

固体废物处理厂地下水污染预测及控制模拟

陈方园, 陈颢明, 段晓芳, 许萍萍, 赵言文

(南京农业大学 资源与环境科学学院, 江苏 南京 210095)

摘要: [目的] 以江苏省镇江市新区大港片区某固体废物处理厂为研究对象, 对地下水污染情况进行模拟研究, 为同类建设项目及企业的地下水污染预测和防治提供参考。[方法] 通过系统分析该固体废物处理厂野外水位和水质观测数据以及水文地质条件等资料, 利用 Visual Modflow 软件构建了地下水水流和溶质运移模型。[结果] 对厂区污水处理站防渗破损后特征污染物 COD_{Mn} 和氨氮运移情况以及地表硬化污染控制措施对污染物的阻隔效果进行预测评价, 数值模拟预测污染物的影响范围、超标范围和最大运移距离。预测时间 20 a 后, 污染物影响范围最大, 运移距离最远, 且 COD_{Mn} 影响范围较氨氮大, 运移距离较远; 地表硬化后, 20 a 后污染羽未超出评价范围。[结论] 污染物主要沿水流方向迁移, 对水环境的影响随时间逐渐增大, 污染物浓度随着迁移距离的增加而减小, 不同污染物在地下水含水层中的溶质运移范围和迁移距离不同。地表硬化措施能有效控制污染物扩散。

关键词: Visual Modflow; 废物处理厂; 地下水; 运移模拟; 预测; 污染控制

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2018)04-0187-08

中图分类号: X523

文献参数: 陈方园, 陈颢明, 段晓芳, 等. 固体废物处理厂地下水污染预测及控制模拟[J]. 水土保持通报, 2018, 38(4):187-194. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2018.04.031. Chen Fangyuan, Chen Haoming, Duan Xiaofang, et al. Simulation on contamination forecast and control of groundwater in a solid waste treatment plant[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2018, 38(4):187-194.

Simulation on Contamination Forecast and Control of Groundwater in a Solid Waste Treatment Plant

CHEN Fangyuan, CHEN Haoming, DUAN Xiaofang, XU Pingping, ZHAO Yanwen

(College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing, Jiangsu 210095, China)

Abstract: [Objective] Taking a solid waste treatment plant in Dagang Area of Zhenjiang New Area in Jiangsu Province as the research object, the groundwater pollution was simulated to provide a reference for the prediction and control of groundwater pollution of similar construction projects and enterprises. [Methods] By systematically analyzing field water level, water quality observation data and hydrogeological conditions of the solid waste treatment plant, the groundwater flow and solute transport model were established by Visual Modflow software. [Results] We simulated the migrations of COD_{Mn} and $\text{NH}_3\text{-N}$ characteristic pollutants after seepage damage of the factory sewage treatment station, predicted the barrier effect of surface hardening pollution control measures on pollutants, and predicted the pollutant influenced range, over standard range and maximal migration distance by numerical simulation. It was predicted that after 20 years, the pollutant would have the largest influence range and the farthest migration distance, and the influence range of COD_{Mn} would be larger than that of $\text{NH}_3\text{-N}$, and the migration distance be more than that of $\text{NH}_3\text{-N}$. After the surface hardening, the pollution feather would not exceed the scope of this assessment. [Conclusion] The pollutants mainly migrate in the direction of water flow, the impact on water environment increases with time, the pollutant concentration decreases with the increase of migration distance. Different contaminants have different solute transport ranges and migration distances in groundwater aquifers. And surface hardening measures can effectively control the spread of pollutants.

收稿日期: 2018-01-26

修回日期: 2018-03-13

资助项目: 江苏省水利科技项目“江苏省水土保持规划专题研究”(2012031)

第一作者: 陈方园(1992—), 女(汉族), 安徽省安庆市人, 硕士研究生, 研究方向为水土保持、环境规划与评价。E-mail: 1042727897@qq.com.

通讯作者: 赵言文(1965—), 男(汉族), 江苏省徐州市人, 教授, 博士生导师, 主要从事水土保持、环境生态学、环境影响评价研究。E-mail: ywzhao@njau.edu.cn.

Keywords: Visual Modflow; waste treatment plant; groundwater; transport simulation; forecast; contamination control

近些年来,伴随着人口数量的持续增长,经济发展幅度加快,导致农村和城市固体废物的排放量不断增加,且其成份复杂多样,对环境的危害日益严重。固体废物在地上堆积或简单填埋,经过一段时间的雨水浸淋和废物自身的分解,将会产生渗滤液,其化学成分复杂,对周边地区的地表及地下水系造成污染^[1]。由于地下水污染具有隐蔽性和持久性的特点,加之地下水环境系统的复杂性与多变性,一旦被污染,所造成的环境和生态破坏,往往在长时间内都难以逆转。因此对地下水污染的迁移规律进行定量分析,有助于加强固废处理厂污染物的监测和管理。近十余年来,随着各国学者对数值计算理论的深入研究,数值模拟逐渐取代传统的地下水模拟技术,成为地下水资源评价的主要手段^[2]。FEFLOW 和 GMS 以及 Visual Modflow 等是当今流行的专业地下水数值模拟软件^[3]。Visual Modflow 由于具备强大的可视化与模拟功能,成为被各国同行一致认可的三维地下水流和溶质运移模拟评价软件^[4]。国内外已有不少学者通过 Visual Modflow 软件来研究地下水污染问题。例如国外学者 Rajamanickam 等^[5]利用 Visual Modflow 对印度阿马拉瓦蒂河流域地下水中 TDS 的迁移进行了模拟分析。马志飞等^[6]以某危险废物填埋场为研究对象,研究了地下水中六价铬的迁移过程。马从安等^[7]利用 Visual Modflow 对某露天矿地下水的水质点示踪和三维污染羽进行了模拟,张韵等^[8]对长寿经济开发区地下水中污染物的迁移趋势和环境影响进行预测评价。对于预测具有污染源的地下水污染趋势及污染控制措施等内容的研究有待加强,尤其是国内一些污染场地,如废物处理场的污染控制模拟研究仍然处于起步阶段,因此急需加强此方面的研究工作。为此,本研究将镇江新区大港片区某固体废物处理厂作为研究对象,正常工况下,项目采取严格的防渗措施,一般污水不会渗漏和进入地下水污染地下水环境,本次主要对事故条件下地下水环境影响进行预测与评价。本项目废水中的高锰酸盐指数 COD_{Mn} 和氨氮百分含量较高,我们假设 COD_{Mn} 和氨氮是主要污染源,容易造成地下水污染,在对厂区进行现场勘察和资料收集的基础上,运用 Visual Modflow 软件对非正常工况下废水发生泄漏后,废水中的 COD_{Mn} 和氨氮在地下水中的运移过程进行模拟,并预测地表硬化污染控制措施对污染物运移产生的影响,以期同类建设项目及企业的地下水污染预测和防治提供参考。

1 研究区概况

1.1 水文地质概况

研究区位于江苏省镇江新区大港片区内,北滨长江,属亚热带季风气候,区内多年平均气温 $15.4\text{ }^{\circ}\text{C}$,多年平均降雨量为 $1\ 082.7\text{ mm}$,降雨量集中在 7—9 月,年内分配不均。研究区地势西高东低,南高北低。地形较平坦,属丘陵地貌。研究区地层主要为第四系素填土、粉质黏土、强风化白云岩。区内地下水赋存类型主要为第四系松散岩类孔隙水、碳酸盐岩类裂隙岩溶水,其主要补给源为大气降水垂直补给、侧向渗流补给,主要排泄方式为人工开采、植物蒸腾、地表径流和蒸发。潜水是埋藏于地表以下第一个稳定隔水层上的地下水,通常埋藏较浅但易受污染,本文研究重点为潜水含水层,场地潜水稳定地下水位埋深 $0.40\sim 3.55\text{ m}$,水位标高 $13.1\sim 16.0\text{ m}$ (1985 国家高程基准)。地下水位受季节性变化明显,丰水期地下水位上升,枯水期地下水位下降,根据区域水文地质资料,场地丰水期潜水最高水位一般埋深 0.5 m ,上层滞水年最高水位埋深约 1.5 m 。该区段第四系地下水径流受地形影响明显,水力坡度较小,大约为 0.015% ,地下水流动缓慢,平均流速为 $1.08\times 10^{-4}\text{ m/d}$,地下水大致由西向东流。

1.2 厂区概况

本固体废物处理厂位于镇江市新区大港片区内,距镇江市中心约 20 km ,总占地面积约 $5.8\times 10^4\text{ m}^2$ 。固体废物周转箱运到处理厂后,首先卸到固体废物暂存库中,然后进入各处理系统进行处理。 1.0 m 高的墙裙和贮存场地地面均进行了防渗处理以及防雨措施,地面排水性能良好,产生的废水通过暗沟、管道直接排入厂区污水处理站,经检测合格后排放至新区污水处理厂污水管网。根据厂区平面布置图,3 个危废暂存库布设于厂区南侧,污水处理站位于厂区东侧围墙边,靠近东大门。项目周边均为园区工业企业及荒地,周边 1 km 范围内无住户。园区内没有与地下水相关的水源保护区和其他资源保护区。厂区地下水化学类型主要为 $SO_4\cdot Cl-Ca$ 型。根据地下水水质检测报告,研究区地下水水质指标均能满足《地下水质量标准(GB/T14848-93)》Ⅲ类标准。

2 模型建立

2.1 水文地质概念模型

2.1.1 研究区含水层结构概化 研究区存在两层含

水层系统,分别为上层的素填土潜水含水层系统和下部的白云岩承压含水层系统,两个含水层被厚 5.8~14.2 m 的粉质黏土相对隔水层所隔离。上部潜水对下部承压水的补给量相对较少,因此,在此次模拟中,不考虑因上层潜水含水层垂向渗漏对下部承压水的补给造成的损失量,承压含水层地下水水质较好,埋深 12~20 m,该层水不易受到污染,因此本文主要考虑第四系松散岩类孔隙潜水。大气降水入渗补给、侧向渗流补给及潜水蒸发排泄等垂向水量交换均在该潜水面上进行,在潜水含水层底部分布较为连续且完整的粉质黏土,将其概化为潜水含水层隔水底板。受观测资料的限制及研究区地下水水位多年动态变化相对稳定(多年水位变化 1~3 m),换句话说,地下水系统的输入和输出项不随时间或空间的变化而改变,因此可将地下水近似看成稳定流。研究区地下水流动主要是水平运动,并辅以垂向运动,一般来说,在松散岩类孔隙含水层中,地下水流动较慢,流速在 x, y, z

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(K \frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K \frac{\partial h}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(K \frac{\partial h}{\partial z}\right) + W = 0 \quad [(x, y, z) \in \Omega, \quad t > 0]$$

$$\text{初始条件: } h(x, y, z, t) = h_0(x, y, z) \quad [(x, y, z) \in \Omega, \quad t = 0]$$

$$\text{边界条件: } h(x, y, z, t)|_{\Gamma_1} = h(x, y, z, t) \quad [(x, y, z) \in \Gamma_1, \quad t \geq 0]$$

式中: μ_s ——含水介质的贮水率(L/m); h ——水位标高(m); K ——渗透系数(m/d); t ——时间(d); W ——源汇项(m^3/d); $h_0(x, y, z)$ ——初始水位(m); Ω ——模型模拟区; Γ_1 ——一类边界; $h(x, y, z, t)$ ——一类边界上的已知水位函数。

在水文地质概念模型建立的基础上,利用 Visual Modflow 建立地下水数值模型。评价区的范围为建设项目所在位置及周边 50~100 m 的区域,面积约 $3.08 \times 10^5 \text{ m}^2$,先将研究区进行剖分,采用 $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$ 的矩形网格对整个区域模型进行剖分,共计剖分为 40 行 \times 40 列,1 600 个单元格。并对敏感地区的模型网格进行加密处理。模型为稳定流,以 2016 年 1 月 1 日作为模拟的起始时间,2026 年 1 月 1 日为模拟的终止时间。选取 2016 年 1 月监测的水位作为初始流场,模型模拟时间为 3 650 d。

水文地质参数在地下水数值模拟中相当重要,其正确性与合理性将直接影响地下水模型的准确性及可信度。模型输入的水文地质参数包括含水层的渗

$$R\theta \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j}\right) - \frac{\partial}{\partial x_i}(\theta V_i C) - WC_s - WC - \lambda_1 \theta C - \lambda_2 \rho_b \bar{C}$$

$$\text{初始条件: } C(x, y, z, t) = C_0(x, y, z) \quad [(x, y, z) \in \Omega_1, \quad t = 0]$$

$$\text{定解条件: } C(x, y, z, t)|_{\Gamma_1} = C(x, y, z, t) \quad [(x, y, z) \in \Gamma_1, \quad t \geq 0]$$

式中: R ——迟滞系数(无量纲); ρ_b ——介质密度(kg/dm^3); θ ——介质孔隙度(无量纲); c ——组分

三个方向上均有分量,可以概化成空间三维流。水文地质参数随空间的变化而变化,体现了系统的非均质性,但方向性并不明显。因此,可将本次模型区地下水系统概化为非均质、各向同性的三维稳定潜水地下水流动场。

2.1.2 研究区边界条件概化 考虑到模拟范围不是一个完整的水文地质单元,研究区内的浅层孔隙含水岩组在水平方向上与区外含水层水力联系较密切,因此模型四周可以处理成通用水头边界,利用达西断面法确定边界流量。在垂向上,浅层含水层自由水面作为系统的上边界,潜水通过该边界与系统外界进行大气降水入渗补给、蒸发排泄等垂向交换。依据区内钻孔资料,浅层含水层大多集中在埋深 0.40~3.55 m,其下为粉色黏土层,为相对隔水层。因此,将下边界概化为隔水边界。

2.2 水流模型建立

水流模型的数学模型为^[9]:

透系数(K)、给水度(S_y)、有效孔隙度(Eff. Por)、总孔隙度(Tot. Por)等。对于潜水含水层,模型用给水度确定储存量。有效孔隙度是水流实际流过的孔隙,总孔隙度是岩石或土壤的空隙百分比^[10]。由于项目区域钻孔揭露的岩层分布较连续稳定,同时参照项目区水文地质图,项目区属同一含水层类型,因此本次模拟未对模拟区含水层渗透系数进行分区,参照本项目工程地质勘察报告成果,1:175 万区域水文地质图及地下水导则中的经验值,含水层渗透系数取初始值为 $3.00 \times 10^{-4} \text{ m/d}$ 。根据厂区岩土工程勘察报告提供的孔隙比数据,初步估算得出该区域的土壤总孔隙度为 0.4,相关参数选用经验值并通过模型调试最终确定。

2.3 溶质运移模型

描述污染物在地下水中的迁移,前提是不考虑其在含水层中的交换、吸附以及生物化学反应等作用,同时模拟过程中不考虑温度与水密度变化对水动力场和浓度场的影响。溶质运移的数学模型为^[9]:

的浓度(g/L); \bar{C} ——介质骨架吸附的溶质浓度(g/kg); t ——时间(d); x, y, z ——空间位置坐标(m);

D_{ij} ——水动力弥散系数张量(m^2/d); V_i ——地下水渗流速度张量(m/d); W ——水流的源和汇($1/d$); C_s ——组分的浓度(g/L); λ_1 ——溶解相一级反应速率($1/d$); λ_2 ——吸附相反应速率($1/d$); $C_0(x, y, z)$ ——已知浓度分布; $C(x, y, z, t)$ ——定浓度边界上的浓度分布。

本次溶质运移模型中介质弥散度的确定结合了李国敏等^[11]提出的“空隙介质水动力弥散尺度效应的分形特征及弥散度初步估计”的方法进行估算,同时根据镇江以往的弥散试验进行修订。另外,依据美国环保署(EPA)提出的经验数据:横/纵向弥散度比一般为 0.1^[12]。因此最终确定的溶质运移模型参数为:纵向弥散度为 10 m;横向弥散度为 1.0 m。

对污染物在地下水中的迁移的预测,可利用前面已经建立的地下水流模型的含水层参数特征和源汇项条件来进行模拟,溶质运移模拟的范围和边界位置与水流模型一致,按已知浓度边界来处理边界性质,以厂区污水监测浓度均值输入污染物浓度值。污水中污染物监测结果表明,COD_{Mn}和氨氮为该固体废物处理厂污水中主要污染物,含量较大,所以本次模拟选取 COD_{Mn}和氨氮进行模型的识别和计算。

2.4 模型识别与检验

为了使建立的模型能够更贴切地反映模拟区的水流状态和水文地质条件,达到仿真的实际效果,根据实际监测的水位动态变化数据,对模型进行识别和调试。本文采用试估—校正法,它属于反求参数的间

接方法之一,通过不断试运行数值模型,得到水文地质模型在给定初始水文地质参数和各均衡项条件下的地下水位时空分布,通过拟合同时期的实际流场和监测井的水位过程线,不断调整水文地质参数、边界值和其它均衡项,使建立的模型更加符合实际水文地质条件。首先输入水流模型的各项参数,建立水流模型,在此基础上输入溶质运移模型的各项参数,运行并校正。水流模型选择 WHS 解法,此解法收敛更快、解更稳定^[13]。溶质运移模型中对流项选择隐式 GCG 解法,并选择 MT3DMS 模型运行^[14-16]。模型校正采用实际监测数值,将源汇项全部处理成补给或排泄强度。

选择 2016 年 1 月到 2016 年 12 月的地下水统测资料为模型的识别阶段。模型识别最终确定各参数的取值如表 1 所示。以厂区监测井为例,识别结果如图 1 所示;选取 2017 年 1 月到 2017 年 6 月的地下水统测资料作为模型的检验阶段,进一步验证所建立的数学模型和模型参数的可靠性。从图 1 中的观测水位与计算水位的对比曲线可以看出,水位拟合误差小于 1 m。模型识别和验证结果证明所建立的数值模型是合理的。

表 1 模型校准后的水文地质参数

$K/(m \cdot d^{-1})$	S_y	Eff. Por	Tot. Por	降雨入渗系数
3.00×10^{-4}	0.2	0.2	0.4	0.4

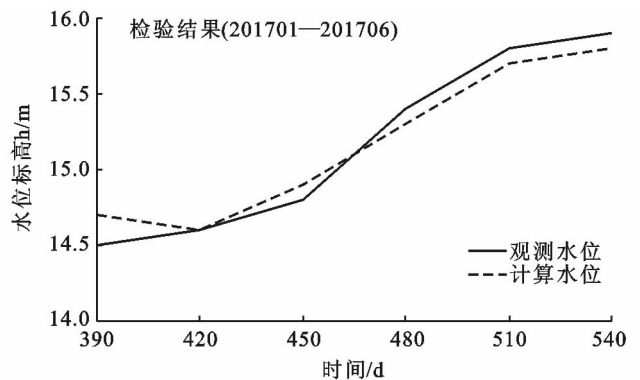
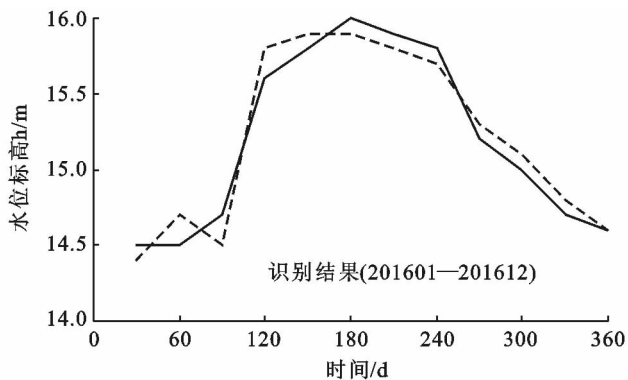


图 1 厂区监测井观测水位与计算水位对比曲线

3 污染物模拟预测及控制措施

3.1 预测情景及污染源强

正常工况下,本项目采取严格的防渗措施,污染物不会下渗污染地下水。本次模拟考虑非正常工况下,污水处理站防渗破损失效从而导致污染物持续污染地下水的情况(见表 2)。污水泄漏后进入地下,首

先在包气带中垂直向下迁移,并进入到含水层中。污染物进入地下水后,以对流作用和弥散作用为主。本次模拟选取特征污染物 COD_{Mn}和氨氮作为模拟预测因子,根据厂区污水中污染物监测结果,浓度值分别约 200, 20 mg/L。这两种污染物均是非保守型污染物,其在地下水中的运移规律非常复杂,除参与地下水的对流、弥散外,还存在各种化学和微生物降解等

作用。根据这两种污染物的理化特征, 出于保守性考虑, 本文在模拟氨氮扩散时, 不考虑吸附作用、化学反应等因素, 重点考虑对流、弥散作用; 在模拟 COD_{Mn} 污染因子时, 考虑其降解的过程并参考经验值设定 COD_{Mn} 的降解系数为 0.01。假设污染源为点源连续注入, 即污染物不断进入到含水层。

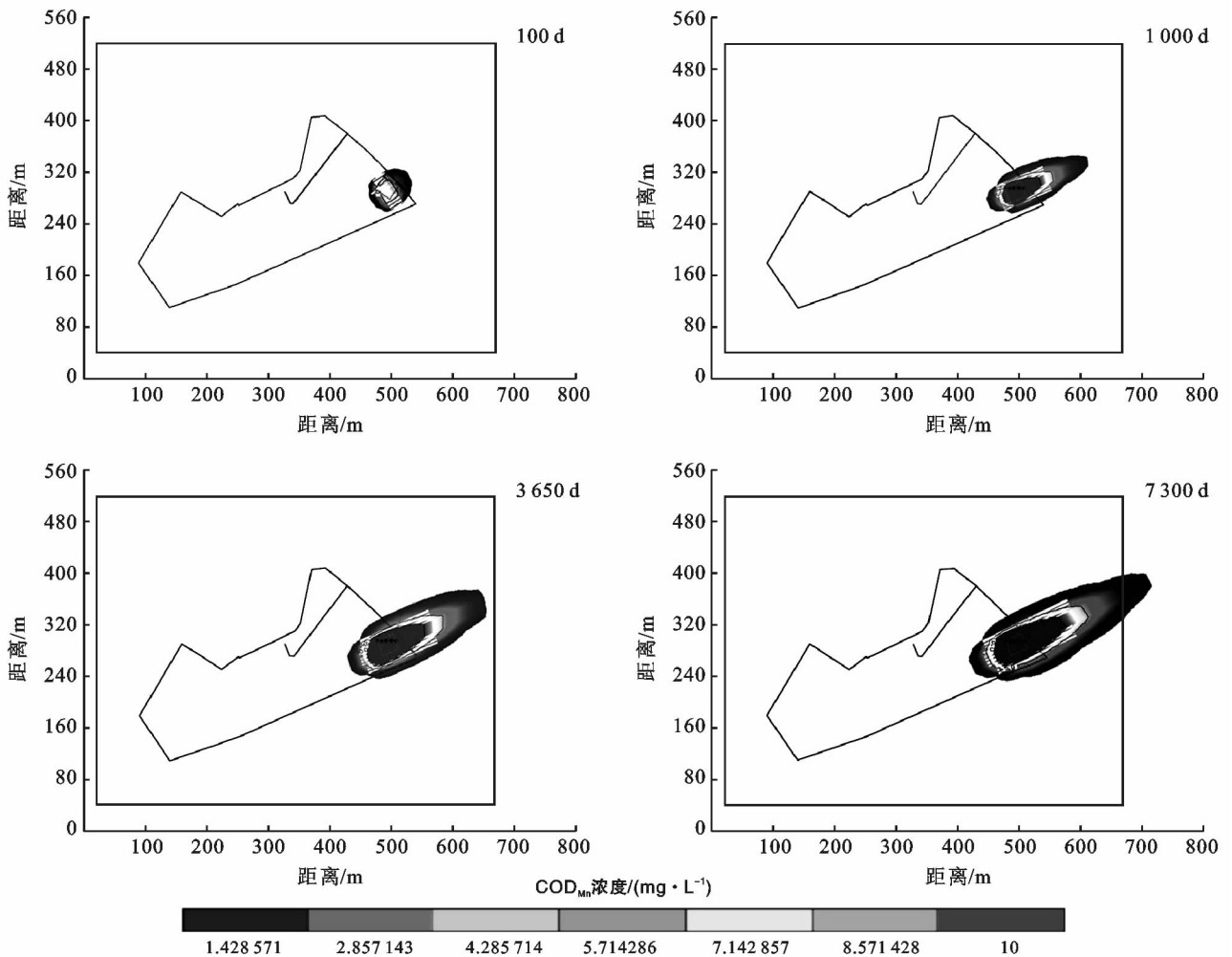
表 2 厂区内非正常工况下污染物源强统计

项目	COD_{Mn}	氨氮
废水量/($L \cdot d^{-1}$)	10 578.08	10 397.26
污染物浓度/($mg \cdot L^{-1}$)	200	20
污染源强/($g \cdot d^{-1}$)	2 115.62	207.95
水质标准限值/($mg \cdot L^{-1}$)	3.0	0.2

注: 水质标准限值参照《地下水质量标准》(GB/T14848-93) 中表 1 III 类标准。

3.2 模拟预测结果

利用所建立的模型对厂区非正常工况下渗漏污水中特征污染物 COD_{Mn} 和氨氮在潜水含水层中的浓度时空分布规律进行数值模拟预测, 本次模型以 2016 年 1 月作为模拟计算的时间起点, 对未来 20 a 的情况进行了预测。 COD_{Mn} 和氨氮看作恒定点源, 浓度值分别为 200, 20 mg/L , 将该值作为污染源的初始浓度连续地渗入潜水含水层。参照《地下水质量标准 (GB/T14848-93)》, COD_{Mn} 和氨氮 III 类标准为分别为 3.0, 0.2 mg/L 。以此作为模拟浓度限值, 确定 COD_{Mn} 和氨氮的超标范围, 通过数值模拟, 得出 COD_{Mn} 和氨氮泄露后运移 100, 1 000, 3 650, 7 300 d 的影响范围、超标范围和最大运移距离如表 3 和图 2—3 所示。



注: 横纵坐标为运移距离, 其中横坐标的单位刻度为 100 m, 纵坐标的单位刻度为 80 m, 里层深色框线范围为厂区范围, 中间深色框线范围为本次评价范围。下同。

图 2 100 d, 1 000 d, 3 650 d, 7 300 d 的潜水含水层 COD_{Mn} 污染物运移趋势

在非正常工况下,如图 2—3 所示,由于溶质运移的弥散性,污染物在地下水含水层中向各个方向均有运移,污染物污染羽状体呈狭长形沿着地下水水流方向向下游扩散,并随时间不断地延伸。也就是说,水力梯度最大的地方,污染物的运移速度最快,水力梯度较小的地方污染物的运移速度较慢。这主要是由于地下水是污染物运移的载体,水力梯度的影响比弥散作用对污染物运移的影响要大。污染羽状体稍向北偏,这可能是由于研究区地势南高北低。泄漏点处地下水中污染物的浓度最高,随着污染物向四周扩散,即随着迁移距离的增加,浓度逐渐降低,其中沿水力梯度最大的方向,污染物浓度降低的最慢。污染物迁移速率相对较慢(如表 3 所示),以污染物 COD_{Mn} 为例,渗

漏发生 100 d 时, COD_{Mn} 最大运移距离为 50 m,而在模拟渗漏 20 a 时, COD_{Mn} 最大运移距离仅扩大到 249 m。

表 3 污染物运移影响统计

污染物	时间/d	污染面积/ m^2	超标面积/ m^2	最大运移距离/m
COD_{Mn}	100	3 253	943	50
	1 000	8 330	3 878	139
	3 650	17 308	7 881	187
	7 300	24 627	11 130	249
氨氮	100	632	64	33
	1 000	4 133	2 174	110
	3 650	6 523	3 317	150
	7 300	10 251	5 602	204

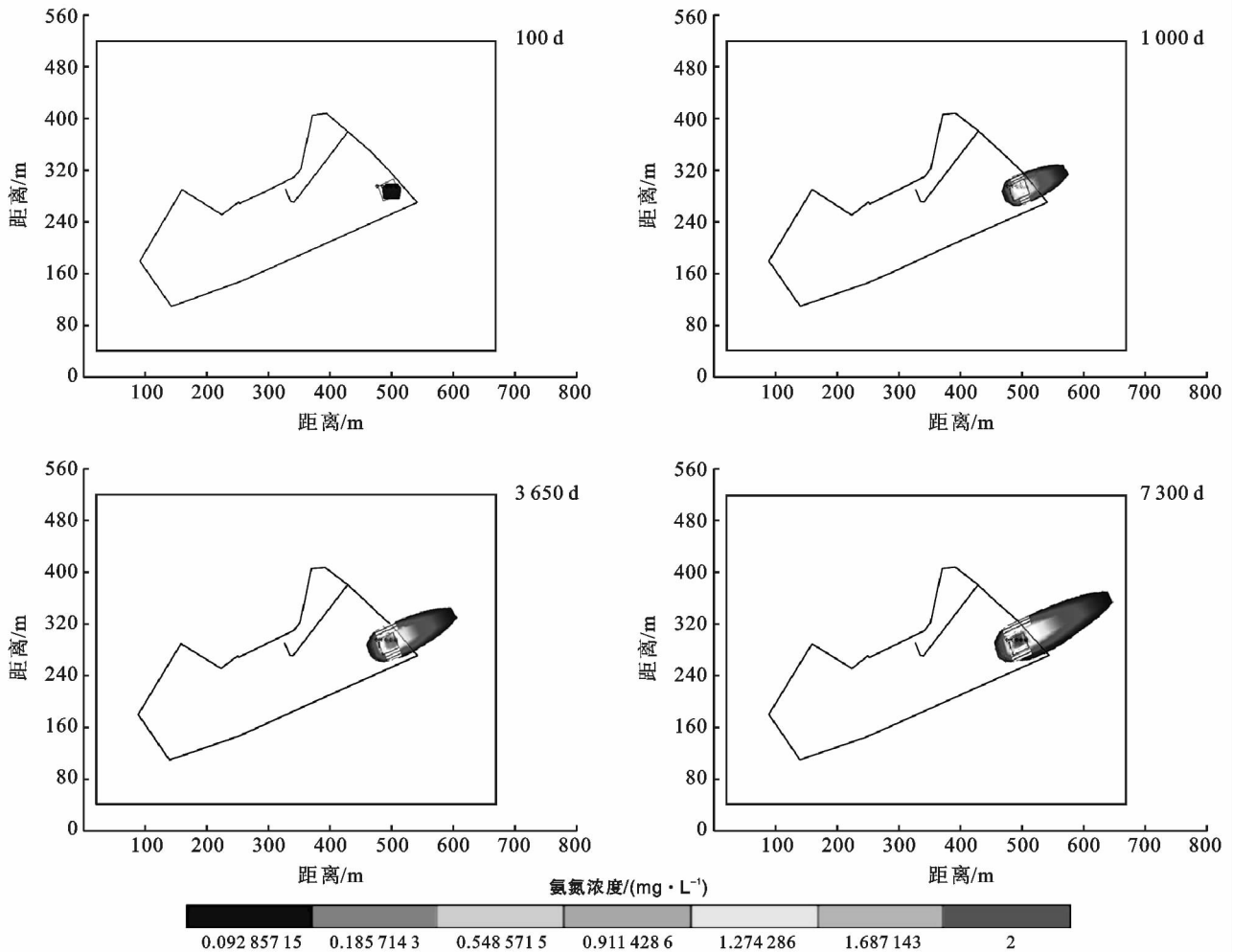


图 3 100 d,1 000 d,3 650 d,7 300 d 的潜水含水层氨氮污染物运移趋势

从预测结果可以看出,100 d 时 COD_{Mn} 污染影响范围为 $3\,253\ \text{m}^2$,超标范围 $943\ \text{m}^2$,最大运移距离为 50 m;1 000 d 时 COD_{Mn} 污染影响范围为 $8\,330\ \text{m}^2$,超标范围 $3\,878\ \text{m}^2$,最大运移距离为 139 m;3 650 d 时 COD_{Mn} 污染影响范围为 $17\,308\ \text{m}^2$,超标范围 $7\,881$

m^2 ,最大运移距离为 187 m;7 300 d 时 COD_{Mn} 污染影响范围为 $24\,627\ \text{m}^2$,超标范围 $11\,130\ \text{m}^2$,最大运移距离为 249 m;100 d 时氨氮污染影响范围为 $632\ \text{m}^2$,超标范围 $64\ \text{m}^2$,最大运移距离为 33 m;1 000 d 时氨氮污染影响范围为 $4\,133\ \text{m}^2$,超标范围 $2\,174\ \text{m}^2$,最

大运移距离为 110 m; 3 650 d 时氨氮污染影响范围为 6 523 m², 超标范围 3 317 m², 最大运移距离为 150 m; 7 300 d 时氨氮污染影响范围为 10 251 m², 超标范围 5 602 m², 最大运移距离为 204 m。可以看出不同污染物在地下水含水层中的溶质运移范围和迁移距离不同。在本次模拟试验中, COD_{Mn} 的溶质运移范围比氨氮的运移范围要大。这主要是由于厂区污水中不同污染物成分的含量不同造成的, 虽然此次模拟考虑了 COD_{Mn} 在地下水中的降解, 但由于厂区污水中的 COD_{Mn} 浓度比氨氮大得多, 因此 COD_{Mn} 的溶质运移范围比氨氮的运移范围要大。

根据实地调查, 本次模拟条件下污染物 20 a 的污染影响范围内均是园区工业企业及荒地, 并无居民区及环境敏感点, 但是渗漏污水中污染物浓度较高, 尽管污染物渗漏进入地下水后不断被稀释, 迁移, 但至模拟时间结束时其浓度仍然超标, 且污染影响范围一直扩大, 当时间到达模拟期结束即 20 a 时, 污染物的超标浓度和范围达到最大。因此, 厂区非正常工况下污水渗漏对研究区地下水环境总体影响较大, 需要做好防渗措施, 并对排污管道及污水处理设备加强日常监管, 定期检查, 一旦发生事故要及时采取应急措施。

3.3 污染控制措施

针对污染源的控制是对固体废物处理厂周边地下水污染控制的有效方法, 源的控制主要有源项控制和切断污染途径两种方法, 其中源项控制包括两种方式, 源项消减和源项去除^[17]。切断污染途径可选用排水沟和防渗墙等控制措施, 阻碍污染物污染下游地下水。由于固体废物处理厂已经运行, 且在污水处理站已采取严格的防渗措施, 同时考虑在现阶段实际工程中防渗墙和排水沟已运用较多, 且都具有一定的局限性, 因此, 本次选择源项消减措施, 即地表硬化进行污染控制模拟。地表硬化在地面形成硬化层, 能够有效减少地下水系统降雨补给量, 同时通过包气带进入地下水系统中的污染物也相应减少。由于地面形成了硬化层, 使得地表径流系数有所提高, 一般在 0.9 左右^[18], 也就是 90% 的降雨量将会形成地表径流, 使废水对地下水的补给浓度大大减小。以 COD_{Mn} 为例, 对厂区以及周边区域地表硬化后的地下水中污染物运移过程进行模拟, 结果如图 4 所示。从图 4 可以看出, 固体废物处理厂进行地表硬化处理后, 地下水中 COD_{Mn} 渗漏发生 20 a 后运移趋势与未进行地表硬化的如图 2 进行对比, 可以明显看到, 硬化前后污染物迁移速率发生了很大的变化。未进行地表硬化的固体废物处理厂地下水中 COD_{Mn} 在发生泄漏 20 a 后

其污染羽超出本次评价范围, 而进行地表硬化处理的固体废物处理厂地下水中 COD_{Mn} 在发生泄露 20 a 后其污染羽尚未到达本次评价范围边界。并且, 进行地表硬化处理后, 固体废物处理厂地下水中 COD_{Mn} 浓度明显低于未进行地表硬化的。地表硬化后, 能有效的形成硬化层, 减少地下水系统降雨补给量, 从而大大减少了废水对地下水的补给浓度, 使得污染源的扩散走势变缓。因此, 进行地表硬化对控制地下水中污染物迁移具有一定的作用。

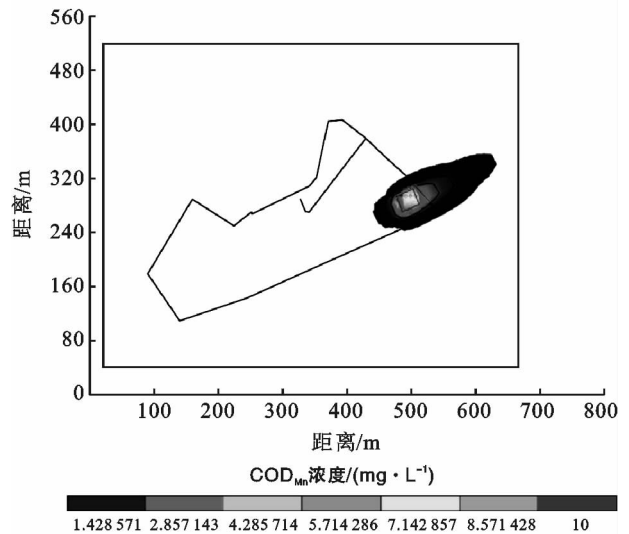


图 4 地表硬化后 COD_{Mn} 的运移变化趋势 (20 a)

4 结论

本研究结合研究区的水文地质条件, 运用 Visual Modflow 模拟软件预测研究区地下水环境污染状况, 以及预测地表硬化污染控制措施对污染物运移产生的影响, 地下水中污染物运移预测结果与李丹等利用 Visual Modflow 软件得到的广州市某垃圾填埋场地下水污染迁移规律研究结果类似, 且本文分析比较了 COD_{Mn} 和氨氮两种特征污染物在地下水中的运移情况, 结果表明不同污染物在地下水含水层中的溶质运移范围和迁移距离不同; 采用地表硬化污染控制措施对污染物运移影响预测结果与马志飞等对某危险废物填埋场地下水污染预测及控制模拟结果类似。本研究可为同类型建设项目及企业的地下水污染预测和防治以及日常监管提供依据。主要结论包括:

(1) 由于溶质运移的弥散性, 污染物在地下水含水层中向各个方向均有运移, 地下水是污染物运移的载体, 水力梯度的影响比弥散作用对污染物运移的影响要大, 因此污染物污染羽状体呈狭长形沿着地下水水流方向向下游扩散, 并随时间不断地延伸; 污染物迁移速率相对较慢, 随时间推移, 一定范围内污染物

的浓度逐渐升高,污染面积逐渐增加,当达到预测时间 20 a 时,污染物的影响范围和迁移距离达到最大,由于水流稀释,其浓度却随着运移距离的增加而减小。

(2) 不同污染物在地下水含水层中的溶质运移范围和迁移距离不同。在本次模拟试验中, COD_{Mn} 的溶质运移范围比氨氮的运移范围要大。这主要是由于厂区污水中不同污染物成分的含量不同造成的,虽然此次模拟考虑了 COD_{Mn} 在地下水中的降解,但由于厂区污水中的 COD_{Mn} 浓度比氨氮大得多,因此 COD_{Mn} 的溶质运移范围比氨氮的运移范围要大。

(3) 污染影响范围相对较小,且影响范围内无居民区及环境敏感点,但研究区污染源强补给较大,污染物初始浓度较高,一旦发生污染物渗漏进入地下水将会严重影响地下水水质,导致地下水污染。

(4) 地表硬化污染控制措施通过降低降雨入渗系数,能在一定程度上控制地下水中污染物扩散范围及污染浓度,因此在建设固体废物处理厂过程中,在注重防渗措施的同时,需加强场地及周边地表硬化程度。

[参 考 文 献]

- [1] 覃京. 固体废物污染对环境的危害及其防治研究[J]. 农业与技术, 2013, 33(2): 210, 214.
- [2] 陈舟, 刘金星, 张文章, 等. 某化工园区地下水污染模拟研究[J]. 广东化工, 2014, 41(20): 92-94.
- [3] 祝晓彬, 吴吉春, 叶淑君, 等. GMS 在长江三角洲(长江以南)深层地下水资源评价中的应用[J]. 工程勘察, 2005(1): 26-29, 33.
- [4] 朱学愚, 谢春红. 地下水运移模型[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990: 129-183.
- [5] Rajamanickam R, Nagan S. Groundwater quality modeling of Amaravathi River Basin of Karur district, Tamil Nadu, using Visual Modflow[J]. International Journal of Environmental Sciences, 2010, 1(1): 91-108.

- [6] 马志飞, 安达, 姜永海, 等. 某危险废物填埋场地下水污染预测及控制模拟[J]. 环境科学, 2012, 33(1): 64-70.
- [7] 马从安, 李克民, 石磊, 等. Visual MODFLOW 在露天矿地下水模拟中的应用[J]. 环境工程, 2011, 29(1): 98-101.
- [8] 张韵, 龚继文, 程艳茹, 等. 基于 Visual MODFLOW 的某化工园区地下水污染预测[J]. 地下水, 2016, 38(2): 88-90.
- [9] 环境保护部. HJ610—2016 环境影响评价技术导则: 地下水环境[S]. 北京: 环境保护部, 2016.
- [10] 李丹, 曾慧, 张明珠, 等. 基于 Visual MODFLOW 的广州市某垃圾填埋场地下水污染迁移规律研究[J]. 人民珠江, 2017, 38(6): 66-74.
- [11] 李国敏, 陈崇希. 空隙介质水动力弥散尺度效应的分形特征及弥散度初步估计[J]. 地球科学, 1995, 20(4): 405-409.
- [12] 李阳, 于茵, 高程. 基于 Visual MODFLOW 的某化工厂地下水环境预测研究[J]. 绿色科技, 2017(18): 88-92, 95.
- [13] McDonald M G, Harbaugh A W. MODFLOW: A three-dimensional finite-difference groundwater flow model[R]. U S: Geological Survey, 1988: 88-875.
- [14] Hussein M, Schwartz F W. Modeling of flow and contaminant transport in coupled stream-aquifer systems[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2003, 65(1/2): 41-64.
- [15] Zheng C, Bianchi M, Gorelick S M. Lessons learned from 25 years of research at the MADE site[J]. Ground Water, 2011, 49(5): 649-662.
- [16] 刘明柱, 陈鸿汉, 胡丽琴, 等. 生物降解作用下地下水中 TCE, PCE 迁移转化的数值模拟研究[J]. 地学前缘, 2006, 13(1): 155-159.
- [17] Reinhart D R, McCreanor P T, Townsend T. The bio-reactor landfill: Its status and future[J]. Waste Management & Research, 2002, 20(2): 171-186.
- [18] 程东会, 何江涛, 刘起峰, 等. 人类活动对城市地下水影响的探讨[J]. 新疆环境保护, 2006, 28(4): 22-25.

(上接第 186 页)

- [10] 吴次芳, 费罗成, 叶艳妹. 土地整治发展的理论视野、理性范式和战略路径[J]. 经济地理, 2011(10): 1718-1722.
- [11] 孟宪素. 土地整理 10 a 发展成就分析与展望[J]. 资源与产业, 2008(5): 19-22.
- [12] 马文峰. 试析内容分析法在社科情报学中的应用[J]. 情报科学, 2000(4): 346-349.
- [13] 张磊, 王晨. 基于内容分析法的中美城市规划公共政策议题比较研究[J]. 城市发展研究, 2011, 18(11): 33-38.
- [14] 吕晓, 牛善栋, 张全景, 等. 基于内容分析法的集体建设

- 用地流转政策演进分析[J]. 中国土地科学, 2015(4): 25-33.
- [15] 王瑗玲, 赵庚星, 史娟. 我国土地整治发展的现状、问题与对策研究[J]. 山东农业大学学报: 社会科学版, 2005(4): 45-48.
- [16] 周振超. 打破职责同构: 条块关系变革的路径选择[J]. 中国行政管理, 2005(9): 103-106.
- [17] 黄金荣. “规范性文件”的法律界定及其效力[J]. 法学, 2014(7): 10-20.
- [18] 闫梅, 黄金川, 彭实铖. 中部地区建设用地扩张对耕地及粮食生产的影响[J]. 经济地理, 2011(7): 1157-1164.