刘赛赛,兰吉武,戴世金,等.填埋场渗滤液液位和地下水污染羽跟踪观测 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):248-257.
Liu S S, Lan J W, Dai S J, et al. Monitoring of leachate levels and groundwater contamination plumes at landfill sites [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):248-257.

# 填埋场渗滤液液位和地下水污染羽跟踪观测

刘赛赛[1],兰吉武[1*],戴世金[2],张焕伟[2],刘晨旭[3],李聪明[2],王凤侠[2],黄 钊[3] (1.浙江大学岩土工程研究所,浙江 杭州 310058；2.深圳市宝安区市容环境综合管理服务中心,广东 深圳 518101；3.浙江大学建筑设计研究院有限公司,浙江 杭州 311121)

**摘要**：为探究填埋场堆体渗滤液液位、源头渗漏和地下水污染羽的动态变化规律,在南方某填埋场开展一个水文年的跟踪观测研究.结果表明,渗滤液液位与降雨量显著正相关,4 个监测点 SW1-1、SW1-2 、ZS1-2 和 ZS1-3 液位分别为 4.4~5.8m、6.7~11.0m、4.3~6.3m、4.0~6.8m,年波动 1.4~4.3m.估算渗滤液源头渗漏速率 9.49~10.90m$^3$/d.近坝区域受渗漏影响大,坝肩的 QC1-19 监测井 $NH_4^+$-N 随渗滤液液位的升高而增加,但在其下游快速衰减.污染羽范围随季节变化,雨季以源头渗漏主导,污染羽边界距垃圾坝超出 120m,而旱季则由生化降解等自然衰减机制主导,边界处于渗漏源头附近.Mn 浓度普遍较高且随 ORP 升高而降低,而 Fe 浓度变化规律不明显.$NH_4^+$-N 浓度随 pH 值降低而升高,而 $COD_{Cr}$ 与 pH 值的关系及 $COD_{Cr}$、$NH_4^+$-N、$NO_3^-$与 ORP 之间的动态关系则较为复杂.

**关键词**：填埋场；渗滤液液位；源头渗漏；地下水污染；自然衰减
**中图分类号**：X523 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)01-0248-10

**Monitoring of leachate levels and groundwater contamination plumes at landfill sites.** LIU Sai-sai[1], LAN Ji-wu[1*], DAI Shi-jin[2], ZHANG Huan-wei[2], LIU Chen-xu[3], LI Cong-ming[2], WANG Feng-xia[2], HUANG Zhao[3] (1.Institute of Geotechnical Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China；2.Shenzhen Bao'an District Municipal Environmental Comprehensive Management Service Center, Shenzhen 518101, China；3.The Architectural Design & Research Institute of Zhejiang University Co. Ltd., Hangzhou 311121, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：248~257

**Abstract**：To investigate the dynamic variation patterns of leachate levels within the landfill mound, source leakage, and groundwater contamination plumes, a one-hydrologic-year monitoring was conducted at a landfill site in southern China. The results indicated a significant positive correlation between leachate levels and rainfall. Levels at monitoring points SW1-1, SW1-2, ZS1-2, and ZS1-3 ranged from 4.4m to 5.8m, 6.7m to 11.0m, 4.3m to 6.3m, and 4.0m to 6.8m, respectively, exhibiting annual fluctuations of 1.4m to 4.3m. The estimated source leakage rate of leachate ranged from 9.49m$^3$/d to 10.90m$^3$/d. The areas close to the landfill dam were significantly impacted by leakage. $NH_4^+$-N concentrations at the landfill dam shoulder monitoring well QC1-19 increased with rising leachate levels but attenuated rapidly downstream. The spatial extent of the contamination plume exhibited seasonal variability. During wet seasons, plume migration was dominated by source leakage, extending the plume boundary beyond 120m from the landfill dam. Conversely, during dry seasons, natural attenuation mechanisms, such as biodegradation, became dominant, confining the plume boundary near the leakage source. Mn concentrations were generally elevated and demonstrated an inverse relationship with ORP. Conversely, Fe concentrations exhibited no clear discernible trend. $NH_4^+$-N concentrations increased with decreasing pH. The relationships between $COD_{Cr}$ and pH, as well as the dynamic interactions among $COD_{Cr}$, $NH_4^+$-N, $NO_3^-$, and ORP, were observed to be complex.

**Key words**：landfill；leachate level；source leakage；groundwater pollution；natural attenuation

填埋是全球普遍采用的城市固体废物处理的方法[1],然而填埋产生的渗滤液对周围地下水环境造成了不同程度的污染,西北某垃圾填埋场 35%的地下水样品至少有一项指标超过饮用水标准[2],中国东部 62 个城市垃圾填埋场周围超过一半的地下水样本超过了建议的饮用水无机溶质限值[3].

在探究垃圾渗滤液渗漏对地下水的影响时,明确渗滤液渗漏速率的大小是首要前提.大量学者对渗滤液渗漏速率进行了研究,Giroud 等[4]提出的复合防渗层渗漏模型奠定了经验估算基础,而后又有人研究了其影响因素.渗漏速率在填埋作业阶段、中

**收稿日期**：2025-06-09
**基金项目**：国家重点研发计划项目(2024YFC3810300)
* 责任作者, 副研究员, lanjiwu@zju.edu.cn

间覆盖阶段和封场后阶段存在显著差异[5],还与破损孔洞类型、降雨周期密切相关[6].复合衬层渗漏率随界面导水系数增大而增大,随渗滤液水位升高而增大[7],还受土工膜厚度[8]的影响.由于地质条件、防渗系统和导排系统建设质量、填埋作业及渗滤液导排工艺的差异,实际填埋场渗漏量差异大.对防渗衬层的渗漏破损进行排查定位,对渗漏进行定量研究是当前该领域的研究瓶颈.

垃圾渗滤液渗漏对地下水质量带来了不同程度的污染风险.受污染的地下水具有较高的 $Cl^-$、$SO_4^{2-}$、TDS、Pb[9]、$NO_3^-$[10]、总大肠菌群[11]、TH[12]和 Zn[13],TDS、$COD_{Mn}$、$Mg^{2+}$、$HCO_3^-$、$Cl^-$等主要离子浓度随垂向地层深度线性减小[14],主要化学指标的浓度随时间和距离的增加而降低[15].地下水化学指标浓度还与外部环境条件有关,填埋废物龄期[16]和降雨[17]对地下水水质有很大影响,特别是在雨季后,地下水水质受到渗滤液渗漏影响显著[18].

研究地下水污染羽不同化学指标的变化对理解自然衰减[19-20]过程具有重要意义.通过土柱模拟实验发现污染羽中出现了 4 个顺序氧化还原带,分别为产甲烷带、铁还原带、$NO_3^-$还原带和氧还原带[21],各氧化还原带不断向前推移[22],污染物浓度随时间呈降低趋势[23].污染羽向下游扩散时,地下水中 DOM 的分子量趋高,腐殖化程度低[24],铁、铵、总有机碳和碳酸氢盐衰减明显[25],$Cl^-$在下游 250m 处不再观察到[26].

针对垃圾渗滤液渗漏后对地下水水质造成的影响,以及有机碳类和氮类物质在污染羽内的降解反应机制,业内学者开展了大量研究,但较为缺少同步关注堆体渗滤液液位变化、源头渗漏规律和地下水污染羽动态变化的现场持续跟踪研究.本研究基于对整个水文年垃圾堆体渗滤液液位和地下水水质的跟踪监测,关注降雨量与渗滤液液位、源头渗漏规律的关系,尝试对源头渗漏速率开展定量计算,持续观测典型污染物污染羽的动态变化规律,探讨不同季节污染羽变化的主导因素,探究 pH 值、ORP 等环境条件对典型污染物自然衰减的影响.

## 1　研究方法

### 1.1　研究区概况

研究区位于广东省深圳市,该填埋场有两个填埋区:一期填埋场和二期填埋场.一期填埋场 2002 年建成投入使用,2016 年封场完成,占地面积约 40 万 $m^2$,设计库容约 880 万 $m^3$,填埋垃圾为生活垃圾.二期填埋场尚未完成封场.此次研究聚焦于一期填埋场的一个相对独立水文单元,即 1 号垃圾坝区域.该垃圾坝标高 38.2m,坝前填埋堆体标高 37.1~82.0m,坝后地面标高 38.0m.岩土层自上而下依次为杂填土、碎石粘土、全风化混合岩层、强风化混合岩层、中风化混合岩层,垃圾坝区域库区基层标高 34.1~55.8m,建设了单层 HDPE 土工膜的人工水平防渗系统,所填埋垃圾厚度 3.0~26.1m.地下水主要受大气降雨补给,水位埋深在 0~30.3m 范围内,地下水总体流向为西南方向流向东北方向.

### 1.2　实验设计

为探究填埋场堆体渗滤液液位、源头渗漏量和地下水中典型污染物污染羽的动态变化规律,于 2024 年 1 月~2024 年 12 月在该区域开展为期一个水文年的渗滤液液位和地下水水质跟踪观测研究.监测井的布置情况如图 1 所示,堆体水位以及降雨量数据来源于宝安环境园安全与环境智慧平台数据中心,SW1−1、SW1−2、ZS1−2、ZS1−3 均采用振弦式渗压计测定堆体水位,所处位置的表面标高分别为 46.9, 56.9, 44.4 和 56.2m,埋深分别为 8.4, 17.6, 9.0 和 18.0m.地下水取样井依次为 KC1−1、A5、SC1−1、QC1−19、A4、QC1−18、A3、SC1−2、SC1−4、SC1−5、SC1−6,各监测井埋深分别为 30.0, 36.0, 36.0, 15.0, 14.8, 10.0, 13.6, 30.0, 25.0, 25.0, 17.5m,除顶部 1.0m 和底部 0.5m 不开孔,其余均为开孔的滤水段.在此期间,每月进行一次取样作业(2 月与 5 月因特殊原因未取样).

在地下水取样过程中,选用 GN−SC602 型气囊泵采样器,对各监测井地下水按照每隔 5m 的间隔进行分层取样,每次采集水样的体积为 500~1000mL.

对于不同监测井地下水水位的测量,采用钢尺水位计完成.运用 TE−400G 便携式多参数水质分析仪,对地下水样的 pH 值、EC 以及 TDS 进行现场测定;利用可见分光光度计检测地下水中 $COD_{Cr}$;利用紫外分光光度计检测 $NH_4^+$−N.采用离子色谱仪对地下水中的 $Cl^-$、$NO_3^-$进行分析测定;运用电感耦合等离子体发射光谱仪检测地下水中 Fe、Mn 的含量.使用 DIQ/S 284 四通道控制器,对 EC 以及 ORP 等指

标进行井内原位检测.

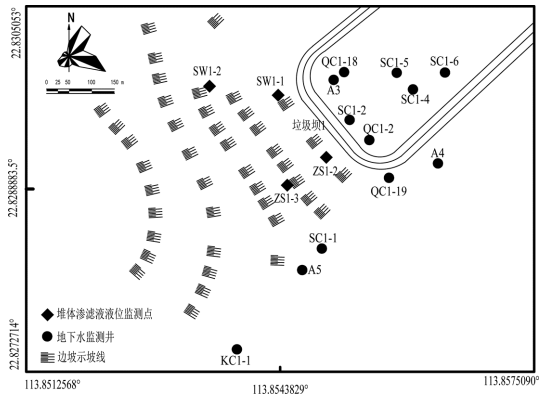



图 1 堆体渗滤液液位及地下水监测布置示意

Fig.1 Schematic diagram of landfill leachate level and groundwater monitoring

### 1.3 数据分析方法

利用文献[27]中的经验公式(式 1),对渗滤液渗漏速率进行计算,对每月获得的地下水监测数据进行深入分析,并使用 Origin 2016 对所测降雨量与化学指标、堆体水位进行绘图分析,并用 SPSS 软件对所得数据进行相关性分析.

## 2 结果与讨论

### 2.1 堆体渗滤液液位随降雨量的变化

SW1−1 堆体渗滤液液位随降雨量在 40.5~41.9m 之间变化,与库底的相对高差为 4.4~5.8m;SW1−2 堆体渗滤液液位随降雨量在 43.9~48.2m 之间变化,与库底的相对高差为 6.7~11.0m;ZS1−2 堆体渗滤液液位随降雨量在 38.4~40.4m 之间变化,与库底的相对高差为 4.3~6.3m;ZS1−3 堆体渗滤液液位随降雨量在 38.8~41.6m 之间变化,与库底的相对高差为 4.0~6.8m.

由图 2 可见,堆体渗滤液液位随降雨量的增加而升高,而随降雨量的减少而下降.通过 Pearson 相关性检验,降雨量与 SW1−2、ZS1−2、ZS1−3 处的渗滤液液位呈极显著正相关($P$≤0.01),与 SW1−1 处渗滤液液位呈显著正相关($P$≤0.05).2024 年 1~3 月、10~12 月期间,累积降雨量 82.27mm,月均降雨量 13.70mm,降雨量少,堆体渗滤液液位处于低水平;2024 年 4~6 月以及 8~9 月期间,累积降雨量 1010.85mm,月均降雨量 202.17mm,降雨量大,堆体渗滤液液位显著上升,各点较降雨量低时分别上升 1.4, 4.3, 2.0 和 2.7m;在 2024 年 7 月期间,月降雨量 72.15mm,堆体渗滤液液位明显下降,液位监测曲线出现“V”字形.

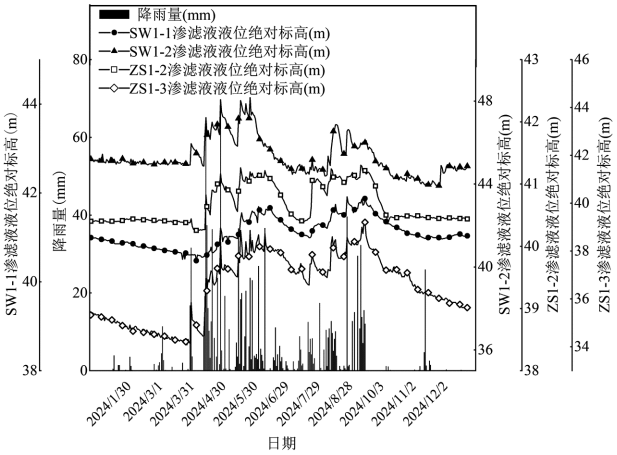



图 2 SW1−1、SW1−2、ZS1−2、ZS1−3 处堆体渗滤液液位随降雨量变化

Fig.2 Variations of landfill leachate levels at SW1−1、SW1−2、ZS1−2、ZS1−3 with rainfall

堆体内渗滤液液位的波动取决于渗滤液产生量与渗滤液导排量之间的平衡关系,当渗滤液产生量大于渗滤液导排量时,堆体内渗滤液液位表现为上升,反之,则渗滤液液位下降.封场多年的填埋场,渗滤液产生量主要来源于降雨入渗,降雨通过垃圾堆体顶部覆盖膜的孔洞、覆盖膜周边锚固边界,以及填埋库区库底防渗系统的失效区域进入垃圾堆体形成渗滤液.

### 2.2 渗滤液渗漏速率

引用之前学者构建的复合防渗层危险废物填埋场渗滤液渗漏速率的经验公式[27]:

$$Q=\beta_c\left[1+0.1\left(\frac{h_w}{L_s}\right)^{0.95}\right]a^{0.1}h_w^{0.9}K_s^{0.74}\times S\times N \quad (1)$$

式中:$Q$ 为渗漏速率, $m^3/s$ ;$a$ 为高密度聚乙烯 HDPE 膜缺陷的面积, $m^2$;$K_s$ 和 $L_s$ 分别是压实黏土衬层(CCL)的水力传导率(m/s)和厚度(m);$h_w$ 是 HDPE 上渗滤液的深度, m;$N$ 是 HDPE 中的孔洞密度,个/$hm^2$;$S$ 是填埋场的底部面积, $hm^2$;$\beta_c$ 是系数,HDPE 与 CCL 之间接触良好时取值 0.21,接触不良时取值 1.15.

利用式(1)对填埋场渗滤液渗漏率进行试算,假设 HDPE 与 CCL 之间接触良好,$\beta_c$ 取 0.21.$L_s$、$K_s$ 根据《生活垃圾卫生填埋处理技术标准》(GB/T 50869)[28]的规定取值,分别取 0.5m、$1\times10^{-8}$m/s.$a$、

$N$ 根据渗漏破损探测公司(上海甚致环保科技有限公司)提供的大量经验值取值,分别取 0.03m$^2$、10 个/hm$^2$.$S$根据老虎坑填埋场设计图纸计算得到,取 7hm$^2$,$h_w$ 取堆体渗滤液液位的绝对标高与库底标高的差值.并利用水量平衡法对堆体渗滤液渗漏速率进行计算,即渗滤液产量与抽排量的差值,将其定义为 $Q_1$.计算得到的 $Q$ 与 $Q_1$ 年变化如图 3 所示.

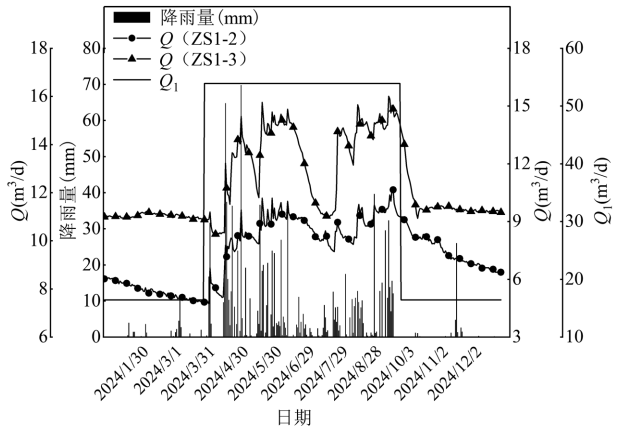



图 3　利用堆体 ZS1−2、ZS1−3 处液位计算得到的 $Q$ 与 $Q_1$ 随时间的变化

Fig.3　Variations of $Q$ and $Q_1$ calculated from leachate level at ZS1−2、ZS1−3 of landfill mound over time

利用 ZS1−2 处渗滤液液位计算得到的 $Q$ 随时间在 7.34~12.15m$^3$/d 之间变化,利用该处渗滤液液位平均值计算得到的渗漏率为 9.49m$^3$/d.利用 ZS1−3 处渗滤液液位计算得到的 $Q$ 随时间在 8.32~15.51m$^3$/d 之间变化,利用该处渗滤液液位平均值计算得到的渗漏率为 10.90m$^3$/d.由水量平衡法计算得到的 $Q_1$ 变化范围均为 16.44~53.92m$^3$/d.$Q_1$ 与经验公式计算的 $Q$ 值相差较大,因两者都是经验方法,其参数来自于文献或工程经验,因此会产生一定的计算误差.计算结果仅能作为参考,需要进一步开展研究.

### 2.3　QC1−19 监测井地下水化学指标随堆体渗滤液液位的变化

QC1−19 监测井位于 1#垃圾坝坝肩附近,其空间位置更接近渗漏点,所以选取 QC1−19 来说明地下水化学指标随堆体渗滤液液位的变化.

由图 4 数据可知,QC1−19 监测井的地下水 $NH_4^+$−N 浓度呈现出随堆体渗滤液液位升高而增加的趋势,通过 Pearson 相关性检验,QC1−19 地下水 $NH_4^+$−N 浓度与 SW1−1、ZS1−2 渗滤液液位呈显著正相关($P$≤0.05).与之不同的是,$COD_{Cr}$浓度的变化规律更为复杂,在响应堆体渗滤液液位变化时会出现滞后现象,说明除堆体渗滤液液位外,还有其它重要因素,如土层对腐殖酸类物质的吸附等影响其变化进程.

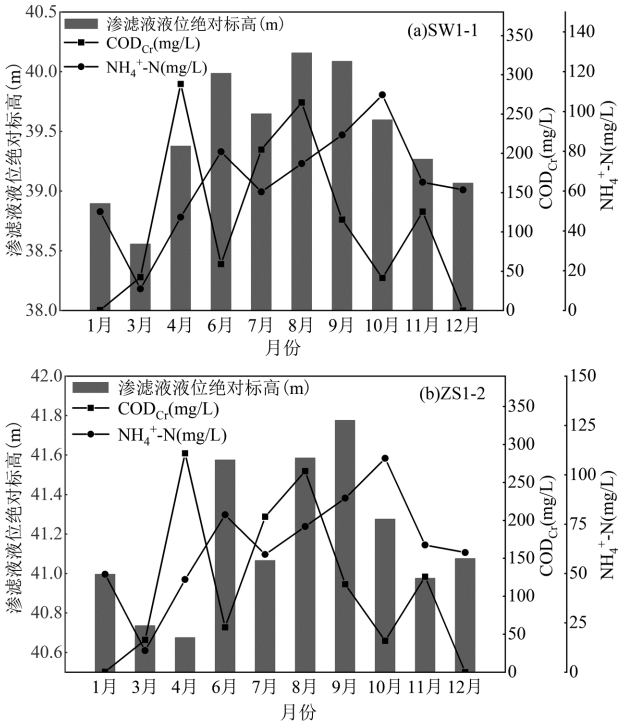



图 4　QC1−19 化学指标随 SW1−1 和 ZS1−2 渗滤液液位的变化

Fig.4　Variation of chemical indicators in QC1−19 with leachate level at SW1−1 and ZS1−2

### 2.4　各监测井地下水 $COD_{Cr}$、$NH_4^+$−N 随降雨量的变化

图 5 展示了各监测井地下水的 $COD_{Cr}$、$NH_4^+$−N 浓度随降雨量的变化情况.从图中清晰可见,QC1−19 监测井地下水的 $COD_{Cr}$、$NH_4^+$−N 浓度随降雨量的变化幅度较为显著.以 8 月为例,该月降雨量达到该年的峰值 378.06mm,QC1−19 监测井地下水的 $COD_{Cr}$ 浓度亦处于最高水平,为 265mg/L.$NH_4^+$−N 浓度总体呈现出随降雨量增加而升高的趋势.例如,当降雨量从 3 月的 34.93mm 上升至 6 月的 314.96mm 时,其氨氮浓度也从 10.9mg/L 攀升至 79.7mg/L.

综合图 5 的信息可以发现,QC1−19 监测井位于垃圾坝的坝肩位置,距离渗漏污染源更近,污染物浓度高、变化幅度大,相较之下,距离垃圾坝更远的其

它监测井污染物浓度低、变化幅度小.这揭示出污染物在进入自然水土环境中之后,土体吸附、稀释和降解等自然衰减效应显著,污染物浓度迅速下降.全年看,与在QC1−19监测井中观测到的地下水污染物浓度变化规律类似,其它监测井中地下水中 $COD_{Cr}$ 浓度变化与降雨量也未呈现简单的线性关系,这揭示了地下水污染物浓度变化受源头渗漏速率、自然衰减速率等多种因素影响.

将 $COD_{Cr}$ 和 $NH_4^+$−N 浓度变化进行对照,$NH_4^+$−N 指标与降雨量、堆体渗滤液液位变化的相关性更好,更适宜作为衡量渗滤液渗漏污染羽的指标因子.

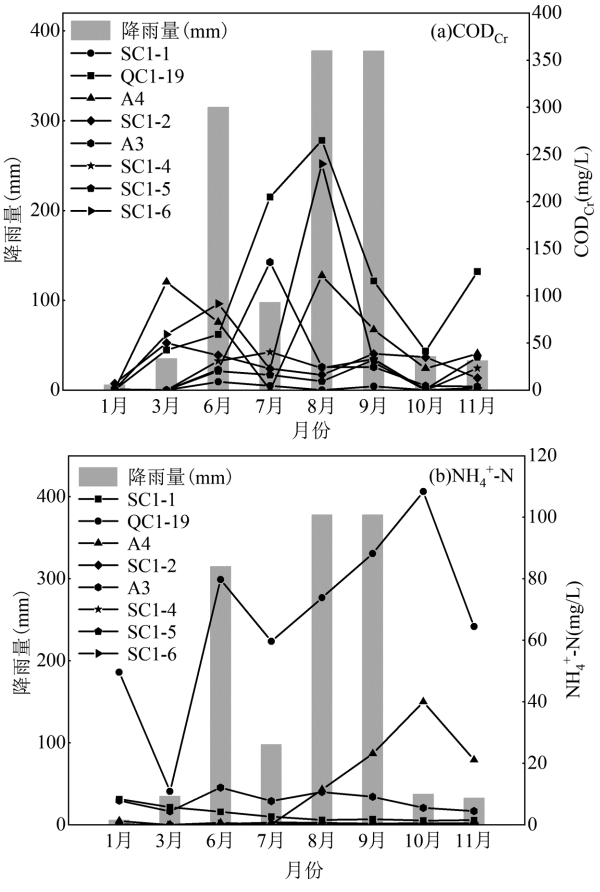



图 5 各监测井地下水 $COD_{Cr}$ 和氨氮随降雨量变化

Fig.5 Variation of $COD_{Cr}$ and ammonia nitrogen in groundwater of monitoring wells with rainfall

## 2.5 以 $NH_4^+$−N、$Cl^-$指标衡量的污染羽变化

氨氮在不同监测位置的分布特征较为相似(图6).在各月份监测中,QC1−19 监测点的氨氮浓度均为当月最高,峰值可达 108mg/L,且自该点向下游方向呈现衰减趋势.不同时间节点的监测数据显示,QC1−19 监测点的氨氮浓度远超《地下水质量标准》(GB/T 14848)[29]中规定的Ⅲ类限值.与之形成对比的是,下游监测井 SC1−6 处的地下水氨氮浓度仅在 7、8 月(雨季)超过该限值.结合前文可知,雨季时源头渗漏量较大,污染羽范围扩大,距垃圾坝超出120m;而旱季时污染羽范围较小,主要集中在QC1−19 附近区域.

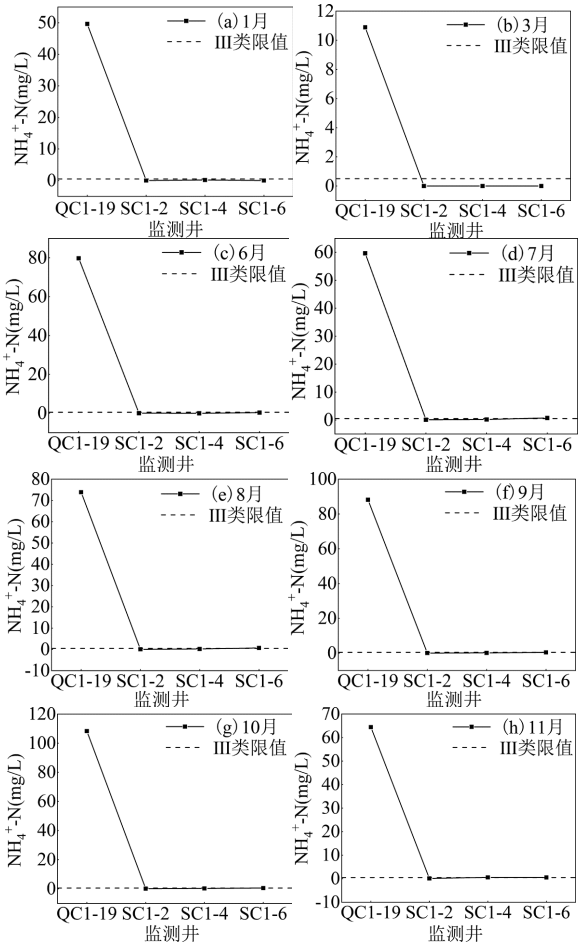



图 6 不同监测井氨氮浓度随时间变化

Fig.6 Variation of ammonia nitrogen concentration in different monitoring wells over time

如图 7 所示,3 月份各监测井地下水的 $Cl^-$浓度均未超过《地下水质量标准》(GB/T 14848)[29]中规定的Ⅲ类限值,且下游浓度高于上游.1 月、6~10 月各监测井 $Cl^-$浓度分布相似,自 QC1−19 向下游衰减,且只有 QC1−19 处超过《地下水质量标准》(GB/T 14848)[29] 中规定的Ⅲ类限值,最高浓度达到609.6mg/L.这是由于6~9月降雨量大,$Cl^-$受地下水的

稀释作用影响,而 11 月降雨量下降,地下水对 $Cl^-$的稀释作用减弱,导致下游 SC1−6 处的地下水中 $Cl^-$浓度超过了《地下水质量标准》(GB/T 14848)[29]中的Ⅲ类限值标准.与氨氮对照,$Cl^-$浓度主要受稀释作用而产生衰减.

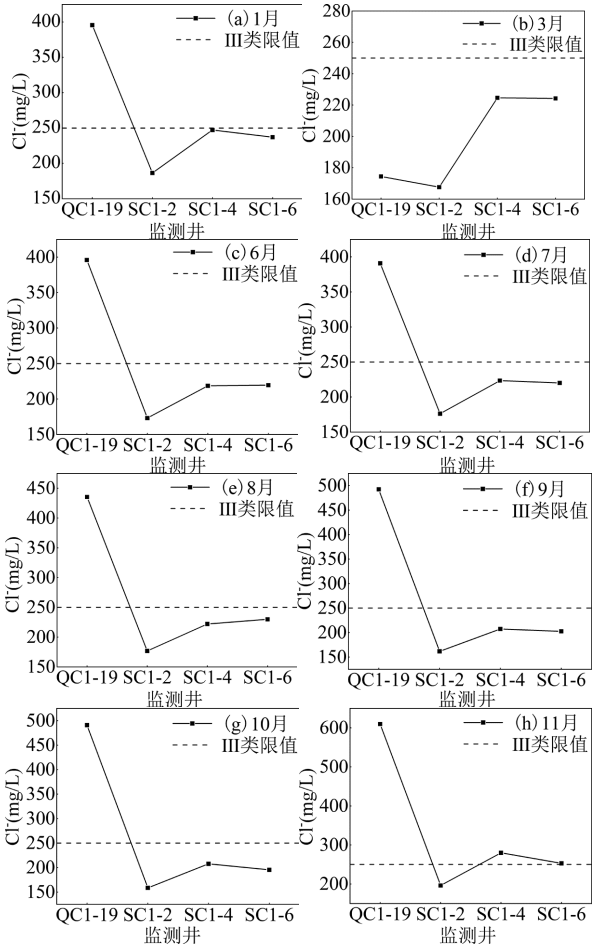
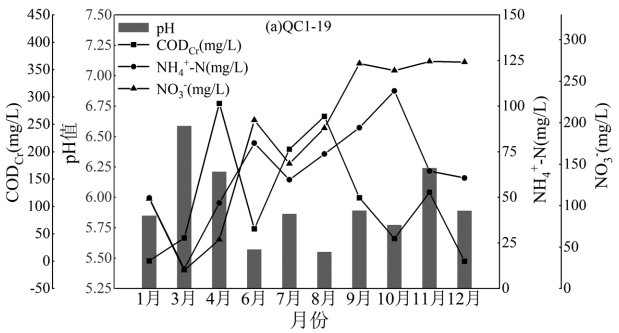



图 7　不同监测井氯浓度随时间变化

Fig.7　Variation of chloride concentration in different monitoring wells over time

## 2.6　各监测井地下水的 $COD_{Cr}$、$NH_4^+$−N、$NO_3^-$随 pH 值、ORP 的变化



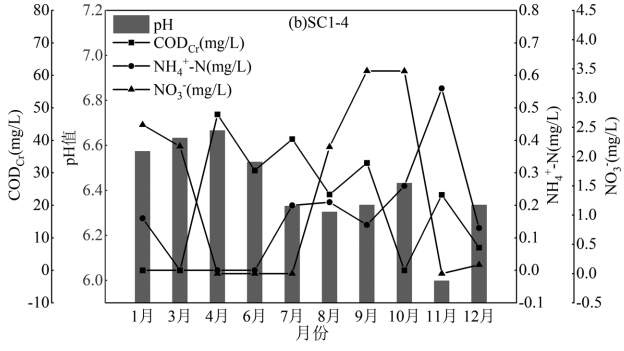




图 8　QC1−19、SC1−4 监测井 pH 值与 $COD_{Cr}$、氨氮、硝氮变化趋势

Fig.8　Variation trends of pH, $COD_{Cr}$, ammonia nitrogen and nitrate nitrogen in monitoring well QC1−19 and SC1−4

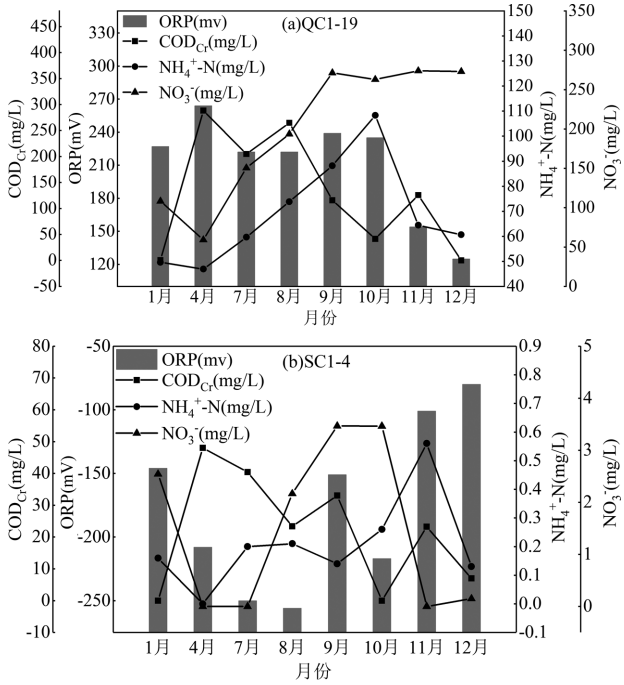



图 9　QC1−19、SC1−4 监测井 ORP 与 $COD_{Cr}$、氨氮、硝氮变化趋势

Fig.9　Variation trends of ORP, $COD_{Cr}$, ammonia nitrogen and nitrate nitrogen in monitoring well QC1−19 and SC1−4

通过对不同监测井中地下水 pH 值与氨氮浓度变化关系的观测,发现总体趋势为:随着 pH 值降低,氨氮浓度升高.以 QC1−19 监测井为例,其 3 月、4 月、6 月的地下水 pH 值分别为 6.6、6.2、5.6,对应的氨氮浓度依次上升,分别为 10.9, 46.9 和 79.7mg/L.

进一步分析氨氮与硝氮浓度变化关系可知,二者并非简单的负相关.这表明在此过程中,氨氮与硝氮的转化不仅受硝化/反硝化作用主导,还与源头渗漏密切相关.QC1−19 监测井在 3~4 月期间,

可能发生了硝化过程,导致 pH 值降低,$NO_3^-$浓度由 22.0mg/L 升高至 59.2mg/L.然而,$NH_4^+$-N 浓度也同步升高,这意味着源头渗漏(4 月降雨量远大于 3 月)的影响程度超过了硝化作用,进而导致 $NH_4^+$-N 浓度上升.

从图 8 分析可得,pH 值与 $COD_{Cr}$ 并非简单的线性关系.pH 值会影响微生物活性,进而影响有机物降解过程,最终影响 $COD_{Cr}$ 浓度;同时,部分氧化反应需在酸性条件下进行.而有机物的厌氧降解会产生有机酸,从而引起 pH 值变化,可见二者相互影响.在 QC1-19 监测井中,4~6 月地下水的 $COD_{Cr}$ 由 288mg/L 下降至 59.1mg/L,pH 值由 6.2 下降至 5.6,这一现象表明有机物可能被微生物降解.但在 3~4 月,尽管 pH 值下降可能有利于微生物分解,$COD_{Cr}$ 浓度却反而上升,说明此时源头渗漏的影响大于微生物分解作用.

ORP 与 $COD_{Cr}$、$NH_4^+$-N、$NO_3^-$之间存在复杂的动态关系.当 ORP 较高时,可能发生有机物好氧降解及硝化反应,致使 $COD_{Cr}$、$NH_4^+$-N 浓度下降,$NO_3^-$浓度上升.反之,当 ORP 较低时,有机物可能发生厌氧降解,利用 $NO_3^-$、$Fe^{3+}$作为电子受体,导致 $COD_{Cr}$、$NO_3^-$浓度下降;$NH_4^+$-N 也可利用 $NO_3^-$发生厌氧氧化,致使其浓度出现波动.如图 9 所示 QC1-19 监测井 9~10 月 ORP 变化不大且均大于 0,表明此时主要发生好氧降解,$COD_{Cr}$ 浓度由 116mg/L 降至 41.4mg/L,$NO_3^-$浓度也由 271mg/L 微降至 263mg/L,这一变化与源头渗漏减少(10 月降雨量显著减少)也有关系.$NH_4^+$-N 浓度从 88.2mg/L 增加至 108mg/L.

综合上述分析,推测不同污染物在不同季节主导其浓度变化的因素各异.在雨季,地下水中污染物浓度由源头渗漏主导,生物降解和化学反应的作用次之;而在旱季,生物降解或稀释作用可能占据主导地位.

### 2.7 地下水化学指标的相关性

经对表 1、表 2 数据的分析可知,本月降雨量与地下水 $NH_4^+$-N 之间的相关系数较低.然而,部分监测井之间却呈现出较强的相关性.以 SC1-4 和 SC1-5 监测井为例,其 $NH_4^+$-N 浓度存在显著的正相关关系,相关系数为 0.821($P$≤0.05).这一现象可能与污染物在地下水中的运移过程紧密相关.考虑到降雨对堆体渗滤液液位、地下水质影响存在滞后性,将上月降雨量与本月地下水的 $NH_4^+$-N 进行相关性分析.结果显示,上月降雨量与 QC1-19 监测井本月的 $NH_4^+$-N 浓度呈现出较强相关性,相关系数为 0.748($P$≤0.05),这一结果说明了源头渗漏对地下水质影响具有滞后效应.

**表 1 各监测井氨氮与降雨量相关性**

Table 1 Correlation between ammonia nitrogen in monitoring wells and rainfall

| 项目 | 降雨量(mm) | SC1-1 | QC1-19 | A4 | SC1-2 | A3 | SC1-4 | SC1-5 | SC1-6 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 降雨量(mm) | 1 | | | | | | | | |
| SC1-1 | -0.385 | 1 | | | | | | | |
| QC1-19 | 0.4 | -0.636 | 1 | | | | | | |
| A4 | -0.009 | -0.661 | 0.726* | 1 | | | | | |
| SC1-2 | -0.14 | -0.770* | 0.571 | 0.563 | 1 | | | | |
| A3 | 0.819* | -0.007 | 0.361 | -0.302 | -0.237 | 1 | | | |
| SC1-4 | -0.311 | -0.497 | 0.271 | 0.517 | 0.658 | -0.451 | 1 | | |
| SC1-5 | -0.38 | -0.547 | 0.204 | 0.311 | 0.867** | -0.413 | 0.821* | 1 | |
| SC1-6 | 0.357 | -0.863** | 0.601 | 0.376 | 0.827* | 0.209 | 0.465 | 0.689 | 1 |

注:*在0.05级别(双尾),相关性显著;**在0.01级别(双尾),相关性显著.

通过对各监测井化学指标的相关性分析发现,不同监测井的化学指标相关性存在差异.表 3 中 QC1-19 监测井地下水的 EC 与 $NH_4^+$-N、$NO_3^-$呈现出显著的正相关关系,这说明了电导率与地下水中溶解的无机离子有关.$COD_{Cr}$ 与 Fe 浓度呈正相关,原因主要有两方面:其一,这与源头渗漏相关,渗漏的渗滤液中同时含有高浓度的有机物及金属,从而导致二者浓度呈现正相关;其二,有机物能够以 $Fe^{3+}$为电子受体,将 $Fe^{3+}$还原为 $Fe^{2+}$,当有机物浓度升高时,$Fe^{2+}$浓度随之升高,故而二者呈正相关.

表 4 中在 SC1-4 监测井地下水 pH 值与 $NH_4^+$-N

呈负相关,相关系数为−0.856($P$≤0.01).这一现象与 $NH_4^+$−N 发生厌氧氧化过程紧密相关.参与此过程的微生物菌群可能在较高 pH 值环境下活性更高,从而导致 pH 值与 $NH_4^+$−N 呈现负相关关系.

**表 2　上月降雨量与各监测井氨氮相关性**

Table 2　Correlation between last month's rainfall and ammonia nitrogen in monitoring wells

| 项目 | 降雨量(mm) | QC1−19 | A4 | SC1−2 | A3 | SC1−4 | SC1−5 | SC1−6 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 降雨量(mm) | 1 | | | | | | | |
| QC1−19 | 0.748* | 1 | | | | | | |
| A4 | 0.443 | 0.726* | 1 | | | | | |
| SC1−2 | 0.52 | 0.571 | 0.563 | 1 | | | | |
| A3 | 0.327 | 0.361 | −0.302 | −0.237 | 1 | | | |
| SC1−4 | −0.15 | 0.271 | 0.517 | 0.658 | −0.451 | 1 | | |
| SC1−5 | 0.05 | 0.204 | 0.311 | 0.867** | −0.413 | 0.821* | 1 | |
| SC1−6 | 0.536 | 0.601 | 0.376 | 0.827* | 0.209 | 0.465 | 0.689 | 1 |

注:*在0.05级别(双尾),相关性显著;**在0.01级别(双尾),相关性显著.

**表 3　QC1−19 地下水化学指标相关性**

Table 3　Correlation of groundwater chemical indicators in QC1−19

| 项目 | 降雨量(mm) | pH 值 | EC | ORP | $COD_{Cr}$ | $NH_4^+$−N | $NO_3^-$ | Fe |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 降雨量(mm) | 1 | | | | | | | |
| pH 值 | −0.209 | 1 | | | | | | |
| EC | −0.174 | −0.242 | 1 | | | | | |
| ORP | 0.545 | −0.142 | −0.252 | 1 | | | | |
| $COD_{Cr}$ | 0.703 | 0.097 | −0.561 | 0.47 | 1 | | | |
| $NH_4^+$−N | 0.128 | −0.428 | 0.812* | 0.137 | −0.224 | 1 | | |
| $NO_3^-$ | −0.15 | −0.144 | 0.867** | −0.594 | −0.464 | 0.669 | 1 | |
| Fe | 0.282 | 0.482 | −0.613 | 0.006 | 0.714* | −0.359 | −0.304 | 1 |

注:* 在0.05级别(双尾),相关性显著;** 在0.01级别(双尾),相关性显著.

**表 4　SC1−4 地下水化学指标相关性**

Table 4　Correlation of groundwater chemical indicators in SC1−4

| 项目 | 降雨量(mm) | pH 值 | EC | ORP | $COD_{Cr}$ | $NH_4^+$−N | $NO_3^-$ | Fe |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 降雨量(mm) | 1 | | | | | | | |
| pH 值 | 0.135 | 1 | | | | | | |
| EC | 0.263 | 0.43 | 1 | | | | | |
| ORP | −0.458 | −0.32 | −0.708* | 1 | | | | |
| $COD_{Cr}$ | 0.616 | 0.028 | 0.337 | −0.368 | 1 | | | |
| $NH_4^+$−N | −0.381 | −0.856** | −0.16 | 0.275 | −0.232 | 1 | | |
| $NO_3^-$ | 0.257 | 0.198 | 0.215 | −0.184 | −0.45 | −0.099 | 1 | |
| Fe | −0.312 | −0.759* | −0.196 | 0.461 | 0.023 | 0.884** | −0.389 | 1 |

注:*在0.05级别(双尾),相关性显著;**在0.01级别(双尾),相关性显著.

### 2.8　主要监测井 Fe、Mn 与 ORP 的关系

如图 10 所示,QC1−19 监测井地下水中 Mn 的浓度随着 ORP 的升高而降低,这一现象表明所测定的 Mn 以具有还原性的 $Mn^{2+}$形态存在.同时,Mn 的浓度显著高于 Fe,Mn 的浓度最高可达 39.49mg/L,而 Fe 的浓度仅为 0.08mg/L.造成这种浓度差异的原因主要有两方面:一方面,在厌氧环境下,微生物可能优先利用具有氧化性的 $Mn^{4+}$进行代谢活动,从而促使 $Mn^{2+}$浓度升高;另一方面,Fe 在从包气带下渗至地下水的过程中,因其自身化学性质及地下介质特性,更易被土体吸附,或与地下水中的有机物发生络合反应,这种吸附与络合作用极大地限制了 Fe 在地下水中的迁移能力,导致其在地下水中的浓度维持在较低水平.

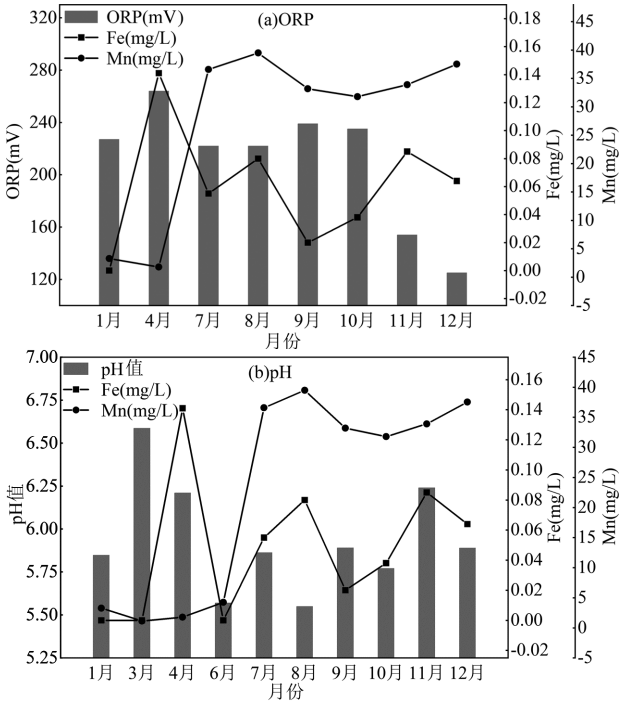



图 10 QC1−19 铁、锰与 ORP、pH 变化趋势

Fig.10 Variation trends of iron, manganese, ORP and pH in QC1−19

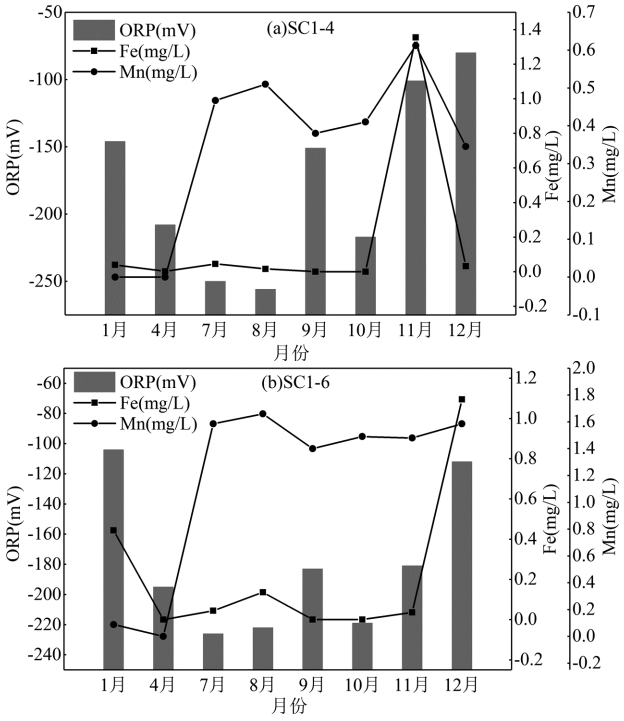



图 11 SC1−4、SC1−6 铁、锰与 ORP 变化趋势

Fig.11 Variation trends of iron, manganese and ORP in SC1−4 and SC1−6

如图 11 所示,下游的 SC1−4、SC1−6 监测井,地下水中 Mn 浓度随 ORP 的变化趋势与 QC1−19 监测井一致,即随着 ORP 升高,Mn 浓度降低.然而,受水体稀释作用的影响,下游区域的 Mn 浓度相较于 QC1−19 监测井有显著下降.与 Mn 浓度变化相反,下游地下水中 Fe 的浓度高于 QC1−19 监测井,这可能源于不同区域地层的岩性、矿物组成以及孔隙结构等特性存在明显差异,这些地层特性的不同影响了 Fe 在地下水中的迁移、吸附及络合等过程.

## 3 结论

3.1 堆体渗滤液液位随降雨量的增加而升高,而随降雨量的减少而下降,二者呈现出较强的正相关关系.利用现有经验公式计算堆体 ZS1−2、ZS1−3 处的渗滤液平均渗漏率分别为 9.49 和 10.90$m^3$/d,与利用水量平衡法计算的渗滤液渗漏率 16.44~53.92$m^3$/d 相差较大.

3.2 垃圾坝坝肩处 QC1−19 监测井的地下水氨氮浓度随堆体渗滤液液位升高而增加,受稀释和自然衰减作用,自该位置向下游方向呈现快速衰减.雨季时源头渗漏量较大,氨氮污染羽范围扩大,距垃圾坝超出 120m;而旱季时源头渗漏影响低于自然衰减,污染羽范围较小,主要集中在 QC1−19 附近区域.不同季节,主导地下水中污染物浓度的因素各异.雨季时,源头渗漏是影响污染物浓度的主要因素,生物降解和化学反应次之;旱季时,生物降解或稀释作用可能占据主导.

3.3 pH 值、ORP 作为重要的外部环境条件,影响着污染物的降解,同时污染物的降解过程也会对 pH 值、ORP 造成影响.$NH_4^+$−N 浓度随 pH 值降低而升高,而 $COD_{Cr}$ 与 pH 值的关系及 $COD_{Cr}$、$NH_4^+$−N、$NO_3^-$ 与 ORP 之间的动态关系则较为复杂.

3.4 在 QC1−19、SC1−4、SC1−6 监测井中,地下水 Mn 浓度随 ORP 升高而降低.下游区域 Mn 浓度较 QC1−19 显著降低,而 Fe 浓度变化趋势相反.坝肩 QC1−19 处地下水 Fe 浓度远低于 Mn,一方面可能是微生物优先利用氧化性的 $Mn^{4+}$进行厌氧降解,促使 $Mn^{2+}$浓度增加;另一方面,Fe 在从包气带下渗过程中,易被土体吸附或与有机物发生络合反应.

**参考文献:**

[1] Huang Z, Liu G J, Zhang Y F, et al. Assessing the impacts and contamination potentials of landfill leachate on adjacent groundwater systems [J]. Science of the Total Environment, 2024,930:172664.

[2] Guo Y N, Li P Y, He X D, et al. Groundwater quality in and around alandflll in northwest China: characteristic pollutant identifcation,

health risk assessment, and controlling factor analysis [J]. Exposure and Health, 2022,14:885–901.

[3] Huang Z, Liu G J, Y Y, et al. Assessment of the impact of landfills on groundwater quality in Eastern China: a comprehensive analysis of inorganic solutes [J]. Environmental Earth Sciences, 2024,83:497.

[4] Giroud P G, Bonaparte R. Leakage through liners constructed with geomembranes-Part Ⅱ. Composite liners [J]. Geotextiles and Geomembranes, 1989,8:71-111.

[5] Zhang J, Zhang J M, Xing B, et al. Study on the effect of municipal solid landfills on groundwater by combining the models of variable leakage rate, leachate concentration, and contaminant solute transport [J]. Journal of Environmental Management, 2021,292:112815.

[6] 张　静,周乾霜,郭　航,等.垃圾填埋场防渗层破损后渗滤液及氨氮运移规律研究 [J]. 环境科学与管理, 2024,49(1):55-60.
Zhang J, Zhou Q S, Guo H, et al. Simulation of leakage and ammonia-nitrogen transport of HDPE film in landfill under different breakage scenarios [J]. Environmental Science and Management, 2024,49(1):55-60.

[7] 周　炼,安　达,杨延梅,等.危险废物填埋场复合衬层渗漏分析与污染物运移预测 [J]. 环境科学学报, 2017,37(6):2210-2217.
Zhou L, An D, Yang Y M, et al. Predicting leakage and contaminant transport through composite liners in hazardous waste landfill [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017,37(6):2210-2217.

[8] 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 & Innovation, 2023,32:103308.

[9] Chen G, Sun Y J, Xu Z M, et al. Assessment of shallow groundwater contamination resulting from a municipal solid waste landfill—a case study in Lianyungang, China [J]. Water, 2019,11:2496.

[10] 李娜英,韩智勇,王双超,等.多污染源作用下填埋场地下水微生物群落分析 [J]. 中国环境科学, 2020,40(11):4900-4910.
Li N Y, Han Z Y, Wang S C, et al. Impacts of different pollution sources on the microbial community in groundwater at municipal solid waste landfill sites [J]. China Environmental Science, 2020,40(11):4900-4910.

[11] 周　睿,吴　玲,簿　丝,等.深圳简易垃圾填埋场水土环境污染指标识别 [J]. 中国环境科学, 2022,42(3):1287-1294.
Zhou R, Wu L, Bu S, et al. Pollutant identification of water and soil of uncontrolled landfills in Shenzhen [J]. China Environmental Science, 2022,42(3):1287-1294.

[12] 魏晓倩,姜建芳,冯肖嘉文,等.城市建筑垃圾填埋区地下水水质对比和溯源 [J]. 中国环境科学, 2024,44(7):3843-3857.
Wei X Q, Jiang J F, Feng X J W, et al. Comparison and source apportionment of groundwater quality in urban construction waste landfill areas [J]. China Environmental Science, 2024,44(7):3843-3857.

[13] 朱　水,申泽良,王　媛,等.垃圾处理园区周边土壤-地下水重金属分布特征 [J]. 中国环境科学, 2021,41(9):4320-4332.
Zhu S, Shen Z L, Wang Y, et al. Spatial distribution characteristics of heavy metals in the soil-groundwater system around an integrated waste management facility [J]. China Environmental Science, 2021, 41(9):4320-4332.

[14] 刘学浩,邹　金,易秤云,等.基于地下水分层技术刻画污染场地水化学空间分布特征—以湖北某垃圾填埋场为例 [J]. 中国地质, 2025, 52(3):1080-1093.
Liu X H, Zou J, Yi C Y, et al. Spatial distribution characteristics of hydrochemistry in contaminated sites based on groundwater stratification technology: A case study of a landfill in Hubei Province [J]. Geology in China, 2025,52(3):1080-1093.

[15] Abiriga D, Jenkins A, Vestgarden L S, et al. A nature-based solution to a landfill-leachate contamination of a confined aquifer [J]. Scientific Reports, 2021,11:14896.

[16] Abiriga D, Vestgarden L S, Klempe H. Groundwater contamination from a municipal landfill: Effect of age, landfill closure, and season on groundwater chemistry [J]. Science of the Total Environment, 2020, 737:140307.

[17] Baderoon M, Winter K. Groundwater contaminant fluctuation at a landfill: a case study of the Coastal Park Landfill, Cape Town [J]. Water SA, 2024,50(1):69–79.

[18] Mishra S, Tiwary D, Ohri A, et al. Impact of municipal solid waste landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India [J]. Groundwater for Sustainable Development, 2019,9:100230.

[19] 李元杰,王森杰,张　敏,等.土壤和地下水污染的监控自然衰减修复技术研究进展 [J]. 中国环境科学, 2018,38(3):1185-1193.
Li Y J, Wang S J, Zhang M, et al. Research progress of monitored natural attenuation remediation technology for soil and groundwater pollution [J]. China Environmental Science, 2018,38(3):1185-1193.

[20] 马欣程,徐红霞,孙媛媛,等.氯代烃污染场地生物自然衰减修复研究进展 [J]. 中国环境科学, 2022,42(11):5285-5298.
Ma X C, Xu H X, Sun Y Y, et al. Research progress on biotic natural attenuation for the remediation of chlorinated hydrocarbon- contaminated sites [J]. China Environmental Science, 2022,42(11):5285-5298.

[21] 董　军,赵勇胜,韩　融,等.垃圾渗滤液污染羽在地下环境中的分带现象研究 [J]. 环境科学, 2006,27(9):1901-1905.
Dong J, Zhao Y S, Han R, et al. Study on redox zones of landfill leachate plume in subsurface environment [J]. Environmental Science, 2006,27(9):1901-1905.

[22] 董　军,赵勇胜,张伟红.渗滤液污染羽中氧化还原带的动态发展演化研究 [J]. 环境科学, 2008,29(7):1942-1947.
Dong J, Zhao Y S, Zhang W H. Dynamitic development and evolution of redox zones in pollution plume [J]. Environmental Science, 2008,29(7):1942-1947.

[23] 梁　雨,闫海红,殷　勤,等.赤峰垃圾填埋场地下水污染状况研究及成因解析 [J]. 环境工程, 2022,40(4):188—195,223.
Liang Y, Yan H H, Yin Q, et al. Research on groundwater pollution situation in chifeng landfill and cause analysis [J]. Environmental Engineering, 2022,40(4):188-195,223.

[24] Jiang Y, Li R, Yang Y N, et al. Migration and evolution of dissolved organic matter in landfill leachate-contaminated groundwater plume [J]. Resources, Conservation & Recycling, 2019,151:104463.

[25] Abiriga D, Vestgarden L S, Klempe H. Long-term redox conditions in a landfill-leachate-contaminated groundwater [J]. Science of the Total Environment, 2021,755:143725.

[26] Grisey E, Aleya L. Assessing the impact of leachate plumes on groundwater quality in the Etueffont landfill (Belfort, France) [J]. Environmental Earth Sciences, 2016,75:913.

[27] Xu Y, Liu J C, 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.

[28] GB/T 50869-2013　生活垃圾卫生填埋处理技术标准 [S].
GB/T 50869-2013　Technical code for municipal solid waste sanitary landfill [S].

[29] GB/T 14848-2017　地下水质量标准 [S].
GB/T 14848-2017　Standard for groundwater quality [S].

**作者简介：**刘赛赛(1993-),女,河北邢台人,硕士研究生,主要从事生活垃圾填埋场地下水污染机制和管控研究.发表论文 1 篇.liusaisai@zju.edu.cn.