

# 干旱区危废填埋场与水源的缓冲距离及其调控

吉栋梁<sup>1</sup>,徐亚<sup>2</sup>,黄兆琴<sup>1</sup>,杜布云<sup>1</sup>,赵曼颖<sup>2,3\*</sup>,杨枫<sup>2</sup>(1.江苏开放大学环境生态学院,江苏南京 210036; 2.中国环境科学研究院,北京 100012; 3.吉林建筑大学市政与环境工程学院,吉林 长春 130118)

**摘要:**针对干旱区气象和水文地质条件下,危废填埋场缓冲距离不明的问题,建立了渗滤液中污染物渗漏及其迁移转化的多过程模型,模拟污染物的稀释衰减过程,结合安全用水限值的确定,构建了缓冲距离计算框架,并选择典型场地开展案例研究.结果表明:不同类型的污染物需要的稀释与衰减倍数(RDAF)不同,有机物2,4-滴(2,4-D)的初始浓度大,毒性强,需稀释衰减667倍,是重金属As与Cd稀释衰减系数的6倍,不同污染物的稀释衰减倍数(DAF)与缓冲距离的敏感程度有关,有机物的DAF对缓冲距离更敏感.尽管2,4-D的DAF最大,但缓冲距离远小于重金属As与Pb的972m和942m.综合考虑所有污染物缓冲需求,干旱区典型危废填埋场的缓冲距离为972m,与常规认知相反,缓冲距离需求大于湿润地区而仅略小于海滨地区.进一步考虑了参数不确定性分析下95%置信区间的用水要求,缓冲距离需达到3465m.为满足敏感水源与填埋场缓冲距离的实际需求,对填埋废物采取预处理的方法优化缓冲距离.以As为例,通过预处理将其初始浓度从1.2mg/L降至1.02mg/L,缓冲距离可降至200m,说明干旱区缓冲距离需求对初始浓度更为敏感.

**关键词:** 稀释衰减; 缓冲距离; 重金属; 安全用水

中图分类号: X523 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2023)02-0712-10

**Buffering distance between drought hazardous waste landfill and water source and its regulation strategy.** Ji Dong-liang<sup>1</sup>, XU Ya<sup>2</sup>, HUANG Zhao-qin<sup>1</sup>, DU Bu-yun<sup>1</sup>, ZHAO Man-ying<sup>2,3\*</sup>, YANG Feng<sup>2</sup>(1.College of Environment and Ecologic, Jiangsu Open University, Nanjing 210036, China; 2.Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 3.School of Municipal and Environmental Engineering, Jilin Jianzhu University, Jilin 130118, China). *China Environmental Science*, 2023,43(2): 712~721

**Abstract:** Aiming at the problem that the buffer distance of hazardous waste landfills was unknown under meteorological and hydrogeological conditions in arid areas, this paper establishes a multi-process model of pollutant leakage and migration transformation in leachate, simulates the dilution and attenuation process of pollutants, and constructs a framework for calculating buffer distances in combination with the determination of safe water use limits, and a typical site was selected for a case study. The results show that different types of pollutants require different dilution and attenuation factors (RDAF). The initial concentration of 2,4-drops (2,4-D) of organic matter was large and toxic, so it needs to be diluted and attenuated 667 times, which was 6 times the dilution and attenuation coefficient of heavy metals As and Cd. The dilution and attenuation factor (DAF) of different pollutants was related to the sensitivity of the buffer distance, and the DAF of organic matter was more sensitive to the buffer distance. Although the DAF of 2,4-D was the largest, the buffer distance was far less than 972m and 942m of heavy metals As and Pb. Considering the buffer demand of all pollutants, the buffer distance of typical hazardous waste landfills in arid areas was 972m. Contrary to conventional perception, the buffer distance demand was greater than that in humid areas and only slightly less than that in coastal areas. Further considering the requirement of safe water use with a 95% confidence interval under parameter uncertainty analysis, the buffer distance should reach 3465m. To meet the actual demand for buffer distance between the sensitive water source and the landfill site, the pretreatment method was adopted to optimize the buffer distance of landfill waste. Taking As as an example, the initial concentration of As was reduced from 1.2mg/L to 1.02mg/L through pretreatment, and the buffer distance could be reduced to 200m, indicating that the demand for buffer distance in arid areas was more sensitive to the initial concentration.

**Key words:** dilution attenuation; buffer distance; heavy metal; safe water quality

地下水污染是世界性环境问题<sup>[1-4]</sup>,填埋场数量多分布广,产生的渗滤液是潜在的最大人为地下水污染源之一<sup>[5]</sup>.渗滤液水质复杂,含有多种有机物、类重金属及难降解的无机化合物等有毒有害物质<sup>[6-8]</sup>,一旦地下水被渗滤液污染,可能会严重威胁生态环境安全和人体健康.例如:被砷、铬污染的地下水可能引发抑郁症、帕金森等疾病<sup>[9-10]</sup>;铅和铬等重金属

和PFAS等持久性有机物还可能造成致癌致畸等危害<sup>[11]</sup>.因此,防治填埋场造成的地下水污染对保障用水安全具有重大意义,相关研究被广泛开展.

收稿日期: 2022-06-30

基金项目: 江苏省产学研合作项目(BY2021529);国家重点研发计划项目(2020YFC1806304,2018YFC1800902);国家自然科学基金资助项目(51708529)

\* 责任作者, 工程师, zmy516914@163.com

填埋场与敏感性水源间缓冲距离的设立和维持是确保饮用水质满足安全用水标准的关键。美国环境保护局(USEPA)的统计数据显示,美国 55000 个填埋场中约有 75% 的周边浅层含水层受到不同程度的污染<sup>[12]</sup>,因此,对填埋场设置合理的缓冲距离迫在眉睫。许多国家以法律或标准的形式明确了潜在水污染源的缓冲距离,目前加拿大亚伯达省(AESRD)要求的缓冲距离为 400m<sup>[13]</sup>,我国《危险废物填埋污染控制标准》(GB 18598-2001)规定缓冲距离为 800m<sup>[14]</sup>。

然而,缓冲距离受源强(填埋场渗滤液产生量、危害成分及工程防渗措施)、包气带截污性能以及含水层自净性能等多方面因素影响<sup>[15-16]</sup>,统一划定填埋场的防护距离难以起到安全防护的目的。为此,近年来相关管理部门和学者提出依据场地实际条件评估缓冲距离需求。如我国新修订发布的《危险废物填埋污染控制标准》(GB 18598-2019)<sup>[17]</sup>明确提出填埋场与周边人群和敏感水源等距离应根据实际环境的影响,通过科学评价确定。一些学者首次提出了缓冲距离的计算框架和配套模型,在中国东南部某危废填埋场进行了案例研究<sup>[18]</sup>;基于该框架,海滨某危废填埋场的防护距离需求也被详细模拟<sup>[19]</sup>。

已有研究主要针对湿润、沿海等区域开展敏感性水源缓冲距离的建设,对干旱或半干旱地区研究较少。由于干旱区域的地下水储量逐年减少,水资源更为宝贵,合理建设敏感水源的缓冲距离保护地下水资源显得尤为重要。另外,干旱区域降雨量较少,渗滤液产生和渗漏强度小,但由于含水层厚度较薄,自净能力弱,对渗滤液中有毒有害组分进行稀释和衰减的效果被削减<sup>[20]</sup>。在两者交叉影响下,干旱区填埋场的缓冲距离需求可能较湿润或半湿润地区独具特点。本文旨在探究干旱区气象和水文地质条件下,填埋场与地下水下游方向的敏感水源之间缓冲距离的需求。另外,考虑到填埋场缓冲距离过大带来的选址难、搬迁成本高等问题,提出缓冲距离优化调控策略和方法,以期为确定填埋场与饮用水井之间的缓冲距离设定提供理论和方法支持。

## 1 模型与方法

缓冲距离是指敏感水源与填埋场之间保障渗

滤液渗漏条件下用水安全的最低距离。因此,合理确定缓冲距离的关键:一是根据渗滤液中潜在危害组分及其危害效应,基于风险学理论确定敏感水源中不同污染物的安全用水限值;二是预测渗滤液渗漏条件下的渗漏量与污染物的浓度,以及污染物在填埋场地下水下游方向不同距离处的降解特性。具体方法如下。

### 1.1 安全用水的水质限值

许多国家和组织均制定了饮用水水质标准,对污染物提出了不同的浓度控制要求。例如,USEPA 为 15 种无机物、54 种有机物、3 种放射性核素及 6 种微生物制订国家一级饮用水标准,保护饮用水水质安全<sup>[21]</sup>;欧盟为 2 个微生物学指标、26 个化学指标及 20 个指示指标制定了水质标准<sup>[22]</sup>;日本为 50 个水质基准项目制定标准,包括重金属、无机物、有机物等<sup>[23]</sup>;我国对 106 种常规水质指标进行规定<sup>[24]</sup>。

但是,随着社会经济的发展,填埋场渗滤液中污染物的种类逐渐增多,数量日趋增长,可能存在现有标准不能覆盖所有污染物的可能,因此世界卫生组织推荐的基于风险确定用水中污染物的限值方法得到推广。该方法具有通用性,将接触人群的习惯、身体特征以及目标污染物的毒性结合,可以用于确定新污染物或其他水质标准中未覆盖有毒有害污染物的安全用水指标限值。

综上,当渗滤液中的有毒有害污染物属于《地下水质量标准》(GB/T 14848-2017)<sup>[25]</sup>中规定的控制指标时,采用该标准规定的限值;当其不属于该标准规定的控制指标时,采用世卫组织推荐的风险评估方法确定其安全用水限值,该方法的详细描述如下。

由于部分污染物仅具有致癌或非致癌危害,部分同时具有两种危害,因此,饮用受渗滤液污染的地下水可能会造成两种危害的一种,其中由非致癌效应导致的非致癌风险(HQ<sub>cgw</sub>)计算方法如式(1)<sup>[26]</sup>所示:

$$HQ_{cgw} = \frac{CGWER_{nc} \cdot C_{gw}}{RfD_0 \cdot WAF} \quad (1)$$

式中:  $C_{gw}$  为地下水中的污染物浓度,mg/L;  $RfD_0$  为经口摄入参考剂量,mg/(kg·d);  $WAF$  为暴露于地下水的参考剂量分配比例;  $CGWER_{nc}$  为饮用受影响地下水时对应的地下水暴露量(非致癌效应),L/(kg·d),其计算方法如式(2)所示:

$$CGWER_{nc} = \frac{GWCR_a \cdot EF_a \cdot ED_a}{BW_a \cdot AT_{nc}} \quad (2)$$

式中:  $GWCR_a$  为成人每日饮水量, L/d;  $EF_a$  为成人暴露频率, d/a;  $ED_a$  为成人暴露期, a;  $BW_a$  为成人体质量, kg;  $AT_{nc}$  为非致癌效应平均时间, d.

由致癌危害导致的致癌风险计算方法如式(3)<sup>[26]</sup>所示:

$$\begin{cases} CR = CGWER_{ca} \cdot C_{gw} \cdot SF, & CR \leq 0.01 \\ CR = 1 - \exp(-CGWER_{ca} \cdot C_{gw} \cdot SF), & CR > 0.01 \end{cases} \quad (3)$$

式中:  $CR$  为饮用地下水途径的致癌风险;  $SF$  为目标污染物的癌症斜率因子, mg/(kg·d);  $CGWER_{ca}$  为饮用受影响地下水对应的地下水的暴露量(致癌效应), L/(kg·d).

当  $HQ_{cgw} < 1$  或  $CR < 10^{-16}$  时, 为健康风险可接受状态. 因此, 令  $HQ_{cgw} = 1$  或  $CR = 10^{-16}$  并代入公式(1)(2)或(2)(3), 可得敏感水体中污染物的限值浓度( $C_L$ ).

## 1.2 危废填埋场渗滤液浓度及渗漏量

**1.2.1 渗滤液渗漏量预测模型** 防渗层破损条件下渗滤液的渗漏速率受 HDPE 膜上漏洞密度及渗透系数、渗滤液水位高度、防渗结构等影响. 国内外学者从不同防渗层结构开发了多种预测渗滤液渗漏的模型. 我国危废填埋场的防渗结构多为双人工衬层, 由两层土工膜及压实的粘土衬垫(GCL)组成. 对于该防渗结构的渗漏速率可根据 Giroud 等<sup>[27]</sup>开发的经验模型进行预测(式 4):

$$Q = \beta_c \cdot \left[ 1 + 0.1 \left( \frac{h_w}{L_s} \right)^{0.95} \right] \alpha^{0.1} \cdot h_w^{0.9} \cdot k_s^{0.75} \cdot S \cdot N \quad (4)$$

式中:  $Q$  为渗漏速率,  $m^3/s$ ;  $a$  为 HDPE 膜中的缺陷面积,  $m^2$ ;  $K_s$  为压实的粘土衬垫(GCL)的导水系数,  $m/s$ ;  $L_s$  为 GCL 的厚度,  $m$ ;  $h_w$  为 HDPE 膜上的渗滤液深度,  $m$ ;  $N$  为 HDPE 膜中的漏洞密度, ( $hm^{-2}$ );  $S$  为填埋场库底面积,  $ha$ ;  $\beta_c$  是表征 HDPE 膜和 GCL 之间接触情况的系数, 接触良好和接触较差时其值分别为 0.21 和 1.15. 上述各参数中,  $h_w$  和  $N$  对渗漏速率影响最大.

在降雨、场地结构及填埋废物性质等方面的影响下, HDPE 膜上的渗滤液水位高度( $h_w$ )不是固定值, 难以进行评估. 但是, 为保障填埋场防渗结构的合理设置与正常运行, 要求控制填埋场管理期(包括运行期和封场维护期)内的水位高度. 我国生态环境部颁布的《危废填埋场污染物控制标准》(GB 18598-2019)<sup>[17]</sup>中要求渗滤液水位深度小于 30cm, 因此该

值被视为不利条件下的水位深度, 并用公式计算渗漏速率.

**1.2.2 渗滤液浓度预测模型** 由于渗滤液的浓度与组分会随着填埋场生命周期的变化而改变, 主要是在降雨的不断冲刷下致使废物中污染物组分流失, 这一过程用衰减预测模型表示. 假设任意时刻的污染物浓度都与其初始浓度有关, 由式(5)和(6)计算:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (5)$$

$$\lambda = \frac{-i}{W_d \cdot W_{fc}} \quad (6)$$

式中:  $C_t$  为  $t$  时渗滤液中污染物的浓度,  $mg/L$ ;  $C_0$  为该污染物的初始浓度,  $mg/L$ ;  $t$  为时间, a;  $i$  为地表水入渗率,  $mm/a$ ;  $W_d$  为废物层厚度,  $m$ ;  $W_{fc}$  为该类型废物中占总库容的比例.

## 1.3 地下介质中稀释和衰减的过程模拟

污染物在非饱和-饱和和地下水中的运移与地下介质的衰减效应(降解、弥散与迟滞)和地下水流的稀释效应(对流)有关<sup>[28]</sup>. 当污染物在均质及各向同性的非饱和-饱和地下水系统中运移时, 传输过程及稀释衰减效应可以用一维平流-弥散方程(7)和(8)进行建模计算<sup>[29-30]</sup>:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - R\gamma c \quad (7)$$

$$D_L = \alpha v + D_m \quad (8)$$

式中:  $x$  为沿地下水流动方向的距离,  $m$ ;  $c$  为距离  $x$  和时间  $t$  处的浓度,  $mg/L$ ;  $v$  为地下水流速,  $m/s$ ;  $n$  为有效孔隙度;  $R$  为阻滞因子;  $\gamma$  为一级衰减率,  $s^{-1}$ ;  $D_L$  为水动力纵向弥散系数,  $m^2/s$ ;  $\alpha$  为介质弥散系数,  $m$ ;  $D_m$  为分子扩散系数,  $m^2/s$ .

在不同边界条件处对流-弥散方程可得到不同解, 通过使用拉普拉斯变换方法得到具有指数衰减性下的边界条件方程, 其解析解如下所示:

$$\frac{c(x,t)}{c_d} = \frac{1}{2} e^{-\lambda t} \left\{ \begin{aligned} & \exp \left[ \frac{vx}{2D_L} \right] (1 - \sqrt{u}) \operatorname{erfc} \left[ \frac{x - vt\sqrt{u}}{2\sqrt{D_L t}} \right] + \\ & \exp \left[ \frac{vx}{2D_L} (1 + \sqrt{u}) \right] \operatorname{erfc} \left[ \frac{x - vt\sqrt{u}}{2\sqrt{D_L t}} \right] \end{aligned} \right\} \quad (9)$$

$$\mu = 1 + \frac{4(\gamma - \lambda)D_L}{v^2} \quad (10)$$

式中: (9)和(10)适用于污染物在包气带-含水层系统中的运移, 当用于含水层流动模拟时, 将包气带模型

的输出值作为含水层模型的输入值。

### 1.4 缓冲距离预测模型

利用上述方程与模型,计算危废填埋场渗滤液中污染物缓冲距离的详细流程见图 1。首先,结合剂量-响应方程与可接受的风险水平模型,得到指定污染物的用水限值浓度;其次,通过式(4)(6)计算包气带模型的渗漏速率( $Q$ )和初始浓度( $C_0$ );最后,将渗漏速率( $Q$ )和初始浓度( $C_0$ )作为源强,基于对流-弥散方程及其解析解,得到地下水中污染物的浓度,将该浓度与限值浓度比较确定缓冲距离。

在渗滤液产生和渗漏的影响下,地下水中污染物的浓度呈现先升高后下降的趋势,在达到峰值后地下水中污染物浓度随着渗滤液中污染物浓度的降低而降低。另外,因模型简化与模型参数本身的随机性导致模拟结果出现不确定性,故采用蒙特卡罗框架评估由模型参数的不确定性引起的污染物对缓冲距离的影响。主要不确定性参数包括包气带厚度、含水层厚度、包气带渗透系数和含水层渗透系数。如表 3 所示,根据参数的概率分布,从中随机抽取变量输入,并对每个模型迭代 2200 次来求解预测模型。

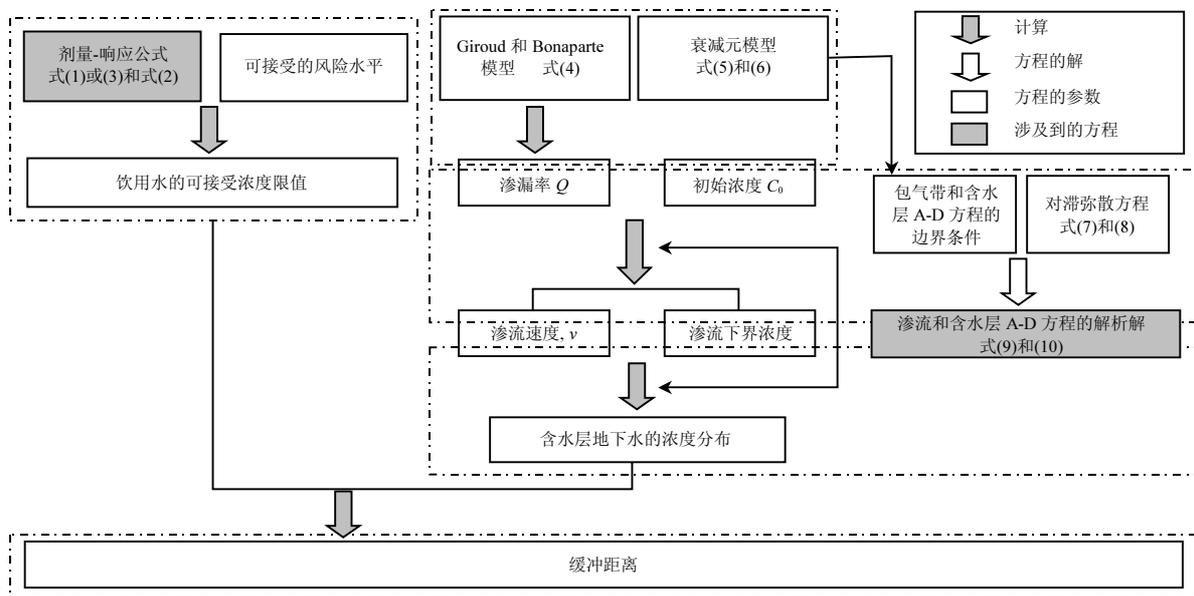


图 1 危废填埋场缓冲距离的详细程序

Fig.1 Detailed procedure of buffer distance of hazardous waste landfill site

## 2 案例研究

### 2.1 填埋场概况

填埋场为我国西北部干旱区某危险废物填埋场(图 2),占地面积约  $5.2 \times 10^4 \text{m}^2$ ,由 A 区  $1.2 \times 10^4 \text{m}^2$  与 B 区  $4 \times 10^4 \text{m}^2$  两部分组成。场地地势呈南高北低走向,位于小型封闭洼地中,地下水流向自南向北,与地形走向总体一致,并通过泉水方式排泄或地下径流方式流动。填埋场周边分布零星牧场,地下水一旦受污染,可能通过饮用途径暴露于人体或牛羊。因此,需要科学确定缓冲距离,防止地下水水源受到污染。

对填埋场进行水文地质勘察可知,场址高出两侧洪沟约 5~10m,东侧洪沟仅暴雨期间形成暂时性洪流,对填埋场几乎无影响。受区域地质构造的影响,

地下水属于弱富水-贫水区,场区内赋存有第四系松散盐类孔隙水和碎屑岩类孔隙裂隙水,主要水文剖面图和地下水水流场图见图 3。

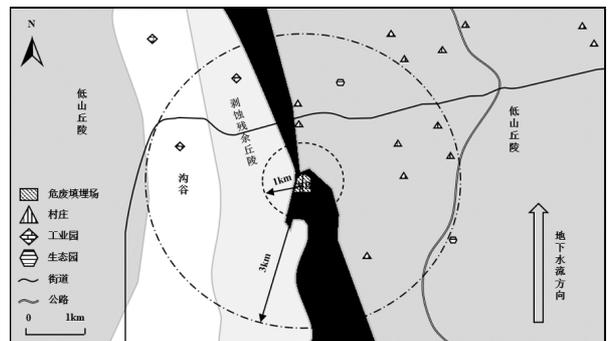


图 2 干旱区某危废填埋场场地概况

Fig.2 Site survey of a hazardous waste landfill in an arid region

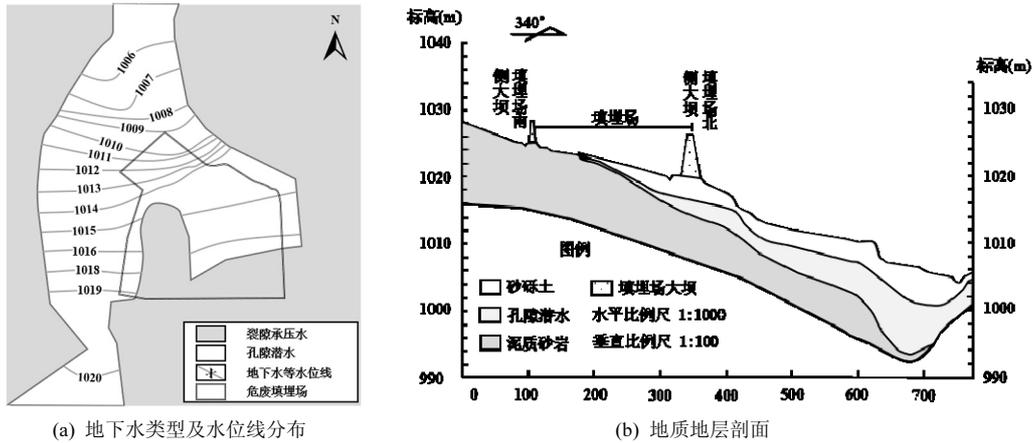


图3 填埋场地下水文剖面图和地下水流程图

Fig.3 Landfill hydrographic profile and groundwater flow diagram

2.2 模型应用和参数设置

续表 1

表 1 缓冲距离模拟的主要参数及取值

Table 1 Main parameters and values of buffer distance simulation

项目	参数	参数值	数据来源
水质限值 (mg/L)	As	0.010	《地下水质量标准》 准》 (GB/T <sup>[2,5]</sup> 14848-2017)
	Cd	0.005	
	Pb	0.010	
	2,4-D	0.030	
入渗参数	运行期入渗量 (mm/a)	25.090	模型计算得到 <sup>①</sup>
	封场期入渗量 (mm/a)	2.780	
填埋场及废物特性参数	库底面积 (m <sup>2</sup> )	70000	填埋场环评报告
	最终填埋高度 (m)	4.500	
	废物孔隙率 (%)	0.500	
	垃圾干密度 (kg/L)	U (1.400,1.700)	
	垃圾田间持水率 (%)	U (0.250,0.350)	
导排层参数	导排层厚度 (m)	0.300	1×10 <sup>-4</sup>
	导排层渗透系数 (m/s)		
	防渗层结构	双人工衬层	
	针眼漏洞密度 (个/10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup> )	7	
防渗系统参数	标准漏洞密度 (个/10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup> )	14	环评报告 <sup>②</sup>
	大裂缝漏洞密度 (个/10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup> )	0	
	As 初始浓度 (mg/L)	1.200	
污染物浓度	Cd 初始浓度 (mg/L)	0.600	环评报告 <sup>③</sup>
	Pb 初始浓度 (mg/L)	0.050	
	2,4-D 初始浓度 (mg/L)	20	

项目	参数	参数值	数据来源
多孔介质水流和溶质运移参数	防渗层渗透系数 (m/s)	1×10 <sup>-8</sup>	填埋场环评报告
	包气带厚度 (m)	5	
	包气带渗透系数 (m/s)	2×10 <sup>-6</sup>	
	包气带中 As 的分配系数 (L/kg)	0.042	
	包气带中 Cd 的分配系数 (L/kg)	0.042	
	包气带中 Pb 的分配系数 (L/kg)	0.042	
	包气带中 2,4-D 的分配系数 (L/kg)	5.240	
	含水层厚度 (m)	3	
	含水层渗透系数 (m/s)	4×10 <sup>-5</sup>	
	含水层中 As 的分配系数 (L/kg)	0.170	
含水层中 Cd 的分配系数 (L/kg)	0.170		
含水层中 Pb 的分配系数 (L/kg)	0.170		
含水层中 2,4-D 的分配系数 (L/kg)	20.900		

①利用美国EPA推荐的填埋场水文过程模型(HELP模型)计算,根据当地降雨量按照运行期和封场期不同的覆盖条件计算得到。②根据美国EPA推荐的 ASTM D7007Standard Practices for Electrical Methods for Locating Leaks in Geomembranes C偶极子检测方法。③根据填埋场自行监测的渗滤液浓度的数据。

通过对填埋场渗滤液样本中的污染物进行分析,共检测出 7 种有毒有害物质,但对氨氮、酚类、COD 和硝酸盐等污染物的致癌或非致癌效应尚不明确,未列入 USEPA 的 IRIS 毒性物质目录,不予考虑.最终确定重金属 As、Cd、Pb 及半挥发性有机化

合物 2,4-D 为本文的目标污染物,且 4 种污染物均在《地下水质量标准》(GB/T 14848-2017)<sup>[25]</sup>中有明确的限值要求,因此采取第一种方法以 III 类地下水限值作为渗滤液中污染物的限值浓度.其中 As、Cd、Pb 及 2,4-D 的限值浓度分别为 0.01、0.005、0.01 及 0.03mg/L 相关毒性参数参见表 1.

### 3 结果与讨论

#### 3.1 污染物在不同距离下的稀释和衰减倍数 (DAF)

渗滤液中的污染物在地下水中不同缓冲距离处的稀释和衰减倍数 (DAF) 见图 4, 其中重金属 As、Cd 和 Pb 的稀释和衰减过程相似. 当缓冲距离为 100、600、900 和 1000m 时, As 和 Cd 的 DAF 分别为 100.149 和 100.723、111.082 和 111.748、118.206 和 118.970 及 120.700 和 121.409, 这两种污染物的 DAF 差值小于 0.76. 相比之下, 重金属与有机物之间的稀释和衰减倍数有明显差异. 当缓冲距离为 20、40、60 和 80m 时, As 与 2,4-D 的 DAF 分别为 98.50 和  $3 \times 10^{15}$ 、98.91 和  $4 \times 10^{16}$ 、99.32 和  $5 \times 10^{17}$  及 99.74 和  $7 \times 10^{18}$ , 这两种污染物之间的 DAF 差值明显, 且随着缓冲距离的增加而不断显著.

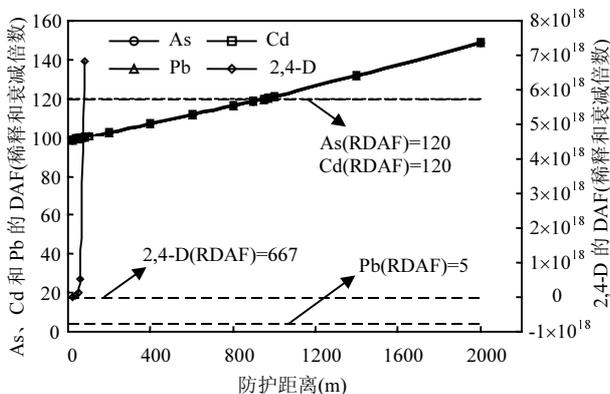


图 4 不同污染物在不同距离下的稀释和衰减情况  
Fig.4 Dilution and attenuation of different pollutants at different distances

结果表明,被渗滤液污染的地下水中污染物的 DAF 与距离成正比.然而,不同污染物的稀释降解特性对缓冲距离的敏感程度并不一致,这一结果与海滨地区或沿海地区相同.重金属污染物的稀释和衰减倍数对缓冲距离不太敏感,有机污染物的稀释和衰减倍数对缓冲距离更加敏感,其稀释降解特性随缓冲距离的增加而增加.主要原因是重金属在地下

介质中的衰减受地下水稀释、吸附解吸等作用影响,生物化学反应导致的降解可以忽略;而 2,4-D 等有机物,则不仅受地下水稀释影响,还会经历各种生物化学反应被降解为有机和无机小分子,且相比于重金属,土壤介质对有机物的吸附能力更强<sup>[31]</sup>.

#### 3.2 不同污染物需要的缓冲距离

不同距离处 As、Cd、Pb 和 2,4-D 的模拟浓度 ( $C_g$ ) 与限值浓度 ( $C_L$ ) 的比值见图 5, 当比值不大于 1 时, 表示饮用水井中有毒有害组分的浓度已达风险可接受水平, 此时该距离视为缓冲距离. 从图中可知, 重金属 As 与 Cd 的  $C_g/C_L$  比值在 200、600、900 及 1000m 时分别为 1.174 和 1.167、1.080 和 1.074、1.015 和 1.009 及 0.994 和 0.988, 并在 972 与 942m 处降为 1, 表明 As 和 Cd 的缓冲距离分别为 972 与 942m. Pb 和 2,4-D 的  $C_g/C_L$  比值在 20、40、60 及 80m 时均小于 1, 且均随着距离的增加而不断减小. 为确保 4 种污染物均在风险可接受水平内, 将缓冲距离定为 972m.

与实际填埋场周围的敏感水源相比(图 2), 东北方向的村庄距离填埋场 2.5km, 东南方向的生态园距离填埋场 3.1km, 西北方向的村庄距离填埋场 2.8km. 显然, 填埋场和饮用水井之间的距离均大于 972m. 模拟西北某干旱省份填埋场得到的缓冲距离, 不仅大于加拿大艾伯塔省(AESRD)400m<sup>[13]</sup>缓冲距离的要求, 也大于《危险废物填埋污染控制标准》(GB 18598-2001)要求的 800m<sup>[14]</sup>缓冲距离. 从实际情况来看(见表 2), 国内典型危废填埋场缓冲距离在 1430~3200m 之间, 4 个填埋场中 3 个在 1400~1800m 之间, 另外一个超过 3000m, 均超过本文计算的缓冲距离要求.

表 2 国内典型危险废物填埋场缓冲距离

Table 2 Buffer distance of a typical hazardous waste landfill in China

编号	所属省份	区域	填埋场规模(万 t/a)	缓冲距离(m)	敏感目标
1	广东	东南	4	3200	村民自建水井
2	四川	东北	7	1430	工业园区取水井
3	浙江	西北	7.2	1500	工业园区取水井
4	辽宁	西北	5.8	1800	分散式水源井

\*数据来源于相关项目环境影响评价报告文件.

然而,基于上述计算,确定缓冲距离为 972m.这一距离大于 Xu 等<sup>[18]</sup>确定的西南部湿润区某危废填埋场的缓冲距离 380m, 小于吉栋梁等<sup>[19]</sup>确定的东部

沿海区某危废填埋场的缓冲距离 2070m.这一结果与预期相反,原因可能是研究区域为干旱地区,降雨量较湿润及沿海地区相对较少,是西南部湿润地区的 1/3,东部沿海地区的 1/12.但含水层厚度较薄,分别是上述两地区的 0.1 倍和 0.25 倍,因而稀释净化能力更弱.另外,由于含水层渗透系数更大,分别是上述两地区的 4 倍和 2 倍,污染物对流扩散更快<sup>[32]</sup>,影响距离更远.

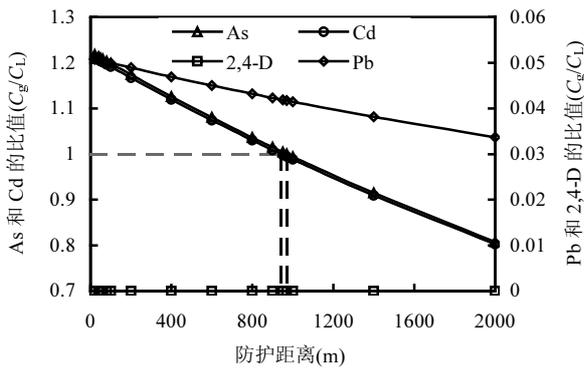


图5 不同距离处 As、Cd、Pb 和 2,4-D 的模拟浓度(C<sub>g</sub>)与限值浓度(C<sub>L</sub>)比值

Fig.5 Ratios of simulated concentrations (C<sub>g</sub>) to limiting concentrations (C<sub>L</sub>) of As, Cd, Pb, and 2,4-D at different distances

3.3 不同污染物需要的稀释和衰减倍数(RDAF)

不同污染物的缓冲距离不仅与被渗滤液污染的地下水对污染物的 DAF 有关,还与渗滤液中污染物的初始浓度(C<sub>0</sub>)与限值浓度(C<sub>L</sub>)的比值有关,将该比值定义为不同污染物需要的稀释和衰减倍数 (RDAF).由式(11)可知,污染物初始浓度越高,RDAF 越大,因此根据污染物自身的降解特性,所需的缓冲距离有所差异.

$$RDAF = \frac{C_0}{C_L} \quad (11)$$

案例填埋场渗滤液中 As、Cd、Pb 及 2,4-D 的初始浓度分别为 1.2,0.6,0.05 及 20mg/L,对应的安全饮用水限值浓度分别为 0.01,0.005,0.01 和 0.03mg/L.因此,对于污染物 As、Cd、Pb 及 2,4-D 在地下水中需要的稀释和衰减倍数分别为 120,120,5 及 667.其中 As 的 RDAF 为 120 需要 972m 的缓冲距离;由于 Cd 自身的降解特性与 As 相同,因此需要的缓冲距离与 As 相似为 942m.

2,4-D 的 RDAF 为 667 是 As 的 6 倍,但 2,4-D 需要的缓冲距离远小于 As 和 Cd.原因是挥发性有机化合物更易在地下介质中被吸附降解为低毒成分,而重金属在地下介质中不易衰变.因此 2,4-D 的 RDAF 大于 As,缓冲距离反而远小于 As.

3.4 降低缓冲距离的附加措施

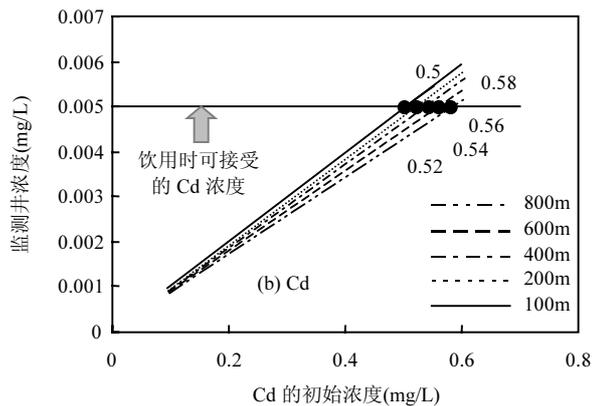
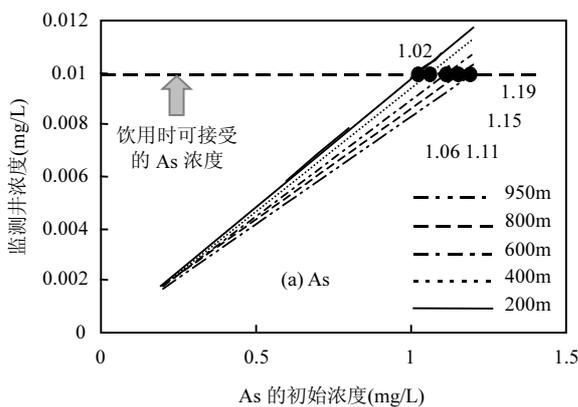


图6 不同污染物在不同缓冲距离下需要控制的渗滤液初始浓度

Fig.6 Initial concentration of leachate to be controlled for different pollutants at different buffer distances

不同污染物在不同缓冲距离处需要的渗滤液初始浓度见图 6,由于模型预测得到污染物的缓冲距离可能既不经济也不实际,因此需要采取其他措施达到降低缓冲距离的目的.其中一种有效方法是在填埋前对废物进行预处理,通过削弱渗滤液的浸出

行为,来降低渗滤液中污染物的初始浓度,从而满足降低缓冲距离的要求.因此,针对 As 与 Cd 两种污染物模拟了当敏感水源与填埋场之间的实际距离小于预测得到的缓冲距离时需要控制的渗滤液的初始浓度.结果表明,为保障污染物达到安全饮用水标

准,需要污染物 As 在实际距离为 200,400,600,800 及 950m 时,通过废物预处理将初始浓度依次降低 0.18,0.14,0.09,0.05 及 0.01mg/L,分别达到 1.02,1.06, 1.11,1.15 及 1.19mg/L. 污染物 Cd 在实际距离为 100,200,400,600 及 800m 时,初始浓度需额外降低 0.1,0.08,0.06,0.04 及 0.02mg/L,分别达到 0.5,0.52, 0.54,0.56 及 0.58mg/L.

### 3.5 不确定性分析

表 3 中参数值的概率分布依据场地实测值确定,根据参数的不确定性,计算得到了 5%、10%、50%、90%及 95%置信区间下不同缓冲距离处污染物的降解特性(图 7),并将 95%置信区间定义为不利条件下

需要的缓冲距离.从图 7 中可知,在不利条件下,As 的缓冲距离从 972m 增至 3465m;Cd 的缓冲距离从 942m 增至 3417m.为保证污染物在不利条件下的比值均在风险可接受水平内,将缓冲距离定为 3465m.

表 3 模型的参数不确定性参数及数值

Table 3 Parameter uncertainty parameters and values of the model

参数	单位	取值范围	数据来源
包气带厚度	m	T (4,5,8)	场地实测值
含水层厚度	m	U (3,8)	
包气带渗透系数	m/s	T ( $2 \times 10^{-6}$ , $3 \times 10^{-6}$ , $4 \times 10^{-6}$ )	
含水层渗透系数	m/s	N ( $4 \times 10^{-5}$ , $8 \times 10^{-6}$ )	

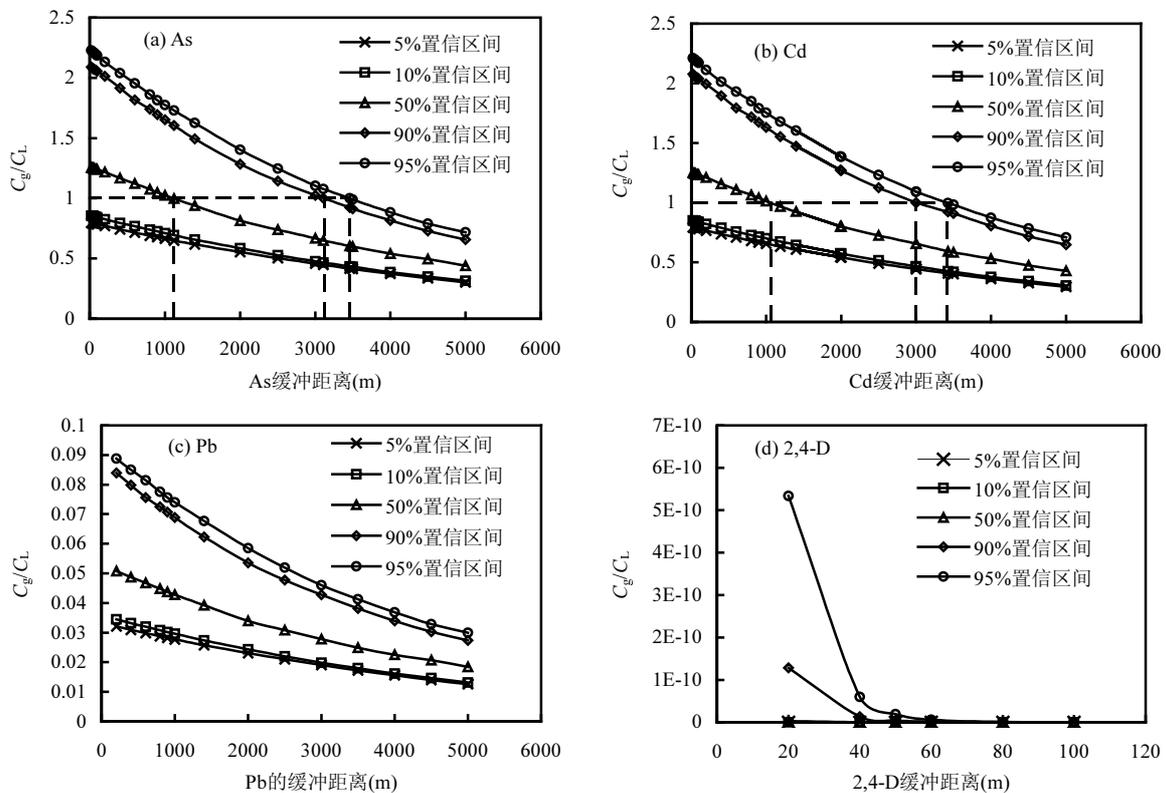


图 7 污染物在参数不确定性下的缓冲距离

Fig.7 Buffer distance of pollutants under parameter uncertainty

## 4 结论

4.1 渗滤液中不同污染物需要的稀释与衰减倍数(RDAF)不同,初始浓度大且毒性强的污染物需要的稀释衰减倍数更大.在案例中有机物 2,4-D 比重金属 As 与 Cd 的稀释衰减倍数均高出 6 倍.

4.2 不同污染物的稀释衰减倍数(DAF)对缓冲距

离的敏感程度不一致,有机污染物的稀释和衰减倍数对缓冲距离更加敏感.如尽管 2,4-D 的 DAF 最大,但缓冲距离远小于重金属 As 和 Pb 的缓冲距离 972m 和 942m.

4.3 综合考虑各种污染物,干旱区典型危废填埋场的缓冲距离应达到 972m.与常规认知相反,缓冲距离大于湿润地区而小于海滨地区危废填埋场.另外,为

保证 95%置信区间的安全用水要求,其缓冲距离需达到 3465m.

**4.4** 当预测的缓冲距离大于已建填埋场与敏感水源的实际距离时(或大于拟建填埋场的可用距离时),可采取对填埋废物进行预处理,减少渗滤液中污染物的初始浓度,达到减少缓冲距离的目的.以 As 为例,通过预处理将其初始浓度从 1.2mg/L 降至 1.02mg/L,缓冲距离可降至 200m,相比湿润区,干旱区缓冲距离对初始浓度更为敏感.

#### 参考文献:

- [1] 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.  
Xiang R, Lei G Y, Xu Y, et al. Aging behaviors of HDPE geomembrane in landfill environment and its impact on pollution risk of surrounding groundwater [J]. Research of Environmental Sciences, 2020,33(4):978-986.
- [2] 杨丽芝,朱恒华,刘治政,等.淄博大武水源地地下水健康风险评估 [J]. 干旱区资源与环境, 2021,35(12):106-113.  
Yang L Z, Zhu H H, Liu Z Z, et al. Health risk assessment of groundwater in the Dawu water source area, Zibo city [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2021,35(12):106-113.
- [3] Subba R N, Dinakar A, Sun L. Estimation of groundwater pollution levels and specific ionic sources in the groundwater, using a comprehensive approach of geochemical ratios, pollution index of groundwater, unmix model and land use/land cover - A case study [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2022,248:103990-103990.
- [4] Kayastha V, Patel J, Kathrani N, et al. New Insights in factors affecting ground water quality with focus on health risk assessment and remediation techniques [J]. Environmental Research, 2022,212:113171-113171.
- [5] 孙翠莲,杨良权,袁鸿鹄.包气带土壤氨氮污染的原位修复试验研究 [J]. 干旱区资源与环境, 2015,29(5):154-160.  
Sun C L, Yang L Q, Yuan H H. Experimental study on in-site remediation of ammonia nitrogen polluted aeration zone soil [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2015,29(5):154-160.
- [6] Essien J P, Ikpe D I, Inam E D, et al. Occurrence and spatial distribution of heavy metals in landfill leachates and impacted freshwater ecosystem: An environmental and human health threat [J]. PloS one, 2022,17(2):e0263279-e0263279.
- [7] Van H N, Shakirov R, Ha H N, et al. Finite element modelling with freundlich isotherm adsorption parameters in waste landfill Kieu Ky in Hanoi, Vietnam [J]. Eurasian Soil Science, 2021,54(12):1876-1887.
- [8] Gu Z, Chen W, He C, et al. Molecular insights into the transformation of refractory organic matter in landfill leachate nanofiltration concentrates during a flocculation and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> treatment [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,435:128973-128973.
- [9] 张阿龙,高瑞忠,张生,等.吉兰泰盐湖盆地土壤铬、汞、砷污染的负荷特征与健康风险评估 [J]. 干旱区研究, 2018,35(5):1057-1067.  
Zhang A L, Gao R Z, Zhang S, et al. Pollution load characteristics and health risk assessment of heavy metals Cr, Hg and As in the Jilantai Salt Lake Basin [J]. Arid Zone Research, 2018,35(5):1057-1067.
- [10] Zhai Y, Zheng F, Li D, et al. Distribution, genesis, and human health risks of groundwater heavy metals impacted by the typical setting of Songnen Plain of NE China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022,19(6):3571-3571.
- [11] 张勇,郭纯青,孙平安,等.基于空间分析荞麦地流域地下水健康风险评估 [J]. 中国环境科学, 2019,39(11):4762-4768.  
Zhang Y, Guo C Q, Sun P A, et al. Groundwater health risk assessment based on spatial analysis in the Qiaomaidi watershed [J]. China Environmental Science, 2019,39(11):4762-4768.
- [12] Saeedreza H, Amity G Z, Dukwoo J, et al. Remediation of groundwater contaminated with arsenic through enhanced natural attenuation: Batch and column studies [J]. Water Research, 2017,122:545-556.
- [13] CAN. Alberta environment and sustainable resource development [R]. Alberta:Government of Alberta, 2013.
- [14] GB 18598-2001 危险废物填埋污染控制标准 [S].  
GB 18598-2001 Standard for pollution control on the hazardous waste landfill [S].
- [15] Akua B O, Katherine Y D, Willie H, et al. Iron reductive dissolution in vadose zone soils: Implication for groundwater pollution in landfill impacted sites [J]. Applied Geochemistry, 2018,94:21-27.
- [16] Anand D, Shrihari S, Ramesh H. Predictive simulation of leachate transport in a coastal lateritic aquifer when remediated with reactive barrier of nano iron [J]. Groundwater for Sustainable Development, 2020,11:110382-110382.
- [17] GB 18598-2019 危险废物填埋污染控制标准 [S].  
GB 18598-2019 Standard for pollution control on the hazardous waste landfill [S].
- [18] Xu Y, Liu J, Dong L, et al. Buffering distance between hazardous waste landfill and water supply wells in a shallow aquifer [J]. Journal of Cleaner Production, 2019,211:1180-1189.
- [19] 吉栋梁,张鲁玉,黄兆琴,等.海滨危废填埋场与水源缓冲距离要求及调控 [J]. 环境科学研究, 2022,35(6):1499-1508.  
Ji D L, Zhang L Y, Huang Z Q, et al. Buffering distance between coastal hazardous waste landfill and water source and its regulation strategy [J]. Research of Environmental Sciences, 2022,35(6):1499-1508.
- [20] 张宪奇,殷勤,年跃刚,等.北方干旱地区非正规垃圾填埋场堆体特征及环境影响分析 [J]. 环境工程技术学报, 2021,11(6):1210-1216.  
Zhang X Q, Yin Q, Nian Y G, et al. Waste pile property and environmental impact analysis of the informal landfill in northern arid areas [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2021, 11(6):1210-1216.
- [21] U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. Drinking Water Standards and Health Advisories [R].
- [22] Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption [S].
- [23] Revision of Drinking Water Quality Standards and QA/QC for Drinking Water Quality Analysis in Japan [S].

- [24] GB 5749-2022 生活饮用水卫生标准 [S].  
GB 5749-2022 Standards for drinking water quality [S].
- [25] GB 14848-2017 地下水质量标准 [S].  
GB 14848-2017 Standard for groundwater quality [S].
- [26] Criteria for municipal solid waste landfills [S].
- [27] Giroud J P, Bonaparte R. Leakage through liners constructed with geomembranes—Part II. Composite liners [J]. *Geotextiles and Geomembranes*, 1989,8(2):71-111.
- [28] 刘 学. 降雨条件下某垃圾填埋场饱和—非饱和渗流场特性研究 [D]. 湖南:长沙理工大学, 2015.  
Liu X. Study on saturated and unsaturated seepage field of landfill due to rainfall [D]. Hunan: Changsha University of Science & Technology, 2015.
- [29] Anders B, Susanne D J, Poul L B, et al. Toxicity of organic chemical pollution in groundwater downgradient of a landfill (grindsted, Denmark) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2000,34(9): 1647-1652.
- [30] Vilomet J D, Veron A, Ambrosi J P, et al. Isotopic tracing of landfill leachates and pollutant lead mobility in soil and groundwater [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003,37(20):4586-4591.
- [31] 张宪奇. 北方某非规范垃圾填埋场污染分布及渗滤液吸附特征研究 [D]. 北京:中国地质大学(北京), 2021.  
Zhang X Q, A Dissertation submitted to China university of geosciences for master of professional degree [D]. Beijing: China University of Geosciences (Bei Jing), 2021.
- [32] 彭春辉, 冯世进, 陈宏信, 等. 地下水渗流条件下土工膜复合隔离墙中有机污染物迁移研究 [J]. *岩土工程学报*, 2021,43(11):2055-2063.  
Peng C H, Feng S J, Chen H X, et al. Migration of organic contaminants in composite geomembrane cut-off wall considering groundwater seepage [J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2021,43(11):2055-2063.

**作者简介:** 吉栋梁(1984-),男,江苏盐城人,高级工程师,博士,主要从事固体废物管理与资源化利用研究.发表论文 30 余篇.