环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2019
Vol.40 No.12
第40卷 第12期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第12期
2019年12月15日

目 次(卷终)

研究报告

粤港澳大湾区场地污染特征、治理修复与环境管理研究专辑

环 境 科 学
Environmental Science
第40卷 第12期 2019年12月
Vol. 40, No. 12 Dec., 2019

Hydrus-1D 模型在推导基于保护地下水的土壤风险控制值中的应用

林挺,罗飞*,朱艳,杨坤,郗秀平
(深圳市环境科学研究院,国家环境保护饮用水水源地管理技术重点实验室,深圳 518001)

摘要: 为合理推导基于保护地下水的土壤风险控制值和风险控制土方量,以珠三角某企业的电镀车间为研究区域,采用Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型构建水流和溶质运移方程,模拟六价铬和镍在包气带的迁移过程,并将计算结果与土壤-水分配耦合地下水稀释模型进行比较. 结果表明,考虑包气带吸附作用下,Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型计算六价铬和镍的土壤风险控制值分别为41.6 $mg \cdot kg^{-1}$和619.1 $mg \cdot kg^{-1}$,与土壤-水分配耦合地下水稀释模型的计算结果相比,其风险控制值分别提高了近10倍和45倍,风险控制土方量分别减少1 804 m^3 和44 590 m^3. 对于地下水位埋深较浅、水力联系密切的污染场地,可进一步开展水文地质调查,完整考虑污染物在包气带的迁移过程,采用 Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型推导基于保护地下水的土壤风险控制值,以节约后期治理修复或风险管控成本.

关键词:土壤-水分配模型;Hydrus-1D 模型;地下水稀释模型;包气带;六价铬;镍
中图分类号: X523; X53 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)12-5640-09 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201907035

Calculation of the Soil Risk Control Value through a Hydrus-1D Model for Groundwater Protection

LIN Ting, LUO Fei*, ZHU Yan, YANG Kun, XI Xiu-ping
(State Environmental Protection Key Laboratory of Drinking Water Source Management and Technology, Shenzhen Academy of Environmental Science, Shenzhen 518001, China)

Abstract: A combined Hydrus-1D and groundwater dilution model was employed to determine the risk control value and risk control volume of soil in correspondence of an electroplating workshop located in the Pearl River Delta. In particular, we considered the risk control value and risk control volume of soil in relation to characteristic chromium (Ⅵ) and nickel pollutants, which can affect the quality of groundwater. Based on the absorption of pollutants by the soil in the vadose zone, we obtained soil risk control values of 41.6 $mg \cdot kg^{-1}$ and 619.1 $mg \cdot kg^{-1}$ for chromium (Ⅵ) and nickel, respectively. These values were 10 and 45 times greater than those obtained from theoretical calculations (based on the soil/water partition equation combined with the groundwater dilution model), while the soil risk control volumes of chromium (Ⅵ) and nickel were 1 804 m^3 and 44 590 m^3, respectively. The soil risk control values calculated through the soil/water partition equation combined with the groundwater dilution model tend to be excessively conservative for the contaminated sites of the Pearl River Delta (characterized by a shallow buried depth of the underground water level and a close hydraulic connection); hence, it is necessary to carry out further hydrogeological surveys and fully consider the migration process of pollutants in the vadose zone. We conclude that the combined Hydrus-1D and groundwater dilution model for groundwater protection can be used to determine the soil risk control value, potentially saving the costs involved in later remediation and risk control.

Key words: soil/water partition equation; Hydrus-1D model; groundwater dilution model; unsaturated zone; chromium (Ⅵ); nickel

国内污染场地土壤风险控制值的制定多采用健康风险评估的方法,其评价方法较为成熟,即通过对土壤污染物可能造成的健康风险进行评估,得到保证人体健康安全的限值[1,2]. 由于土壤和地下水之间存在天然的水力联系,按照健康风险确定的土壤风险控制目标实施修复后,土壤中残留的污染物可能淋溶进入地下水,影响地下水质量[3,4]. 因此,对于地下水埋深较浅,水力联系密切的污染场地,需进一步考虑土壤污染物淋溶至地下水的环境风险.

目前,土壤污染物淋溶途径风险评估最常用的模型是美国国家环保署(Environmental Protection Agency, EPA)土壤筛选导则(soil screen guidance, SSG)[5]推荐的土壤-水分配耦合地下水稀释模型. 该模型为解析模型,计算过程较为简单,加拿大[6]、英国[7]及中国[8]的相关技术导则也参考了该模型的计算方法,只对模型的假设条件、选取参数和保护目标进行修正. 实际应用及相关研究指出[9,10],该模型忽略了污染物在包气带的衰减过程,高估了污染物进入地下水的浓度,计算结果过于保守. 针对这一问题,SSG 提供了较为复杂的数值模型,包括多溶质有限元计算模型(Hydrus)、渗流层淋溶模型(VLEACH)、渗流区交互过程模型(VIP)和季节性

收稿日期: 2019-07-04; **修订日期**: 2019-08-31
基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0502805)
作者简介: 林挺(1990~),男,硕士研究生,工程师,主要研究方向为污染场地风险评估和治理修复,E-mail: linting2016@163.com
* 通信作者,E-mail: luofei2006@qq.com

土壤分区模型(SESOIL)等. 近年来,国内在土壤污染物淋溶途径风险评估方面也开展了一系列研究. 钟茂生等[11]采用层次化评估方法分析修复后土壤回填对地下水质量的影响;朱菲菲等[12]通过实验获取 Ag 在不同土壤中的分配系数,利用土壤-水分配耦合地下水稀释模型制定了 Ag 基于保护地下水的土壤环境基准值;蒋世杰等[13]构建了基于保护地下水的土壤修复目标层次化制定框架. 上述研究的评估方法多采用较为简单的解析模型,而根据场地污染特征,采用数值模型分析污染物在包气带的迁移过程,推导基于保护地下水的土壤风险控制值的研究尚不多见.

本研究以珠三角某企业的电镀车间为研究区域,详细介绍了如何运用 Hydrus-1D 模型构建数学方程,耦合地下水稀释模型,推导基于保护地下水的土壤风险控制值,同时分析了其结果与土壤-水分配耦合地下水稀释模型计算结果的差异,并将研究结果与国外相关标准进行对比,以期为污染场地土壤与地下水治理修复或风险管控提供参考.

1　材料与方法

1.1　研究区概况

电镀车间占地面积约2 400 m^2,生产工艺包括镀铬、镀镍和电泳. 地层结构分 3 层(见图 1),从上至下依次为 0 ~ 7.0 m 为填土层,以砂质黏土和粉质黏土为主;7.0 ~ 8.0 m 为沉积层,以淤泥质黏土为主;8.0 m 以下为花岗岩. 地下水埋深在 5.0 ~ 6.0 m,整体流向为自南向北.

为掌握研究区土壤污染情况,现场布设了 23 个土壤点位,土壤采样深度为0 ~ 6.0 m,共采集了135 个土壤样品. 同时布设了 6 个土壤理化性质勘察点位,采集不同层次的原状土工样品,测定土壤理化性质参数. 调查结果显示,研究区包气带土壤污染严重,特征污染物为六价铬和镍,污染物的数据统计结果见表 1. 土壤 pH 值范围为 3.18 ~ 11.80,平均值为 6.92. 污染源位于电镀车间内,主要由铬回收池泄漏所致,污染深度范围为 0 ~ 4.5 m. 调查期间铬回收池的铬酸液已被清除,未有新增的污染物进入土壤,但包气带中残留的污染物可能通过淋溶作用进入地下水,影响地下水质量. 因此应结合研究区周边的地下水环境功能区划,制订基于保护地下水的土壤风险控制值.

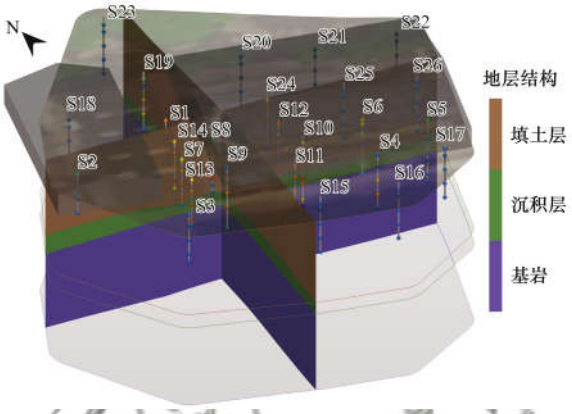

图 1　研究区平面布置及采样点分布示意

Fig. 1　Plan of the study area and sampling sites

1.2　场地数学模型

根据研究区的水文地质情况和污染特征,电镀车间拆除后,污染物从铬回收池泄漏进入地下水通常经历 3 个过程(见图 2)[13]:①污染物在土壤固、液、气三相中的分配;②污染物在包气带中的迁移;③污染物淋溶液与地下水混合稀释.

表 1　研究区土壤关注污染物数据统计结果

Table 1　Statistical summary of the chemicals contained in soil

污染物	最大值/mg·kg^{-1}	最小值/mg·kg^{-1}	平均值/mg·kg^{-1}	标准偏差	变异系数
六价铬	5 580	未检出	298.2	743.2	2.49
镍	6 445	3.3	279.1	953.7	3.43

1.2.1　污染物在土壤中的三相分配

污染物在土壤固、液、气三相中的分配达到平衡时,采用土壤-水分配模型预测污染物在土壤淋溶液中的浓度[5],如式(1) ~ (2):

$$c_w = \frac{c_s}{K_{sw}} \tag{1}$$

$$K_{sw} = \frac{\theta_w + H \times \theta_a + \rho \times K_d}{\rho} \tag{2}$$

式中,c_w 为土壤淋溶液中污染物浓度,mg·L^{-1};c_s 为土壤中污染物浓度,mg·kg^{-1};K_{sw} 为土壤-水中污染物分配系数,L·kg^{-1};ρ 为包气带土壤容重,kg·L^{-1};θ_w 为包气带土壤中孔隙水体积比,无量纲;θ_a 为包气带土壤中孔隙空气体积比,无量纲;H 为污染物亨利常数,无量纲;K_d 为土壤固相-水中污染物分配系数,L·kg^{-1}.

对于六价铬和镍,亨利系数 = 0,式(2)可变为:

$$K_{sw} = \frac{\theta_w + \rho \times K_d}{\rho} \tag{3}$$

ρ、θ_w 和 θ_a 根据包气带土工样品的平均值确定,取值分别为 1.49 g·cm^{-3}、0.419 和 0.026. 六价

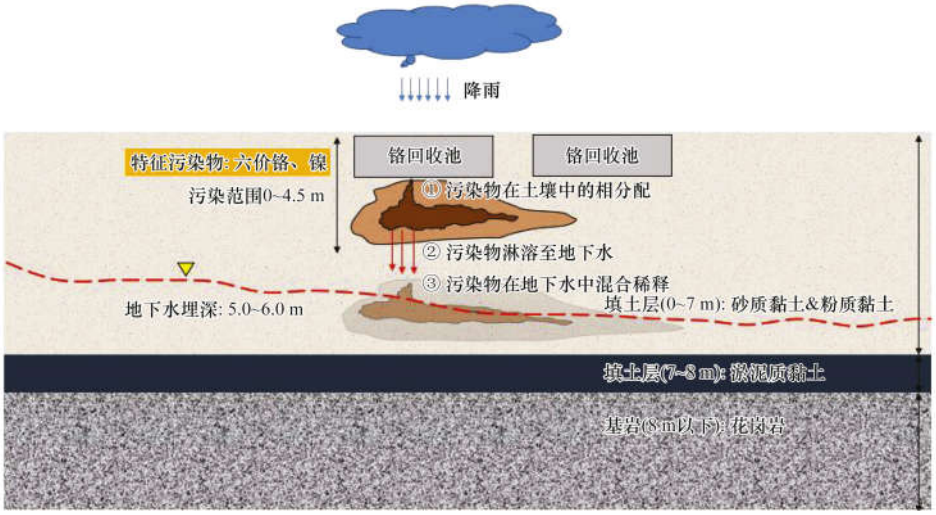

图 2 研究区污染过程概念模型

Fig. 2 Conceptual model of the pollution processes

铬和镍的取值参考 EPA 通用筛选值(soil screen level,SSL)的参数[14],取值分别为 19 $L\cdot kg^{-1}$ 和 65 $L\cdot kg^{-1}$.

1.2.2 污染物在包气带的迁移

Hydrus-1D 模型由美国农业部、美国盐碱实验室等机构研发,主要用于模拟宏观及微观尺度上饱和及非饱和介质中一维水流、溶质、热和二氧化碳运移和反应. 本研究利用 Hydrus-1D 模型对污染物在包气带的迁移过程进行模拟,运用了模型中的土壤水流运动方程及溶质运移方程两大模块,水分蒸发、植物生长及根系吸水模块在本研究中不考虑. 本次模拟时间设为 50 a,以尽可能使污染物在模拟期内能够穿透包气带.

1.2.2.1 土壤水流运动方程

在局部饱和孔隙介质中,采用 Richards 方程[15]描述土壤一维平衡水流运动,公式如式(4):

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left[K\left(\frac{\partial h}{\partial\theta} + \cos\alpha\right)\right] - S \tag{4}$$

式中,h 为压力水头,m;θ 为体积含水率,无量纲;t 为时间,a;S 为源汇项,$m^3\cdot(m^3\cdot a)^{-1}$;$\alpha$ 为水流方向与纵轴夹角,本研究认为土壤水流为一维连续垂向入渗,故 α 取值为 0;$K(h)$ 为非饱和渗透系数函数,$m\cdot a^{-1}$,可由方程 $K(h,x) = K_s(x)\times K_r(h,x)$ 计算,K_s 为饱和渗透系数,$m\cdot a^{-1}$;K_r 为相对渗透系数,无量纲.

土壤水力学参数 $\theta(h)$、$K(h)$ 与压力水头 h 表现出较高的非线性关系. 本研究选择了目前发展相对成熟,应用较为广泛的 Van Genuchten 方程进行求解[15],计算过程不考虑水流运动的滞后现象,公式如式(5)~(8):

$$\theta(h) = \begin{cases}\theta_r + \dfrac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha h|^n]}, & h < 0\\ \theta_s, & h \geqslant 0\end{cases} \tag{5}$$

$$K(h) = K_s S_e^l[1 - (1 - S_e^{l/m})^m]^2 \tag{6}$$

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \tag{7}$$

$$m = 1 - \frac{1}{n}, \quad n > 1 \tag{8}$$

式中,θ_r 为土壤残余含水率,无量纲;θ_s 为饱和含水率,无量纲;α 和 n 为土壤水分特征曲线相关系数,α 单位为 m^{-1},n 单位为无量纲;l 为孔隙连通性系数,无量纲.

对于土壤水流运动方程的边界条件,本研究水流上边界条件选择定水头边界,设定顶部水头为 0.1 m,整个土壤剖面初始压力水头(h)为 −100 cm[16, 17]. 由于研究区枯水期和丰水期地下水位变化不大,不考虑地下水位变化对水流及溶质运移的影响,选择自由排水边界作为下边界条件. 对于土壤水流运动方程的相关参数,Hydrus-1D 软件中的 Soil Catalog 项包含多种土壤介质及其水分特征曲线参数,本研究根据包气带土壤性质,选择 Soil Catalog 项中砂质黏土的参数(见表 2)进行计算.

1.2.2.2 溶质运移方程

对于污染物的溶质运移,采用对流-弥散方程进行描述[18]:

表 2 土壤水流运动方程的相关参数取值

Table 2 Soil parameters employed in the flow motion equation

项目	残余含水率 (Q_r)	饱和含水率 (Q_s)	经验参数 α /cm^{-1}	曲线形状参数 n	饱和渗透系数 /$cm\cdot d^{-1}$	孔隙连通性系数(l)
砂质黏土	0.1	0.38	0.027	1.23	1 051.2	0.5

$$\frac{\partial(\theta c)}{\partial t}+\rho\frac{\partial S}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial t}\left[\theta D(\theta,q)\frac{\partial c}{\partial z}-qc\right]-\varphi(z,t) \tag{9}$$

式中，c 为溶质液相浓度，$g\cdot m^{-3}$；S 为土壤对溶质的吸附量，$g\cdot g^{-1}$；D 为弥散系数，$m^2\cdot a^{-1}$，设定为包气带厚度的 1/10[15]；q 为达西流速，$m\cdot a^{-1}$；$\varphi(z,t)$ 为源汇项，$g\cdot(m^3\cdot a)^{-1}$.

污染物为六价铬和镍，基于保守原则仅考虑包气带土壤对污染物的吸附作用. 根据相关研究[19, 20]，土壤对重金属的吸附符合线性吸附，即 $S=K_d\times c$，因此采用线性吸附-对流弥散方程计算污染物在包气带的溶质运移过程，其公式如式(10)～(11)：

$$R\frac{\partial c}{\partial t}=D\frac{\partial^2 c}{\partial x^2}-v\frac{\partial c}{\partial x} \tag{10}$$

$$R=1+\frac{\rho\times K_d}{\theta_w} \tag{11}$$

式中，R 为阻滞因子，无量纲；v 为孔隙水流速，$m\cdot a^{-1}$；其他符号同前.

对于土壤剖面的初始浓度，将污染源处(S10 点位)六价铬和镍的土壤浓度转化为淋溶液浓度后代入模型进行计算(见表 3). 在包气带剖面中设置 3 个观测点，分别为污染源(1.0 m)、污染底部(4.5 m)以及潜水面(5.0 m)，以观测污染物浓度的变化规律.

表 3　初始时刻土壤中污染物含量

Table 3　Concentration of pollutants in the soil at the initial time

深度/m	六价铬		镍	
	c_s/mg·kg^{-1}	c_w/mg·L^{-1}	c_s/mg·kg^{-1}	c_w/mg·L^{-1}
0.5	30	1.56	110.6	1.69
1.0	5 850	318.35	6 645	101.79
1.5	3 130	170.33	5 450	83.48
2.0	2 570	139.86	2 210	33.85
2.5	754	41.03	3 850	58.98
3.0	1 815	98.77	1 723	26.39
3.5	683.9	37.22	856	13.11
4.5	135	7.35	56.2	0.86
5.0	未检出	0	4.8	0.07

1.2.2.3　包气带污染物的折减系数方程

在污染物初始浓度 c_0 给定的前提下，由 Hydrus-1D 模型计算污染物到达潜水面时的浓度 c_i，从而推导污染物在包气带的折减系数[17]，其公式如式(12)：

$$AF=\frac{c_0}{c_i} \tag{12}$$

式中，AF 为污染物在包气带的折减系数，无量纲；c_0 为污染物在土壤淋溶液中的初始浓度，$mg\cdot L^{-1}$；c_i 为污染物到达潜水面时的浓度，$mg\cdot L^{-1}$.

1.2.3　污染物在地下水的稀释

仅考虑污染物在地下水中的稀释作用，采用地下水稀释模型进行预测[5]，其公式如式(13)～(14)：

$$DF=1+\frac{K\times i\times\delta_{gw}}{I\times W_{gw}} \tag{13}$$

$$\delta_{gw}=(0.0112\times W_{gw}^2)^{0.5}+d_a\left[1-e^{(-W_{gw}\times I)/(K\times i\times d_a)}\right] \tag{14}$$

式中，DF 为地下水稀释系数，无量纲；K 为水力传导系数，$m\cdot d^{-1}$；i 为水力梯度，无量纲；δ_{gw} 为混合层厚度，m；W_{gw} 为污染源宽度，m；I 为土壤中水的渗透量，$m\cdot a^{-1}$；d_a 为含水层厚度，m.

K、i 和 I 根据饱和带土工样品的平均值确定，取值分别为 0.584 $m\cdot d^{-1}$、0.012 和 8.22×10^{-4} $m\cdot a^{-1}$. W_{gw} 和 d_a 根据研究区的污染特征和水文地质情况确定，取值分别为 60 m 和 2.0 m.

1.3　基于保护地下水的土壤风险控制值计算方程

1.3.1　土壤-水分配耦合地下水稀释模型

采用土壤-水分配耦合地下水稀释模型，假定污染物经过一段时间后全部进入地下水，其计算公式如式(15)：

$$c_{RSL(1)}=DF\times MCL\times K_{sw} \tag{15}$$

式中，$c_{RSL(1)}$ 为根据土壤-水分配耦合地下水稀释模型推导的基于保护地下水的土壤风险控制值，$mg\cdot kg^{-1}$；MCL 为污染物的地下水质量标准，$mg\cdot L^{-1}$，本研究六价铬和镍的地下水质量标准参考《地下水质量标准》(GB/T 14848-2017)Ⅳ类标准限值[21]，取值均为 0.1 $mg\cdot L^{-1}$.

1.3.2　Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型

根据 Hydrus-1D 模型耦合地下水稀释模型推导基于保护地下水的土壤风险控制值的计算公式如式(16)：

$$c_{RSL(2)}=AF\times DF\times MCL\times K_{sw} \tag{16}$$

式中，$c_{RSL(2)}$ 为根据 Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型推导的基于保护地下水的土壤风险控制值，$mg\cdot kg^{-1}$. 其他符号同前.

2 结果与讨论

2.1 土壤-水分配耦合地下水稀释模型计算结果

由表 4 可知,仅考虑污染物在土壤-水分配及与地下水混合稀释时,部分点位土壤六价铬和镍的浓度超过土壤风险控制值,样品超标率较高的污染物为镍,达到 84.44%. 与镍相比,六价铬的土壤风险控制值较为严格,这主要是六价铬的 K_d 取值较低,更容易从土壤颗粒脱附溶解于土壤水分中,进而迁移至地下水.

表 4 土壤-水分配耦合地下水稀释模型推导的土壤风险控制值及土方量

Table 4 Soil risk control value and risk control range based on the soil/water partition equation combined with the groundwater dilution model

污染物	AF	DF	风险控制值/mg·kg^{-1}	样品超标率/%	风险控制土方量/m^3
六价铬	1	2.18	4.2	39.26	4 333
镍	1	2.18	14.2	84.44	44 746

根据表 4 的土壤风险控制值,利用 Earth Volumetric Studio 软件,采用克里金法对污染物浓度进行插值,得到土壤-水分配耦合地下水稀释模型推导的土壤风险控制范围及土方量,见图 3. 从中可知,六价铬的风险控制土方量为4 333 m^3;镍的风险控制土方量为44 746 m^3,风险控制范围不规则地分布在整个研究区域,相当于需要对整个研究区域土壤中的镍进行治理修复,才能确保地下水不受污染.

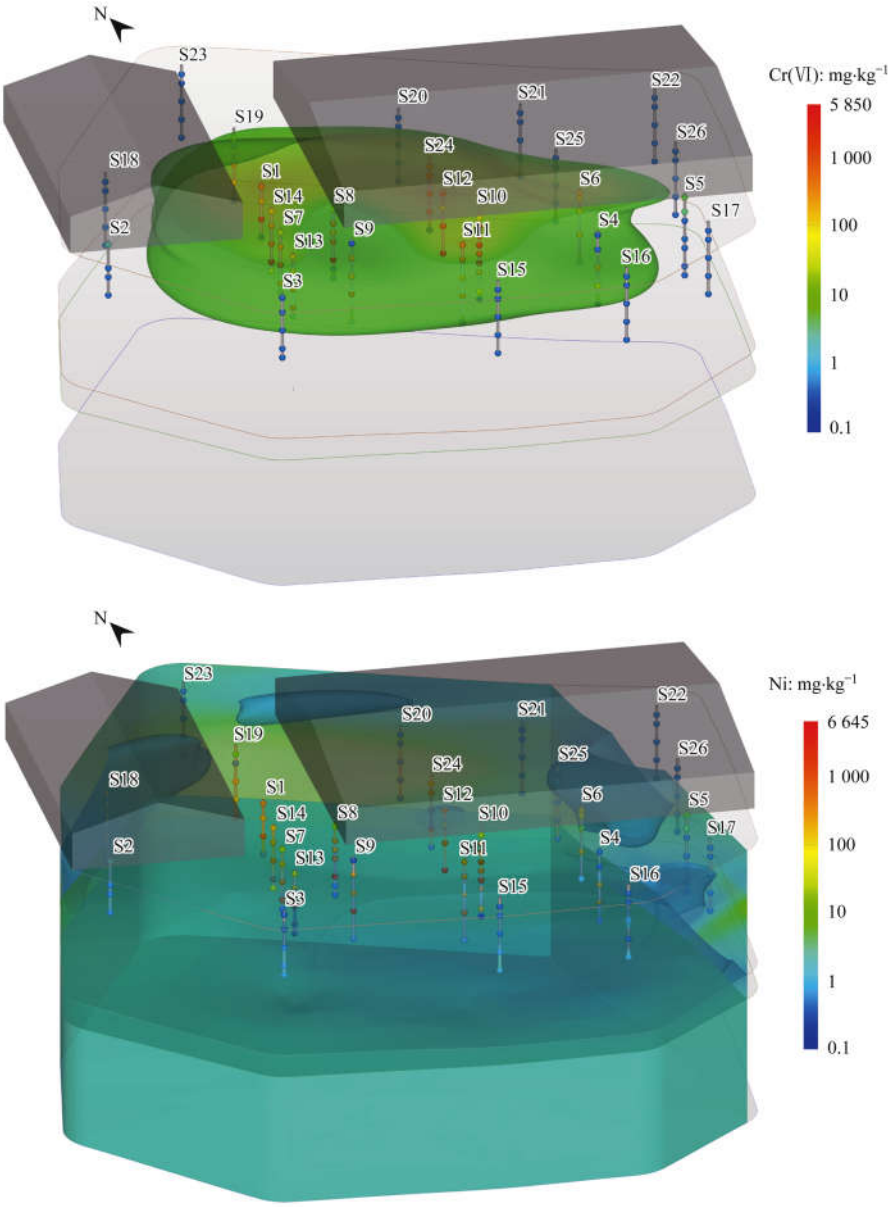

图 3 基于土壤-水分配耦合地下水稀释模型确定的土壤风险控制范围

Fig. 3 Soil risk control range based on the soil/water partition equation combined with the groundwater dilution model

尽管研究区包气带镍的污染严重，但后期调查发现地下水未受到镍的污染，这说明土壤-水分配耦合地下水稀释模型的推导结果可能高估了包气带污染物的淋溶风险，由此确定的土壤风险控制值较为保守.

究其原因，首先土壤-水分配耦合地下水稀释模型忽略了清洁土壤的吸附截留作用. 研究区包气带厚度为 5.0 m，污染土壤与地下水之间存在 0.5 m 的清洁土壤，土壤的吸附作用使土壤对重金属具有一定的环境容量，可使进入地下水的污染物浓度大大降低，而土壤-水分配耦合地下水稀释模型则未考虑土壤的吸附作用，直接将污染物置于潜水面. 其次，本研究污染物的 K_d 取值较为保守. 污染物在不同土壤中的 K_d 差异较大，研究表明[14]六价铬的 K_d 范围为 1.2 ~ 1 800 $L \cdot kg^{-1}$，镍的 K_d 范围为 60 ~ 4 700 $L \cdot kg^{-1}$. 本研究污染物 K_d 是参考了 SSG 中污染物在 pH = 6.8 条件下的参数取值，其中六价铬的 K_d 由 EPA/ORD (Office of Research and Development) 建立的 pH-吸附曲线得到，镍的 K_d 由地球化学形态分析模型(Minteq2)得到，两者均以美国地下岩石-土壤特性为基础[5]. 乔雄彪[22]通过对国内 13 种典型土壤的静态吸附实验结果发现，南方红壤中六价铬的 K_d 高于本研究的取值. 由此建议修复方案编制阶段，可通过淋溶实验确定六价铬和镍 K_d 参数，进一步确定其修复目标值，以降低计算结果的不确定性.

2.2　Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型计算结果

基于 Hydrus-1D 模型模拟得到污染物在不同观测点的浓度随时间变化曲线(见图 4). 总体上看，污染源(1.0 m)处污染物浓度随时间的增大而降低，污染底部(4.5 m)及潜水面(5.0 m)处污染物浓度随时间增大而增大，但浓度增加速率逐渐减小. 这是由于污染物向下迁移，污染底部及潜水面污染物浓度增大，土壤对污染物的吸附率不断减小，当土壤吸附量达到最大时，无法被吸附的污染物则会继续向下迁移，包气带中污染物的浓度将达到平衡，这与姚娜等[23]的研究结果较为类似. 由于六价铬的 K_d 比镍小，迁移速率较快，不同观测点处六价铬的浓度变化速率明显大于镍，地下水六价铬浓度在第 679 d 超过地下水质量Ⅳ类标准限值，而镍则需要在第 914 d.

根据图 4 计算六价铬和镍在包气带的折减系数，从而得到土壤风险控制值，见表 5. 从中可知，在考虑包气带吸附作用下，与土壤-水分配耦合地下水稀释模型的计算结果相比，土壤风险控制值大幅提高，六价铬的风险控制值提高了 10 倍，镍的风险控制值提高近 45 倍，土壤点位六价铬和镍的样品超标率均大幅降低.

根据表 5 的风险控制值，得到整个研究区土壤风险控制范围和风险控制土方量，见图 5. 从中可见，六价铬和镍的风险控制土方量相比土壤-水分配耦合地下水稀释模型的计算结果大幅缩减，六价铬的风险控制土方量为2 529 m^3，减少1 804 m^3，镍的风险控制土方量为 156 m^3，减少44 590 m^3.

2.3　与已有标准的对比分析

由表 6 可见，EPA 及美国部分州基于保护地下水的土壤筛选值基本都是确保地下水不受土壤污染物淋溶作用的影响，在推导过程不考虑包气带的吸附作用. EPA 及美国部分州在制定标准时，由于关键参数K_d和DF不同，同一种污染物基于保护地下

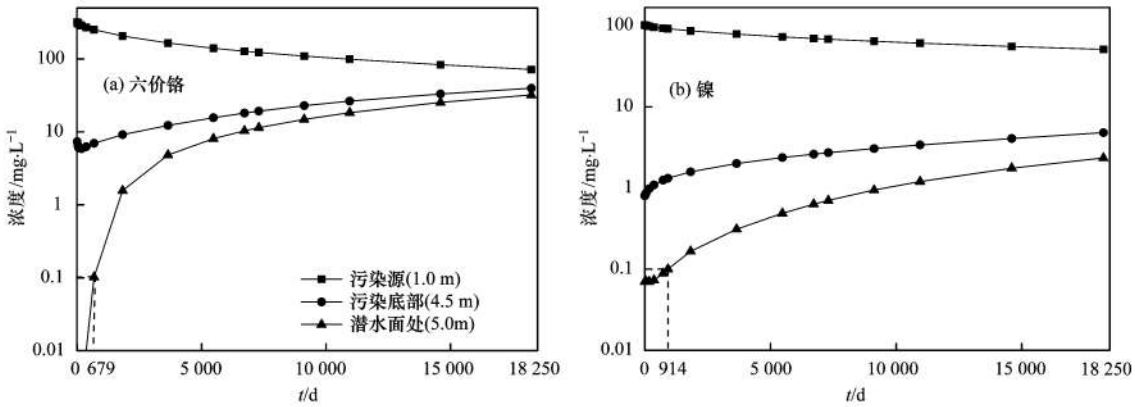

图 4　不同观测点处六价铬和镍的浓度随时间变化曲线

Fig. 4　Changes in chromium (Ⅵ) and nickel concentrations with time in different points

表 5　Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型推导的土壤风险控制值及土方量

Table 5　Soil risk control value and risk control range based on the combined Hydrus-1D and groundwater dilution model

污染物	AF	DF	风险控制值/$mg \cdot kg^{-1}$	样品超标率/%	风险控制土方量/m^3
六价铬	9.9	2.18	41.6	33.33	2 529
镍	43.5	2.18	619.1	8.88	156

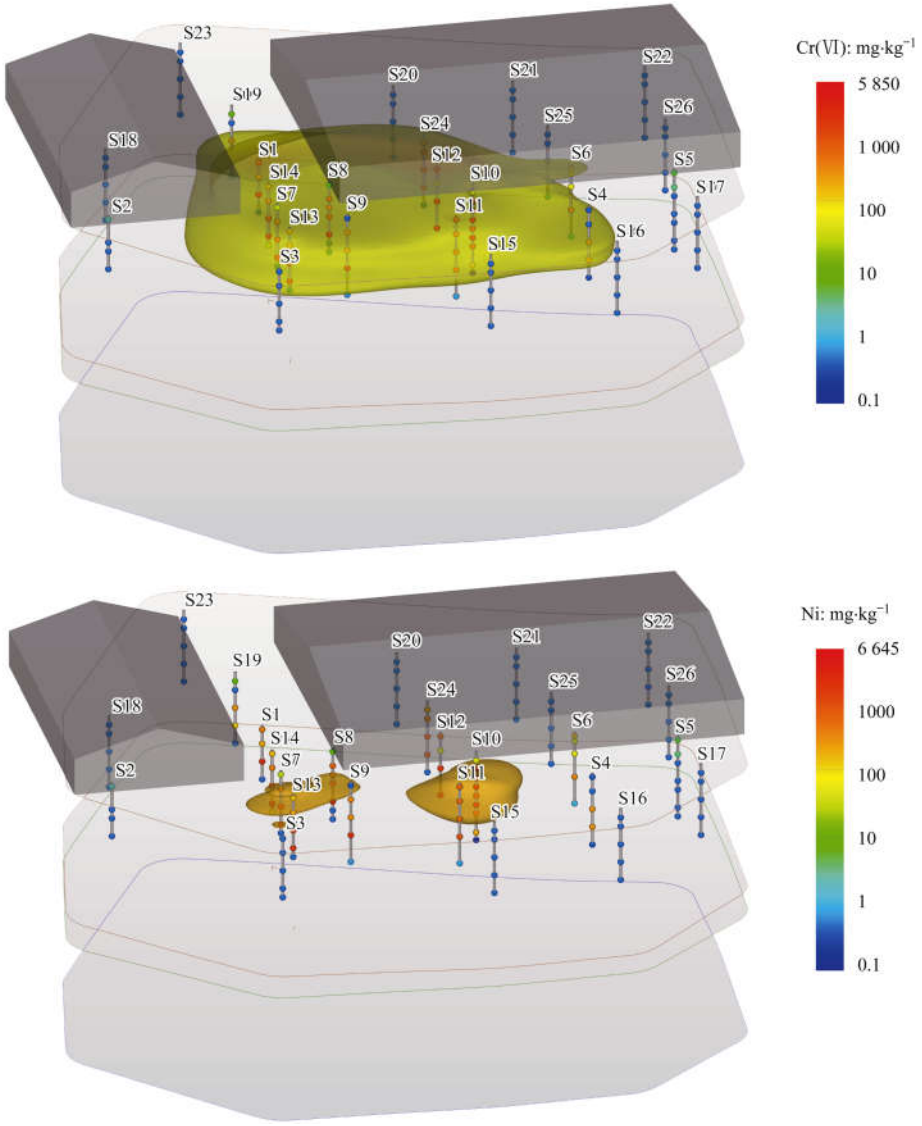

图 5 基于 Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型推导的土壤风险控制范围

Fig. 5 Soil risk control range based on the combined Hydrus-1D and groundwater dilution model

表 6 研究结果与 EPA 及美国部分州相关标准对比

Table 6 Comparison between the results of this study and relevant standards reported by the EPA and some US states

国家	项目	六价铬 目标值 /mg·kg⁻¹	六价铬 K_d /L·kg⁻¹	六价铬 MCL /mg·L⁻¹	镍 目标值 /mg·kg⁻¹	镍 K_d /L·kg⁻¹	镍 MCL /mg·L⁻¹	DF
美国	SSL[24]	2	19	0.1	7	65	0.1	1
		38	19	0.1	130	65	0.1	20
	马里兰州[25]保护地下水的土壤修复标准	42	19	0.1	—1)	65	0.073	20
	佛罗里达州[26]清理目标水平	38	19	0.1	130	65	0.1	20
	纽约州[27]土壤清洁目标值	19	—	0.1	130	—	0.1	100
	墨西哥州[28]土壤筛选值	2.11	19	0.11	47.7	65	0.73	1
		42	19	0.11	953	65	0.73	20
	密苏里州[29]基于土壤污染物淋溶风险的目标值	0.001 59(砂土)	19	0.003 7	505(砂土)	65	0.313	1
		0.001 6(粉土)	19	0.003 7	505(粉土)	65	0.313	1
		0.001 6(黏土)	19	0.003 7	505(黏土)	65	0.313	1
	内布拉斯加州[30]土壤清洁目标值	38	19	0.1	130	65	0.1	20
土壤-水分配耦合地下水稀释模型		4.2	19	0.1	14.2	65	0.1	2.18
Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型		41.6	19	0.1	619.1	65	0.1	2.18

1)“—”表示文献中没有相关参数

水的土壤筛选值存在差异，其中六价铬的范围在 0.001 59 ~ 42 mg·kg^{-1} 之间，镍的范围在 7 ~ 953 mg·kg^{-1} 之间.

与 EPA 及美国部分的土壤筛选值相比，本研究土壤-水分配耦合地下水稀释模型的计算结果与 SSL(DF = 1)较为相近，这主要是由于关键参数 DF、K_d 和 MCL 较为接近. Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型推导的土壤风险控制值考虑了包气带的吸附作用，六价铬和镍的土壤风险控制值高于 SSL，但仍在合理范围内波动，这表明本研究采用 Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型推导基于保护地下水的土壤风险控制值是合理可靠的.

3　结论

(1) Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型完整考虑了包气带吸附作用，更能反映研究区的客观情况. 与土壤-水分配耦合地下水稀释模型的计算值相比，六价铬的土壤风险控制值提高了 10 倍，风险控制土方量减少1 804 m^3；镍的土壤风险控制值提高了近 45 倍，风险控制土方量减少44 590 m^3.

(2) 土壤-水分配耦合地下水稀释模型推导的土壤风险控制值与 EPA 及美国部分州的筛选值较为相近，Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型推导的土壤风险控制值高于 SSL，但仍在合理范围内波动.

(3) 对于地下水位埋深较浅，水力联系密切的污染场地，当土壤-水分配耦合地下水稀释模型的计算结果过于保守时，可进一步开展水文地质调查，采用 Hydrus-1D 耦合地下水稀释模型推导基于保护地下水的土壤风险控制值.

参考文献：

[1] 姜林，钟茂生，贾晓洋，等. 基于地下水暴露途径的健康风险评价及修复案例研究[J]. 环境科学，2012，**33**(10)：3329-3335.
Jiang L, Zhong M S, Jia X Y, *et al*. Case study on groundwater health risk assessment and remediation strategy based on exposure pathway[J]. Environmental Science, 2012, **33**(10): 3329-3335.

[2] 姜林，钟茂生，梁竞，等. 层次化健康风险评估方法在苯污染场地的应用及效益评估[J]. 环境科学，2013，**34**(3)：1034-1043.
Jiang L, Zhong M S, Liang J, *et al*. Application and benefit evaluation of tiered health risk assessment approach on site contaminated by benzene[J]. Environmental Science, 2013, **34**(3): 1034-1043.

[3] 李春平，吴骏，罗飞，等. 某有机化工污染场地土壤与地下水风险评估[J]. 土壤，2013，**45**(5)：933-939.
Li C P, Wu J, Luo F, *et al*. Risk assessment of soil and groundwater for an organic chemical contaminated site[J]. Soils, 2013, **45**(5): 933-939.

[4] 周启星，滕涌. 不同土地利用类型污染土壤修复基准推导方法与标准值分析[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版)，2015，**41**(1)：89-100.
Zhou Q X, Teng Y. Derivation methods of remediation criteria for contaminated soils under different land uses and analysis of their standard values[J]. Journal of Zhejiang University (Agriculture and Life Sciences), 2015, **41**(1): 89-100.

[5] US EPA. Soil screening guidance: technical background document[R]. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 1996. 32-80.

[6] Canadian Council of Ministers of the Environment. Guidance manual for developing site-specific soil quality remediation objectives for contaminated sites in Canada[R]. Canada: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1996. 30-31.

[7] Remedial targets methodology: hydrogeological risk assessment for land contamination[R]. London: United Kingdom Environment Agency, 2006. 40-41.

[8] HJ 25.3-2014，污染场地风险评估技术导则[S].

[9] Baciocchi R, Berardi S, Verginelli I. Human health risk assessment: models for predicting the effective exposure duration of on-site receptors exposed to contaminated groundwater[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, **181**(1-3): 226-233.

[10] Verginelli I, Baciocchi R. Role of natural attenuation in modeling the leaching of contaminants in the risk analysis framework[J]. Journal of Environmental Management, 2013, **114**: 395-403.

[11] 钟茂生，姜林，姚珏君，等. 修复达标土壤回填对地下水环境影响的层次化评估方法应用研究[J]. 环境科学，2013，**34**(3)：907-913.
Zhong M S, Jiang L, Yao J J, *et al*. Application of tiered approach to assess the impact of backfilling remediated soil on groundwater[J]. Environmental Science, 2013, **34**(3): 907-913.

[12] 朱菲菲，侯红，赵龙，等. 以保护地下水为目标的 Ag 土壤环境基准推导案例[J]. 环境科学研究，2014，**27**(12)：1556-1563.
Zhu F F, Hou H, Zhao Long, *et al*. Derivation of groundwater protection-based soil environmental criteria for silver: a case study[J]. Research of Environmental Sciences, 2014, **27**(12): 1556-1563.

[13] 蒋世杰，翟远征，王金生，等. 基于保护地下水的土壤修复目标层次化制订方法[J]. 环境科学研究，2016，**29**(2)：279-289.
Jiang S J, Zhai Y Z, Wang J S, *et al*. A tiered approach to calculating soil remediation targets based on groundwater protection[J]. Research of Environmental Sciences, 2016, **29**(2): 279-289.

[14] US EPA. Soil screening guidance: technical background document (Part 5: Chemical-Specific Parameters)[R]. Washington, DC: EPA, 1996. 158-159.

[15] CSIRO Land and Water. The HYDRUS-1D softwarepackage for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media: tutorial[R]. Adelaide: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization Land and Water, 2018. 9-22.

[16] Ngoc M N, Dultz S, Kasbohm J. Simulation of retention and transport of copper, lead and zinc in a paddy soil of the Red River Delta, Vietnam[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2009, **129**(1-3): 8-16.

[17] 杨洋，李娟，李鸣晓，等. Hydrus-1D 软件在地下水污染源强定量评价中的应用[J]. 环境工程学报，2014，**8**(12)：5293-5298.
Yang Y, Li J, Li M X, *et al*. Application of Hydrus-1D model in

quantitative assessment of groundwater pollution resource intensity [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, **8** (12): 5293-5298.

[18] 李玮, 何江涛, 刘丽雅, 等. Hydrus-1D 软件在地下水污染风险评价中的应用[J]. 中国环境科学, 2013, **33**(4): 639-647.
Li W, He J T, Liu L Y, *et al*. Application of Hydrus-1D software in groundwater contamination risk assessment[J]. China Environmental Science, 2013, **33**(4): 639-647.

[19] 傅臣家, 刘洪禄, 吴文勇, 等. 六价铬在土壤中吸持和迁移的试验研究[J]. 灌溉排水学报, 2008, **27**(2): 9-13, 42.
Fu C J, Liu H L, Wu W Y, *et al*. Experiments and modeling of Cr(Ⅵ) adsorption and transport in soils[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2008, **27**(2): 9-13, 42.

[20] 王鑫, 陈辉, 李述贤, 等. 棕壤对六价铬吸附行为研究[J]. 环境科学与技术, 2017, **40**(S1): 105-109.
Wang X, Chen H, Li S X, *et al*. Study on hexavalent chromium adsorption behavior in brown soil[J]. Environmental Science & Technology, 2017, **40**(S1): 105-109.

[21] GB/T 14848-2017, 地下水质量标准[S].

[22] 乔雄彪. 基于保护地下水的 Cr(Ⅵ)土壤筛选值计算方法研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2018. 22-41.
Qiao X B. Study on calculation method of soil screening levels about Cr(Ⅵ) for the protection of groundwater in typical soils [D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2018. 22-41.

[23] 姚娜, 侯红, 王林权, 等. 2 种典型土壤中外源 Ag^+ 的吸附行为及形态转化研究[J]. 环境科学, 2010, **31**(4): 1085-1091.
Yao N, Hou H, Wang L Q, *et al*. Adsorption behavior and speciation transformation of Ag^+ in phaeozem and red soil[J]. Environmental Science, 2010, **31**(4): 1085-1091.

[24] US EPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites[R]. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 2002. 1-106.

[25] State of Maryland Department of the Environment. Cleanup standards for soil and groundwater[R]. Baltimore: Maryland Department of the Environment, 2008. 1-110.

[26] Center for Environmental & Human Toxicology University of Florida. Technical report: development of cleanup target levels (CTLs) for chapter 62-777, FAC (Feb. 2005)[EB/OL]. https://floridadep. gov/waste/district-business-support/documents/technical-report-development-cleanup-target-levels-ctls, 2018-12-11.

[27] NYSDEC. New York State brownfield cleanup program: development of soil cleanup objectives technical support document [R]. New York: New York State Department of Environmental Conservation and New York State Department of Health, 2006. 1-363.

[28] NMED. Technical background document for development of soil screening levels revision 5.0[R]. Albuquerque: New Mexico Environment Department, 2009. 33-47.

[29] MDNR. Missouri risk-based corrective action technical guidance: on site groundwater investigation report[R]. Jefferson: Missouri Department of Natural Resources, 2006.

[30] NDEQ. Nebraska Voluntary Cleanup Program Guidance [R]. Lincoln: Nebraska Department of Environmental Quality, 2006.

HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 12
Environmental Science (monthly) Dec. 15, 2019

CONTENTS