下水污染物浓度 C_{gw} ，可分别通过式(12)和(13)计算。地表水体污染物浓度 C_{river} ，可通过同时考虑对流和扩散过程的式(14)计算。

$$C_{\text{gw}} = \frac{F_{\text{gw}}}{Q_{\text{gw}}} \quad (12)$$

$$C_{\text{gw}} = \frac{F_{\text{gw}}}{Q_{\text{gw}} + Q_{\text{rf}}} \quad (13)$$

$$C_{\text{river}} = C_{\text{gw}} \times \frac{Q_{\text{gw}}}{Q_{\text{gw}} + Q_{0.95}} \quad (14)$$

式中： $Q_{0.95}$ 为河流的 95% 径流量， $m^3 \cdot s^{-1}$ ；其余符号同上。

2 案例研究

2.1 案例场地概况

1) 场地位置及其地块的划分。场地初期作为采石场使用，目前用于生活垃圾、商业和工业废物填埋。根据场地的空间特征，将填埋场划分为 8 个单元区域 (图 3)。第一单元区域表示已经封场或正在使用，第二单元区域表示未投入使用。

2) 场地地质与水文地质特征。根据填埋场的水文地质勘察资料，场地下方的地质地层包括第四系冰碛层和砂砾层、泥岩层以及砂岩含水层。其中冰碛层和砂砾层的厚度较小，平均厚度约为 2.5~8.9 m，泥岩层属于相对隔水层，平均厚度为 12~28 m，而砂岩含水层为该区域的主要含水层，平均厚度大于 40 m。

根据含水层的赋存条件、水力性质及地层岩性组合特征，将填埋场的地下水分为 2 部分，分别为：①浅层地下水，主要由第四系冰碛层和砂砾层地下水组成；②深层地下水，由砂岩含水层地下水组成。

2.2 场地概念模型

地下水环境风险评估分为定性和定量评估 2 个阶段。定性评估主要是建立场地概念模型，识别潜在污染源，暴露途径和受体。定量评估即依据统计数据建立填埋场风险评估数学模型模拟预测受体处污染物浓度，评估污染风险。

1) 关注污染物。根据渗滤液长期监测数据，本研究筛选了 6 种关注污染物，包括 2-甲-4-氯丙酸、2,4-滴丙酸、镉、氨氮、氯化物、锌。

2) 暴露途径。

① 浅层地下水暴露。由于冰碛层的存在，部分砂砾层中地下水的流动可能受到限制，地下水总体流向分为东南和西北方向，主要排泄方式为侧向径流和补给地表水体，地下水东南流向排泄区河流②，西北流向排泄区河流① (见图 4)。目前填埋场渗滤液水位在场地基底之上 3.5~5.0 m 之间，略高于周边的地下水水位 0.3 m 左右。正常运转情景下，渗滤液可通过防渗衬垫渗漏进浅层地下水，进而影响河流①和河流②的水质。封场

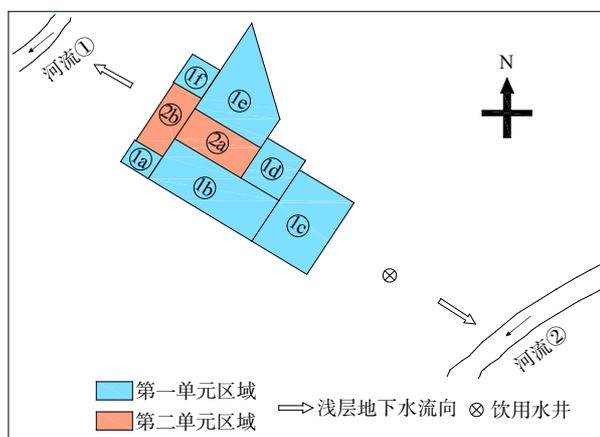


图 3 填埋场区划及其周边环境

Fig. 3 Landfill zoning and surrounding environment

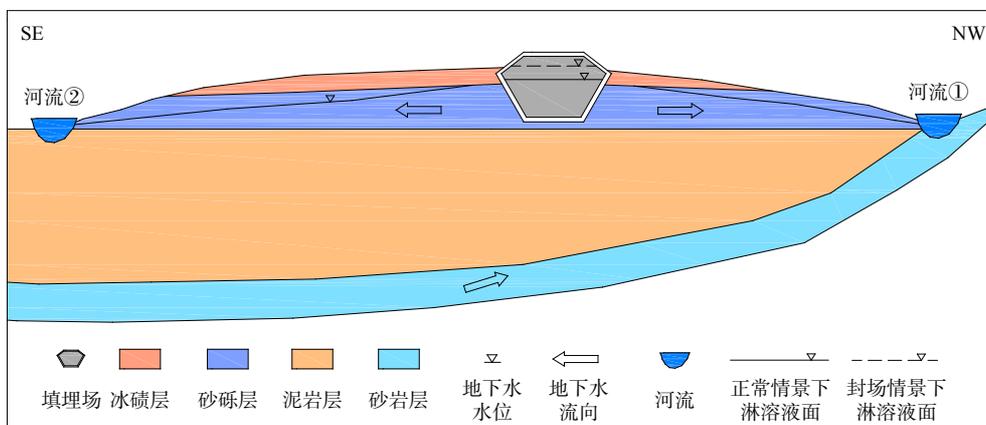


图 4 填埋场正常情景和封场情景下浅层地下水环境风险评估概念模型

Fig. 4 Conceptual model for groundwater risk assessment of shallow groundwater under normal and closed landfill scenarios

情景下,由于填埋场内覆盖层和防渗衬垫老化、导排系统功能失效等性能变化,其内部会产生渗滤液堆积,会导致填埋场内渗滤液水位显著高于周边地下水水位,加剧渗滤液污染地下水和地表水体的风险。上述2种情景中,污染物在地下水中的对流、弥散和稀释作用控制渗滤液迁移。由于渗滤液水位的差异,因此需分别评估正常和封场情景下填埋场对浅层地下水环境风险。

② 深层地下水暴露。根据前期场地调查资料,深层地下水层为承压含水层(见图5)。由于相对隔水层泥岩层的存在,渗滤液渗漏到深层地下水的风险很低,一般认为其对深层地下水没有风险。但是当地下水超采时,地下水水位低于砂岩层的上表面,渗滤液仍会对深层地下水产生风险,因此假设填埋场处在地下水超采前提条件下,分别在正常运转、封场2种情景下进行深层地下水环境风险评估。

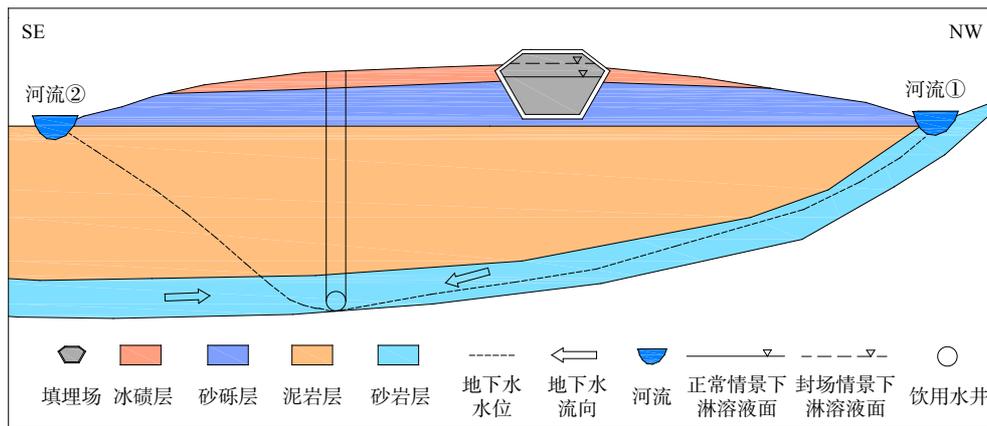


图5 填埋场正常情景和封场情景下深层地下水环境风险评估概念模型

Fig. 5 Conceptual model for groundwater risk assessment of deep groundwater under normal and closed landfill scenarios

3) 受体。根据场地概念模型,评估浅层地下水时,由于河流①和河流②的95%径流量分别为0.47和 $0.24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$,基流指数分别为49%和39%,表明2条河流主要受浅层地下水补给,与浅层地下水存在水力联系,因此进行评估时将2者均作为受体。评估深层地下水时,由于相对隔水层存在,河流②不作为潜在的受体,而河流①处在砂岩层露头区,可能与深层地下水具有水力联系,因此仍将其作为潜在受体和监测点。此外,填埋场东南方向500 m处的饮用水井也与深层地下水联通,也将其设为受体。通过以上分析可知,浅层地下水环境风险评估的受体为:浅层地下水流、河流①和河流②。深层地下水环境风险评估的受体为:河流①和饮用水井。

2.3 评估方法

1) 评估情景。根据场地概念模型,对浅层和深层地下水的评估情景均包括填埋场正常运转情景和封场后覆盖层老化、防渗系统以及渗滤液处理系统失效等情景,2者的区别为淋溶液面高度的差异。

2) 浅层地下水风险评估。根据场地概念模型,填埋场渗滤液水位略高于周边地下水0.3 m左右,且填埋场的埋深在地下水位以下,LandSim模型不适用此类情景,因此针对浅层地下水采用分别描述地下水扩散和对流过程的菲克定律和达西定律简化稀释模型进行地下水环境风险评估。另外,我国地下水质量标准将地下水分为5类,其中Ⅲ类地下水质量标准适用于集中式生活饮用水源及工农业用水。因此,可将模拟结果与Ⅲ类地下水质量标准进行比较,预测污染物对环境产生的环境风险。运用简化稀释模型评估浅层地下水环境风险所需的相关计算参数见表1~3。

2) 深层地下水风险评估。深层地下水采用LandSim模型进行风险评估,预测渗滤液中的关注污染物在各个受体处的浓度,并将预测结果与Ⅲ类地下水质量标准相比较,确定污染物产生的环境风险。LandSim模型的评估过程所需的参数见表4~6。

3 结果与讨论

3.1 浅层地下水受体处污染物预测浓度

根据模型计算得出相应受体的浓度见表7。我国Ⅲ类地下水质量标准中镉、氨氮、氯化物、锌的浓度限

表 1 扩散过程下相关计算参数

Table 1 The relevant calculation parameters under diffusion process

参数名称	缩写	单位	2-甲-4-氯丙酸	2,4-滴丙酸	镉	氨氮	锌	氯化物	来源
扩散系数	D	$m^2 \cdot s^{-1}$	6.35×10^{-10}	6.35×10^{-10}	1.00×10^{-10}	6.93×10^{-9}	1.00×10^{-10}	1.00×10^{-10}	1
扩散区的面积	A	m^2	5 400	5 400	5 400	5 400	5 400	5 400	1
渗滤液初始浓度	C_0	$mg \cdot L^{-1}$	0.177	0.073	0.105	3 640	208	7 760	1
防渗衬垫的厚度	dX	M	2	2	2	2	2	2	1
土壤-水分配系数	K_d	$L \cdot kg^{-1}$	0.002	0.1	0.9	5.21	11	0	1
防渗衬垫两侧浓度差	dC	$mg \cdot L^{-1}$	0.177	0.073	0.105	3 640	208	7 760	2

注：来源一栏，代号1的参数来自设计值或通过现场测定，代号2的参数为二次计算后的值，假设初始条件下浅层含水层渗滤液污染物浓度为零，则防渗衬垫两侧浓度差与渗滤液初始浓度相等。

表 2 对流过程下相关计算参数

Table 2 The relevant calculation parameters under convection process

参数名称	缩写	单位	正常情景	封场情景	来源
防渗衬垫两侧的渗滤液水头差	dH	m	0.3	13	1
防渗衬垫的最大设计渗透率	K_f	$m \cdot s^{-1}$	1.00×10^{-9}	1.00×10^{-9}	1
防渗衬垫材料容重	ρ_m	$kg \cdot L^{-1}$	1.9	1.9	1
防渗衬垫有效孔隙度	θ	—	0.3	0.3	1

注：正常情景指填埋场正常运转情景；封场情景指封场后覆盖层老化、防渗系统以及渗滤液处理系统失效等运转情景。来源一栏，代号1的参数来自设计值或通过现场测定。

表 3 河流①和河流②径流量及计算地下水流量

所需相关参数

Table 3 The runoff of rivers ① and ② and the relevant parameters required for calculating groundwater flow

参数	缩写	单位	河流①	河流②	来源
河流的95%径流量	$Q_{0.95}$	$m^3 \cdot s^{-1}$	0.47	0.24	1
砂砾含水层渗透系数	K	$m \cdot s^{-1}$	0.000 5	0.000 5	1
填埋场与河流之间的水力梯度	i	—	0.027	0.027	1
垂直于地下水流向的饱和区的渗流横截面积	A_i	m^2	1 400	1 400	1

注：来源一栏，代号1的参数来自设计值或通过现场测定。

表 4 LandSim 模型所需相关参数

Table 4 Relevant parameters required by LandSim model

参数类别	参数	单位	正常情景参数取值*	封场情景参数取值*	来源	
入渗参数	入渗量	$mm \cdot a^{-1}$	N(50, 5)	N(231, 20)	1	
	长度y	m	130	130	1	
	宽度x	m	210	210	1	
	填埋场特性参数 (1a区域)	基底面积	ha	1.36	1.36	1
		顶部面积	ha	2.39	2.39	1
		单元数量	—	1	1	1
		填埋场厚度	m	15.8	15.8	1
渗滤液水头	m	N(4, 0.4)	N(15.8, 1.5)	1		
填埋场特性参数 (1b区域)	长度y	m	200	200	1	
	宽度x	m	470	470	1	
	基底面积	ha	1.11	1.11	1	
	顶部面积	ha	1.82	1.82	1	
	单元数量	—	4	4	1	
	填埋场厚度	m	16.5	16.5	1	
	渗滤液水头	m	N(4, 0.4)	N(16.5, 1.7)	1	

续表4

参数类别	参数	单位	正常情景参数取值*	封场情景参数取值*	来源
填埋场特性参数 (1c区域)	长度y	m	340	340	1
	宽度x	m	270	270	1
	基底面积	ha	1.01	1.01	1
	顶部面积	ha	1.67	1.67	1
	单元数量	—	4	4	1
	填埋场厚度	m	13.5	13.5	1
	渗滤液水头	m	N(3.5, 0.35)	N(13.5, 1.4)	1
填埋场特性参数 (1d区域)	长度y	m	210	210	1
	宽度x	m	190	190	1
	基底面积	ha	0.375	0.375	1
	顶部面积	ha	0.99	0.99	1
	单元数量	—	4	4	1
	填埋场厚度	m	16	16	1
	渗滤液水头	m	N(5.5, 0.55)	N(16, 1.6)	1
填埋场特性参数 (1e区域)	长度y	m	390	390	1
	宽度x	m	210	210	1
	基底面积	ha	0.68	0.68	1
	顶部面积	ha	1.1	1.1	1
	单元数量	—	4	4	1
	填埋场厚度	m	12.6	12.6	1
	渗滤液水头	m	N(5, 0.5)	N(12.6, 1.3)	1
填埋场特性参数 (1f区域)	长度y	m	130	130	1
	宽度x	m	170	170	1
	基底面积	ha	0.63	0.63	1
	顶部面积	ha	1.28	1.28	1
	单元数量	—	1	1	1
	填埋场厚度	m	12.6	12.6	1
	渗滤液水头	m	N(5, 0.5)	N(12.6, 1.3)	1
填埋场特性参数 (2a区域)	长度y	m	160	160	1
	宽度x	m	210	210	1
	基底面积	ha	0.41	0.41	1
	顶部面积	ha	0.84	0.84	1
	单元数量	—	4	4	1
	填埋场厚度	m	16	16	1
	渗滤液水头	m	N(5, 0.5)	N(16, 1.6)	1
填埋场特性参数 (2b区域)	长度y	m	300	300	1
	宽度x	m	220	220	1
	基底面积	ha	0.9	0.9	1

续表 4

参数类别	参数	单位	正常情景参数取值 [*]	封场情景参数取值 [*]	来源
填埋场特性参数 (2b区域)	顶部面积	ha	1.71	1.71	1
	单元数量	—	3	3	1
	填埋场厚度	m	16	16	1
	渗滤液水头	m	N(5, 0.5)	N(16, 1.6)	1
垃圾特性参数	垃圾田间持水率	fraction	0.3	0.3	2
	垃圾孔隙度	—	0.4	0.4	1
	垃圾密度	kg·L ⁻¹	0.65	0.65	1
第一单元区域防渗系统 (单层粘土衬垫) 参数	厚度	m	U(0.8, 1.2)	U(0.8, 1.2)	1
	渗透系数	m·s ⁻¹	Lu(1×10 ⁻¹¹ , 1×10 ⁻⁹)	Lu(1×10 ⁻¹¹ , 1×10 ⁻⁹)	1
	含水量	fraction	U(0.25, 0.3)	U(0.25, 0.3)	2
	纵向弥散度	m	0.1	0.1	2
第二单元区域防渗系统 (复合衬垫)参数	厚度	m	0.5	0.5	1
	渗透系数	m·s ⁻¹	Lu(1×10 ⁻¹¹ , 1×10 ⁻⁹)	Lu(1×10 ⁻¹¹ , 1×10 ⁻⁹)	1
	含水量	fraction	U(0.35, 0.4)	U(0.35, 0.4)	2
	纵向弥散度	m	0.1	0.1	2
	0.1~5 mm ² 小孔数	个/ha	T(0, 25)	T(0, 25)	2
	5~100 mm ² 中孔数	个/ha	T(0, 5)	T(0, 5)	2
	100~10 000 mm ² 大孔数	个/ha	T(0, 2)	T(0, 2)	2
包气带参数	包气带厚度	m	20	20	1
	包气带渗透系数	m·s ⁻¹	Lt(1×10 ⁻¹¹ , 1×10 ⁻⁹ , 1×10 ⁻⁶)	Lt(1×10 ⁻¹¹ , 1×10 ⁻⁹ , 1×10 ⁻⁶)	1
	含水量	fraction	0.37	0.37	1
	包气带密度	kg·L ⁻¹	U(1.9, 2.4)	U(1.9, 2.4)	1
饱水带参数	含水层渗透系数	m·s ⁻¹	Lt(3.24×10 ⁻⁶ , 1.48×10 ⁻⁵ , 1.9×10 ⁻⁴)	Lt(3.24×10 ⁻⁶ , 1.48×10 ⁻⁵ , 1.9×10 ⁻⁴)	1
	含水层厚度	m	U(25, 35)	U(25, 35)	1
	有效孔隙度	—	T(0.08, 0.26, 0.36)	T(0.08, 0.26, 0.36)	1
	密度	kg·L ⁻¹	U(1.6, 2.68)	U(1.6, 2.68)	1
	水力梯度	—	U(0.02, 0.07)	U(0.02, 0.07)	1

注：*：N、Lt、U、Lu、T分别代表正态、对数三角、均匀、对数均匀、三角分布；来源一栏，代号1的参数通过现场测定或来自设计值，代号2的参数参考 LandSim 软件给定的缺省值。

值分别为 0.01、0.50、250.00、1.00 mg·L⁻¹，此外我国地下水质量标准中没有 2-甲-4 氯丙酸和 2,4-滴丙酸的浓度限值，因此 2 者的标准限值借鉴英国环境质量标准中的相应值，分别为 0.02、0.03 mg·L⁻¹。从表中可知浅层地下水流、河流①和河流②中的 2-甲-4-氯丙酸、2, 4-滴丙酸、镉、锌以及氯化物的浓度均低于Ⅲ类地下水质量标准^[28]，而浅层地下水流处氨氮在正常和封场情景下均超过了Ⅲ类地下水质量标准。由此可认为 2-甲-4-氯丙酸、2, 4-滴丙酸、镉、锌以及氯化物进入浅层地下水的风险低，而氨氮进入浅层地下水的风险较高，容易造成地下水污染。

表 5 渗滤液污染物浓度

Table 5 Contaminant concentrations in the leachate

化学物质	渗滤液浓度 [*] /(mg·L ⁻¹)	来源
氨氮	Lt(4.37, 723, 3 640)	1
氯化物	Lt(36.6, 2 270, 7 760)	1
锌	Lt(0.002 25, 0.165, 208)	1
镉	Lt(0.001 9, 0.010 1, 0.105)	1
2-甲-4-氯丙酸	Lt(0.000 04, 0.131, 0.177)	2
2, 4-滴丙酸	Lt(0.000 1, 0.028, 0.073)	2

注：*：Lt代表对数三角分布；来源一栏，代号1的参数通过现场测定或来自设计值，代号2的参数参考 LandSim 软件给定的缺省值。

表 6 包气带和饱水带中各污染物的 K_d 与半衰期取值Table 6 The K_d and half-life values of each pollutant in the vadose zone and the saturated zone

化学物质	包气带 $K_d/(L \cdot kg^{-1})^{*1}$	饱水带 $K_d/(L \cdot kg^{-1})^{*1}$	降解半衰期/d ¹
氨氮	U(5.21, 8.53)	U(0.29, 2.06)	1×10^9
氯化物	0	0	1×10^9
锌	Lt(11, 1 300, 1 160 000)	Lt(1.1, 200, 36 000)	1×10^9
镉	U(0.9, 4 500)	Lt(3.7, 74, 1 500)	—
2-甲-4-氯丙酸	Lu(0.002, 5.4)	Lu(0.14, 4.8)	Min=7, Max=60
2, 4-滴丙酸	Lu(0.1, 3 240)	Lu(7, 2 880)	Min=800, Max=1 200

注：*：U、Lt、Lu分别代表均匀、对数三角和对数均匀分布。代号1表示参数值来自 Contamination Impact on Groundwater: Simulation by Monte Carlo Method技术数据库。

表 7 扩散和对流过程控制下邻近场地边界的浅层地下水和地表水污染预测浓度

Table 7 Predicted contaminant concentrations of shallow groundwater and surface water near the site boundary under the diffusion and convection processes

受体	运转情景	2-甲-4-氯丙酸	2, 4-滴丙酸	镉	氨氮	氯化物	锌
浅层地下水流	1	2.35×10^{-5}	8.54×10^{-6}	2.17×10^{-6}	3.61	0.44	3.10×10^{-3}
	2	2.65×10^{-5}	7.04×10^{-5}	2.39×10^{-5}	3.76	11.18	7.18×10^{-3}
河流①	1	9.10×10^{-7}	3.30×10^{-7}	8.40×10^{-8}	0.14	0.02	1.20×10^{-4}
	2	1.03×10^{-5}	2.72×10^{-6}	9.23×10^{-7}	0.15	0.43	2.77×10^{-4}
河流②	1	1.72×10^{-6}	6.23×10^{-7}	1.59×10^{-7}	0.26	0.03	2.26×10^{-4}
	2	1.94×10^{-5}	5.14×10^{-6}	1.74×10^{-6}	0.27	0.82	5.24×10^{-4}

注：代号1指正常运转情景；代号2指封场后覆盖层老化、衬垫以及渗滤液处理系统失效等运转情景。

表 8 深层地下水受体处污染物最大预测浓度示例

Table 8 Example of maximum predicted contaminant concentrations in the receptor locations of deep groundwater

受体	运转情景	2-甲-4-氯丙酸	2, 4-滴丙酸	镉	氨氮	氯化物	锌
河流①	1	0	1.60×10^{-12}	5.99×10^{-6}	159.84	444.71	1.18×10^{-2}
	2	0	8.90×10^{-8}	3.56×10^{-5}	562.82	1514.03	6.43×10^{-2}
饮用水井	1	0	1.26×10^{-10}	3.65×10^{-7}	55.92	137.71	1.64×10^{-3}
	2	1.84×10^{-17}	1.69×10^{-6}	5.26×10^{-6}	225.32	560.18	1.07×10^{-2}

注：代号1指正常运转情景；代号2指封场后覆盖层老化、衬垫以及渗滤液处理系统失效等运转情景。

3.2 深层地下水受体处污染物预测浓度

同上，结果见表 8。从表中可以看出在正常情景和封场情景下，河流①和饮用水井处 2-甲-4-氯丙酸、2, 4-滴丙酸、镉、锌的浓度均低于Ⅲ类地下水质量标准。而在 2 种情景下，河流①和饮用水井处的氨氮和氯化物浓度预测值远超Ⅲ类地下水质量标准。以氨氮为例，在正常运转情景下饮用水井处的浓度预测值为 55.92 $mg \cdot L^{-1}$ ，是Ⅲ类地下水质量标准的 110 倍。因此可认为在地下水超采的前提下，2-甲-4-氯丙酸、2, 4-滴丙酸、镉、锌进入深层地下水的风险低，而氨氮和氯化物进入深层地下水的风险较高。

3.3 污染组分随时间的变化规律

图 6 为在正常情景下饮用水井处 2, 4-滴丙酸、镉、锌、氨氮和氯化物的预测浓度随时间的变化趋势。从图中可以看出，2, 4-滴丙酸、氨氮和氯化物的预测浓度历时曲线趋势相近，总体趋势是先增加再减少。以

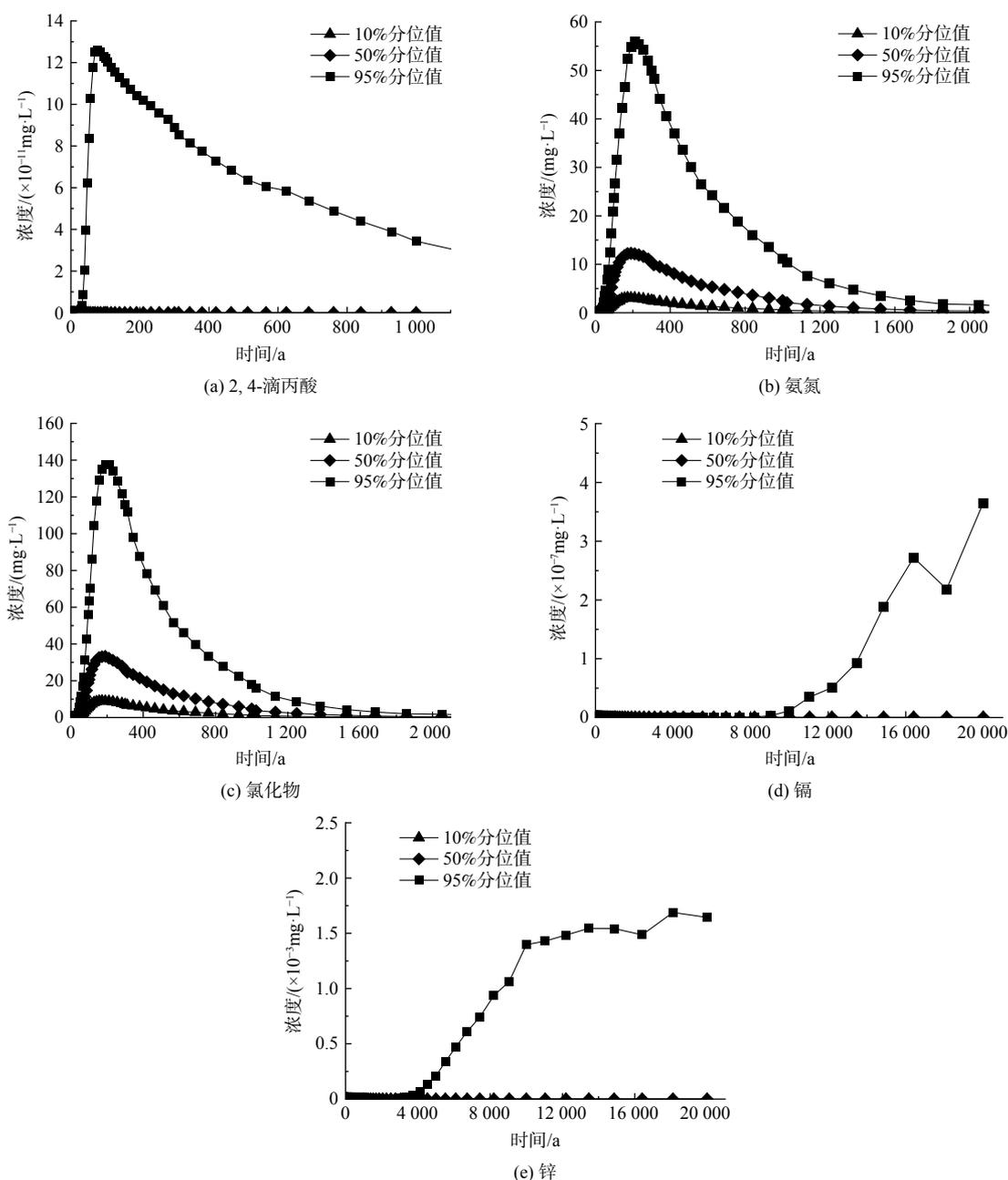


图 6 正常情景下深层地下水饮用水井处不同污染物的浓度时间曲线

Fig. 6 Time-concentration curves of different contaminants in the drinking water well of deep groundwater under normal scenario

10%、50% 以及 95% 这 3 个分位值的预测结果分别代表受体在乐观的、正常的以及最不利情况下的污染水平^[29]，不同的置信水平(上限值)代表了地下水污染低于该浓度上限值的概率，如 95% 置信水平代表地下水污染物浓度低于该浓度上限值的概率是 95%^[25]。以氨氮为例，在最不利情况下，氨氮在填埋场运行第 35 a 达到Ⅲ类地下水质量标准 ($0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)，在第 210 a 达到最大值 ($55.92 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)；在正常情况下，氨氮在填埋场运行第 31 a 达到Ⅲ类地下水质量标准 ($0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)，在第 190 a 达到最大值 ($12.27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)；在乐观情况下，氨氮浓度在填埋场运行第 64 a 达到Ⅲ类地下水质量标准 ($0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)，在第 172 a 达到最大值 ($3.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。

镉和锌的预测浓度历时曲线趋势相近，在最不利情况下，在初期 (2 000 a) 内，饮用水井处未检测到镉的

出现,在2000 a后,镉的预测浓度逐渐增加,第20000 a时达到预测年限内浓度的最大值($3.65 \times 10^{-7} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),但未超过Ⅲ类地下水质量标准($0.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$);在初期(700 a)内,饮用水井处未检测到锌的出现,700 a之后锌的浓度逐渐增大,在第18000 a左右时达到预测年限内浓度的最大值($1.69 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),也未超过Ⅲ类地下水质量标准($1.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。

4 结论

本研究基于垃圾填埋埋深与周边地下水的水力联系提出了定量地下水环境风险评估方法,针对填埋场埋深低于地下水位建立了基于菲克定律和达西定律的简化稀释模型,针对填埋场埋深高于地下水位采用了基于概率风险评估模型 LandSim,并以某垃圾填埋场为研究对象,分别对浅层和深层地下水进行定量地下水环境风险评估。具体结论如下。

1) 渗滤液关注污染物中的2-甲-4-氯丙酸、2,4-滴丙酸、镉、锌以及氯化物进入浅层地下水的风险低,而氨氮有一定的风险进入浅层地下水导致浅层地下水污染风险较高。对深层地下水,在地下水超采的前提下,2-甲-4-氯丙酸、2,4-滴丙酸、镉、锌进入深层地下水的风险较低,而氨氮和氯化物进入深层地下水的风险较高。

2) 填埋场运行30~60 a后,氨氮和氯化物在各个受体处的预测浓度达到Ⅲ类地下水质量标准,在170~200 a时达到最大值,且远高于Ⅲ类地下水质量标准,对填埋场地下水造成污染的概率最大。

3) 填埋场设计与运行之前,需把渗滤液防渗系统、导排系统以及封场覆盖系统等单元长期性能变化的因素考虑在内,减少填埋场渗漏风险。

参考文献

- [1] 张胜楠. 某垃圾填埋场土壤及地下水污染调查与风险评价[D]. 大庆: 东北石油大学, 2022.
- [2] 袁文祥, 陈善平, 邵俊, 等. 我国垃圾填埋场现状、问题及发展对策[J]. 环境卫生工程, 2016, 24(5): 8-11.
- [3] TAN W B, XI B D, ZHAO X Y, et al. Emerging views on the overall process treatment of municipal domestic waste for the sustainable use of landfills in China[J]. *Engineering*, 2020, 6(7): 733-735.
- [4] WAN Y, DONG Z W, CAI Y Y, et al. Geomembrane leaks detection and leakage correlation factor analysis of composite liner systems for fifty-five (55) solid waste landfills in China[J]. *Environmental Technology and Innovation*, 2023, 32: 103308.
- [5] XU Y, YAO G Y, LIU Y Q, et al. Theory, framework, and methodology for physical lifespan prediction of hazardous waste landfills[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 888: 163154.
- [6] 刘琪. 国内垃圾填埋场管理现状和建议[J]. 中华环境, 2019, 57(Z1): 38-40.
- [7] WIJEKOON P, KOLIVABANDARA P A, COORAY A T, et al. Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: risk, pollution potential, treatment and challenges[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 421: 126627.
- [8] QIAN Y F, HU P F, LANF-YONA N, et al. Global landfill leachate characteristics: occurrences and abundances of environmental contaminants and the microbiome[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 461: 132446.
- [9] BAALOUSHA H. Assessment of a groundwater quality monitoring network using vulnerability mapping and geostatistics: A case study from Heretaunga Plains, New Zealand[J]. *Agricultural Water Management*, 2010, 97(2): 240-246.
- [10] YU H, WU Q, ZENG Y F, et al. Integrated variable weight model and improved DRASTIC model for groundwater vulnerability assessment in a shallow porous aquifer[J]. *Journal of Hydrology*, 2022(608): 127538.
- [11] 刘增超. 简易垃圾填埋场地下水污染风险评价方法研究[D]. 长春: 吉林大学, 2013.
- [12] 徐亚, 刘玉强, 刘景财, 等. 填埋场渗漏风险评估的三级 PRA 模型及案例研究[J]. 环境科学研究, 2014, 27(4): 447-454.
- [13] 李仲夏. 孔隙介质渗流阻力实验及数值模拟研究[D]. 武汉: 中国地质大学, 2020.
- [14] 季文佳, 杨子良, 王琪, 等. 危险废物填埋处置的地下水环境健康风险评价[J]. 中国环境科学, 2010, 30(4): 548-552.
- [15] 杨昱, 姜永海, 席北斗, 等. 生活垃圾填埋场地下水污染风险分级方法研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(7): 1704-1709.
- [16] 徐亚, 颜湘华, 董路, 等. 基于 LandSim 的填埋场长期渗漏的污染风险评价[J]. 中国环境科学, 2014, 34(5): 1355-1360.
- [17] 向锐, 雷国元, 徐亚, 等. 填埋场环境下 HDPE 膜老化特性及其对周边地下水污染风险的影响[J]. 环境科学研究, 2020, 33(4): 978-986.
- [18] SUN X C, XU Y, LIU Y Q, et al. Evolution of geomembrane degradation and defects in a landfill: impacts on long-term leachate leakage and groundwater quality[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 224: 335-345.
- [19] 胡黎明, 林丹彤, 张鹏伟, 等. 多孔介质孔隙结构模型及其在渗流分析中的应用[J]. 太原理工大学学报, 2022, 53(3): 360-370.
- [20] 王洪涛. 多孔介质污染物迁移动力学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2008.
- [21] 周杨. 多孔介质溶质运移实验模拟研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2016.
- [22] SLACK R J, GRONOW J R, HALL D H, et al. Household hazardous waste disposal to landfill: using LandSim to model leachate migration[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 146(2): 501-509.
- [23] 王瑜堂. 农村生活垃圾重金属含量及其填埋过程的环境风险研究[D]. 桂林: 桂林理工大学, 2018.
- [24] 唐美琴. 危险废物填埋场污染物运移模型研究[D]. 烟台: 山东工商学院, 2021.

- [25] 周炼. 岩溶裂隙介质下危险废物填埋场地下水污染风险评估与防控策略研究[D]. 重庆: 重庆交通大学, 2017.
- [26] E A. LandSim 2.5: landfill performance simulation by monte carlo method[Z]. Environment Agency R&D Publication 120, 2003.
- [27] 郭利国. 不同流态下粗糙岩石裂隙溶质运移机制与传输过程预测研究[D]. 武汉: 中国地质大学, 2023.
- [28] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局; 中国国家标准化管理委员会. 地下水质量标准: GB/T 14848-2017[S]. 2017.
- [29] 能昌信, 唐美琴, 徐亚, 等. 退役工业固废填埋场地再利用的全寿命环境风险特征[J]. *中国环境科学*, 2020, 40(12): 5511-5519.

(责任编辑: 金曙光)

Methodology of quantitative groundwater environmental risk assessment and a case analysis of a landfill site

HOU Shaolin^{1,2,3}, LI Jing^{1,2,3,4}, CHEN Mengfang^{1,2,3,*}, LI Yilian², HAN Lu^{1,3,*}, WU Wenwei⁵, WU Wenpei^{1,3}, ZHOU Yuan^{1,2,3}, LI Lina⁵

1. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. School of Environment, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430078, China; 3. Jiangsu Engineering Laboratory of Soil and Groundwater Remediation of Contaminated Sites, Nanjing 210008, China; 4. Nanjing Jinghongze Environmental Technology Co., Ltd, Nanjing 210000, China; 5. Yunnan Research Academy of Eco-environmental Science, Kunming 650034, China

*Corresponding author, E-mail: mfchen@issas.ac.cn; hanlu@issas.ac.cn

Abstract By comparing qualitative and quantitative risk assessment methods for groundwater in landfill sites. The use of quantitative assessment methods allowed for a better quantification of pollutant migration processes. The article introduced the basic theories of the simplified dilution model of Fick's law and Darcy's law and the quantitative assessment method of the LandSim model, and conducted a quantitative groundwater environmental risk assessment for a certain landfill. The study established a hydrogeological conceptual model, quantitatively assessed shallow groundwater using a simplified dilution model based on Fick's Law and Darcy's Law, and quantitatively assessed deep groundwater using the LandSim probabilistic risk assessment model. The calculated and predicted results were compared with Level III Standards for groundwater quality, resulting in the potential groundwater contamination risks for each receptor. Analyzing the trend of pollutant components led to the conclusion that after 170~200 years of landfill operation, the predicted concentrations of ammonia nitrogen and chloride reached their maximum at the drinking water wells, greatly exceeding the Level III Standards for groundwater quality, making the probability of contaminating the groundwater under the landfill site greatest.

Keywords landfill; groundwater environmental risks; LandSim model; probabilistic risk assessment; groundwater pollution