



## Research Article

OPEN ACCESS

## Kharazmi Journal of Earth Sciences

Journal homepage <https://gnf.khu.ac.ir>

## Assessment of water quality and hydrogeochemical processes in proximity to a municipal landfill site: case study of the Mohammadabad Landfill, Qazvin, Iran

Ata Shakeri<sup>1\*</sup>, Neda Sharafi<sup>2</sup>, Meisam Rastegari Mehr<sup>3</sup>, Leyla Abdollahbeglou<sup>4</sup>

1, 2, 3, 4. Department of Applied Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University, Karaj, Iran.

### Article info

#### Article history

Received: 12 March 2025

Accepted: 14 May 2025

#### Keywords:

Groundwater, Hydrochemistry, Landfill, Heavy Metals, Water quality index.



### Abstract

This study evaluates the groundwater quality near the Mohammadabad municipal solid waste landfill in Qazvin, Iran, by examining the physical and chemical parameters of the water. The physicochemical parameters, major ions, and heavy metals in the water were investigated using indices such as the Water Quality Index (WQI). In the wet season, the concentrations of chloride (339.8 mg/L), sulfate (365 mg/L), and sodium (268.7 mg/L), as well as electrical conductivity (EC) with an average of 13035  $\mu\text{S}/\text{cm}$  and total dissolved solids (TDS) with an average of 9338.1 mg/L, were significantly higher than the permissible limits of WHO and EPA. In the wet season, the concentrations of some heavy metals such as Pb and Ni exceeded WHO standards, averaging 23.7  $\mu\text{g}/\text{L}$  and 49.3  $\mu\text{g}/\text{L}$ , respectively. However, in the dry season, metal concentrations decreased, although in the monitoring wells, the average levels of heavy metals in the order of  $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Mn} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Hg}$  still exceeded the permissible limits of WHO and EPA. Water Quality Index (WQI) results showed that 27.5% of the samples in the wet season and 8% in the dry season had unsuitable quality for drinking purposes. The stations located near the landfill exhibited the poorest water quality in both seasons. The results from Piper and Gibbs diagrams indicated that the dominant water type in the area is chloro-sulfate, and processes such as evaporation and interaction with evaporitic sediments play a major role in shaping the groundwater chemistry.

### Introduction

The rapid increase in municipal solid waste (MSW) and industrial production, coupled with inadequate landfill management practices, has resulted in widespread contamination of groundwater resources, particularly in developing countries. Despite their low operating costs, landfills pose a significant threat to groundwater quality due to the leakage of leachate and the release of hazardous pollutants, including heavy metals (Huang et al., 2024). Studies worldwide, including research in Congo, India, and Iran, have demonstrated that waters contaminated by landfill leachate are unsuitable for human consumption due to high concentrations of heavy metals and organic compounds (Naveen et al., 2017). In Iran, research conducted in Ghaemshahr and Saravan has confirmed that groundwater quality in the vicinity of landfills is severely compromised by

leachate, posing health risks such as carcinogenic effects (Najafi Saleh et al., 2020; Kazemi et al., 2023). Qazvin Province, with a daily waste production of 500-550 tons and a high reliance on groundwater, faces significant environmental challenges. The Mohammadabad landfill, one of the largest in the country, receives 900 tons of waste per day, and if poorly managed, it could threaten the region's groundwater quality (Aliaghaei et al., 2020). This study, for the first time, investigates the impact of the Mohammadabad landfill on groundwater resources, employing parameters such as total dissolved solids (TDS), chemical oxygen demand (COD), dissolved oxygen (DO), and water quality index (WQI) to propose solutions for improving the management of these vital resources.

DOI <http://doi.org/10.22034/KJES.2025.11.1.107782>

\*Corresponding author: Ata Shakeri; E-mail: atashakeri@khu.ac.ir

**How to cite this article:** Shakeri, A., Sharafi, N., Rastegari Mehr, M., Abdollahbeglou, L., 2025. Assessment of water quality and hydrogeochemical processes in proximity to a municipal landfill site: case study of the Mohammadabad Landfill, Qazvin, Iran. Kharazmi Journal of Earth Sciences 11(1), 103- 130. <http://doi.org/10.22034/KJES.2025.11.1.107782>



BY NC

## Materials and Methods

### Data sampling and analysis

To evaluate groundwater quality and landfill leachate pollution of Mohammadabad landfill, Qazvin, the sampling was carried out during the wet season (June 2021) and dry season (November 2021). In each period, 12 groundwater samples were collected from multiple sites including upstream, downstream, monitoring wells, and the landfill site. Sampling followed standard procedures: the wells were pumped, and the sampling containers were flushed before being transported to the laboratory for analysis (Rice et al., 2012). Heavy metals were quantified using Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS), while physicochemical parameters including pH, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), and major anions (carbonate, bicarbonate, chloride, sulfate, and nitrate) were analyzed through titration, ion chromatography, and flame photometry. The resulting data were statistically evaluated using SPSS and Aq.QA software. A topographic map of the study area was developed utilizing Geographic Information System (GIS) techniques, incorporating ASTER digital elevation model (DEM) data via ArcGIS software.

To evaluate groundwater quality, the Water Quality Index (WQI) was computed based on the guideline standards of the World Health Organization (WHO) and the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Each parameter was assigned a weight according to its relative importance, and deviations from the prescribed limits were assessed accordingly. Additionally, range, frequency, and amplitude were examined as supplementary indicators for water quality assessment.

## Results and Discussion

### Evaluation of Water Quality Parameters

The investigation of groundwater chemical parameters revealed that concentrations of various anions and cations exceeded the permissible limits set by WHO and EPA standards during both wet and dry seasons (Table 1). Notably, chloride ( $\text{Cl}^-$ ) concentrations were 339.8 mg/L in the wet season and 363.6 mg/L in the dry season, while sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) measured 365 mg/L and 410.6 mg/L,

respectively, both exceeding the WHO limit of 250 mg/L. Sodium ( $\text{Na}^+$ ) concentrations were higher in the wet season at 268.7 mg/L compared to 178.8 mg/L in the dry season, but monitoring wells near the landfill showed alarming levels: chloride at 2860.8 mg/L, sulfate at 3000.9 mg/L, and sodium at 2191.9 mg/L. Electrical conductivity (EC) averaged 13035  $\mu\text{S}/\text{cm}$  and total dissolved solids (TDS) reached 9338.1 mg/L, far exceeding WHO limits. Additionally, organic pollution indices indicated severe contamination, with BOD levels reaching 50.2 mg/L in monitoring wells.

### Hydrochemical Facies Determination of Groundwater

Interpretation of the Piper diagram indicates that the regional groundwater is characterized by a chloro-sulfate hydrogeochemical type with a dominant sodic facies. This composition reflects the influence of geochemical processes, particularly the dissolution of evaporite minerals such as halite and gypsum, as well as cation exchange reactions. These findings highlight the significant role of water-rock interactions in modifying groundwater chemistry, likely driven by the mineralogical composition of surrounding salt-bearing formations (Fig. 3).

### Processes Controlling Water Chemistry

The hydrochemical composition of groundwater is primarily governed by three processes: water-rock interaction, evaporation, and precipitation. The Gibbs diagram was employed to evaluate the relative influence of these mechanisms. A typical geochemical trend observed in the study area involves a transition from bicarbonate to chloride dominance, accompanied by increased salinity. This pattern is largely attributed to the dissolution of carbonate minerals and cation exchange processes with the aquifer matrix. Plotting the results from two sampling campaigns on the Gibbs diagram revealed that evaporation plays a dominant role in the geochemical evolution of groundwater in the region (Fig. 4).

### The Water Quality Index (WQI)

The Water Quality Index (WQI) assessment of groundwater in the vicinity of the landfill revealed notable

seasonal variations. During the wet season, 45.5% of the samples were classified as excellent, 18% as good, 9% as very poor, and 27.5% as unsuitable for drinking purposes. In contrast, the dry season showed a shift, with 67% of the samples falling into the good category, 17% into poor, 8% into very poor and 8% deemed unsuitable. Wells located downstream of the landfill consistently exhibited the lowest water quality in both seasons, whereas upstream wells demonstrated relatively better quality, particularly during the dry period. The findings indicate that groundwater quality generally improves with increasing distance from the landfill. However, poor water quality was also detected in some remote areas, likely due to contamination from nearby livestock farms (Uddin et al., 2023). Additionally, during the dry season, reduced precipitation combined with elevated evaporation rates intensified the concentration of pollutants, further degrading groundwater quality downstream of the landfill (Fig. 5).

### Heavy Metal Concentrations in Water Resources

Groundwater analysis during the wet season revealed that concentrations of certain heavy metals specifically lead, nickel, arsenic, and zinc exceeded the permissible limits set by the WHO (2018) and EPA (2018). Notably, lead concentrations in samples collected from downstream stations reached 32.8 µg/L and 64.4 µg/L, significantly surpassing the WHO guideline of 10 µg/L. Similarly, nickel and arsenic levels measured at 103 µg/L and 34.9 µg/L, respectively, were also substantially above the accepted thresholds. Although the concentrations of these metals decreased during the dry season, monitoring wells located near leachate zones continued to exhibit levels above the regulatory limits. These findings underscore the persistent impact of landfill leachate on groundwater quality, particularly in areas with limited dilution capacity and high contaminant mobility (Table 2).

### Assessing Groundwater Quality Using the CCMEWQI

A comparative graph of the water quality assessment using the CCMEWQI index revealed that during the wet season, 36.3% of the samples were classified as good, 54.5%

as average, and 9% as poor. In contrast, the dry season showed an improvement in water quality, with 50% of the samples classified as excellent and the other 50% as good. The CCMEWQI index for samples from both the wet and dry seasons is provided in Figure 6.

### Cluster Analysis of Groundwater Quality

Cluster analysis of sampling stations for both wet and dry seasons revealed distinct groupings based on groundwater quality parameters. During the wet season, station W12 formed an independent cluster, reflecting markedly different water quality likely resulting from direct infiltration of pollutants from the nearby landfill. The first cluster included stations W5 (used for livestock) and W11 (drinking water source for Mohammadabad village), indicating similar water quality characteristics. The second cluster grouped stations W10 (livestock use), W3, W8, and W9, suggesting relatively homogeneous hydrochemical conditions across these locations.

In the dry season, monitoring well P4 situated adjacent to the waste pile was isolated from the rest due to exceptionally high concentrations of electrical conductivity (EC), chloride, and sodium, all exceeding permissible limits. The first major cluster included samples P5 and P1, both located near municipal and industrial waste disposal sites, and showed significant contamination. The second cluster comprised subgroups with variable water quality, including wells with the lowest contamination levels such as P2, P3, and P6. Additionally, downstream stations (W6, W7, W8, W9, W12, and W13) were grouped together, indicating the consistent influence of leachate migration and solid waste impact on groundwater quality in these areas (Fig. 7).

### Bivariate Analysis of Water Quality Parameters and Heavy Metals

The ion ratio diagrams for the wet season samples demonstrate significant correlations between key water quality parameters and heavy metal concentrations. A strong positive correlation was observed between electrical conductivity (EC) and the concentrations of chloride, sodium, and potassium, indicating that elevated salinity is directly associated with increased levels of these major ions.

Additionally, a positive correlation between arsenic and copper suggests a common anthropogenic origin, likely linked to industrial or urban activities. In contrast, a negative correlation between nitrate and vanadium implies distinct pollution sources. Nitrate contamination is predominantly attributed to agricultural runoff and the use of chemical fertilizers, whereas vanadium presence is more closely associated with industrial discharges.

## Conclusions

This study evaluated the seasonal variation in groundwater quality surrounding the Mohammadabad landfill in Qazvin, focusing on data collected during the wet (June 2021) and dry (November 2021) seasons. The results demonstrated that groundwater quality was influenced by both natural hydrogeochemical processes and anthropogenic activities, including leachate infiltration from solid waste disposal sites, as well as agricultural and livestock-related contamination. Elevated levels of major ions particularly chloride, sulfate, and sodium along with increased electrical conductivity (EC) and total dissolved solids (TDS), indicated significant degradation of groundwater quality, especially in wells located near the landfill. Organic pollution indices (BOD and COD) peaked during the wet season due to increased leachate mobility but remained elevated in proximity to the landfill throughout both seasons.

Hydrogeochemical analysis identified key processes such as mineral dissolution, cation exchange, and evaporation as drivers of groundwater chemistry. Water quality indices (WQI and CCME WQI) revealed a relative improvement in water quality during the dry season. However, persistently high concentrations of heavy metals most notably arsenic and lead pose ongoing environmental and public health risks. Although the impact of landfill leachate was localized, livestock farming was found to be a major contributor to widespread groundwater contamination. These findings underscore the need for continuous groundwater quality

monitoring and further research, including microplastic detection and stable isotope analysis, to ensure the sustainable management and protection of regional water resources.

## References

- Aliaghaei, F., Pazoki, M., Farsad, F., Tajfar, I., 2020 . Evaluating of refuse derived fuel (RDF) production from municipal solid waste (case study: Qazvin Province). *Environmental Energy and Economic Research* 4, 97-109.
- Huang, Z., Liu, G., Zhang, Y., Yuan, Y., Xi, B., Tan, W., 2024. Assessing the impacts and contamination potentials of landfill leachate on adjacent groundwater systems. *Science of The Total Environment* 930, 172664.
- Kazemi, Z., Hesami Arani, M., Panahande ,M., Kermani, M., Kazemi, Z., 2023. Chemical quality assessment and health risk of heavy metals in groundwater sources around Saravan landfill, the northernmost province of Iran. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 103, 6577-6595.
- Najafi Saleh, H., Valipoor, S., Zarei, A., Yousefi, M., Baghal Asghari, F., Mohammadi, A.A., Amiri, F., Ghalehaskar, S., Mousavi Khaneghah, A., 2020. Assessment of groundwater quality around municipal solid waste landfill by using Water Quality Index for groundwater resources and multivariate statistical technique: a case study of the landfill site, Qaem Shahr City, Iran. *Environmental geochemistry and health* 42, 1305-1319.
- Naveen, B., Mahapatra, D.M., Sitharam, T., Sivapullaiah, P ., Ramachandra, T., 2017. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution* 220, 1-12.
- Rice, E.W., Bridgewater, L., Association, A.P.H., 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. American public health association Washington, DC.
- Uddin, M.G., Diganta, M.T.M., Sajib, A.M., Hasan, M.A., Moniruzzaman, M., Rahman, A., Olbert, A.I., Moniruzzaman, M., 2023. Assessment of hydrogeochemistry in groundwater using water quality index model and indices approaches. *Heliyon* 9.
- WHO, W.H.O., 2018. Guidelines for drinking-water quality : fourth edition incorporating the first and second addenda, Geneva.

CRediT authorship contribution statement

|                                                                                                                   |                                                                                                          |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <br><b>Ata Shakeri</b>           | Conceptualization<br>Validation<br>Writing - Review & Editing<br>Project administration<br>Investigation |
| <br><b>Neda Sharafi</b>          | Writing - Original Draft<br>Formal analysis                                                              |
| <br><b>Meisam Rastegari Mehr</b> | Conceptualization, Validation<br>Writing - Review & Editing<br>Project administration<br>Investigation   |
| <br><b>Leyla Abdollahbeglou</b>  | Funding acquisition<br>Investigation<br>Writing - Original Draft                                         |



## ارزیابی کیفیت آب و فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی در مجاورت محل دفن زباله‌های شهری؛ مطالعه موردی: لندفیل محمد آباد قزوین- ایران

عطا شاکری<sup>۱\*</sup>، ندا شرفی<sup>۲</sup>، میثم رستگار مهر<sup>۳</sup>، لیلا عبدالله بیگلر<sup>۴</sup>

۱، ۲، ۳، ۴. گروه آموزشی زمین شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، کرج، ایران.

| اطلاعات مقاله                                                                        | چکیده                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
|--------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>تاریخچه مقاله</b><br>دریافت: ۱۴۰۳/۱۲/۲۲<br>پذیرش: ۱۴۰۴/۰۲/۲۴                      | مطالعه حاضر با بررسی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب، کیفیت آب زیرزمینی را در نزدیکی محل دفن زباله‌های جامد شهری محمدآباد واقع در قزوین، ایران ارزیابی می‌کند. پارامترهای فیزیکیوشیمیایی، یون‌های اصلی و فلزات سنگین آب، با به کارگیری شاخص‌هایی مانند شاخص کیفیت آب (WQI) مورد بررسی قرار گرفتند. در فصل مرطوب، غلظت کلرید (۳۳۹/۸ میلی گرم در لیتر)، سولفات (۳۶۵ میلی گرم در لیتر) و سدیم (۲۶۸/۷ میلی گرم در لیتر)، و همچنین هدایت الکتریکی (EC) با میانگین ۱۳۰۳۵ میکروسیمنس بر سانتی متر و کل جامدات محلول (TDS) با میانگین ۹۳۳۸/۱ میلی گرم در لیتر به طور قابل توجهی بالاتر از حد مجاز WHO و EPA بود. در فصل تر، غلظت برخی فلزات سنگین نظیر Ni و Pb به ترتیب با میانگین ۲۳/۷ میکروگرم بر لیتر و ۴۹/۳ میکروگرم بر لیتر، فراتر از استانداردهای WHO بود. با این حال در فصل خشک، غلظت فلزات کاهش یافت، اما در چاه‌های پاشی میانگین غلظت فلزات سنگین به ترتیب $Hg > Ni > As > Mn > Pb > Zn > Fe$ فراتر از حد مجاز WHO و EPA بود. نتایج WQI نشان داد که ۲۷/۵٪ نمونه‌ها در فصل تر و ۸٪ نمونه‌ها در فصل خشک، کیفیت نامناسبی برای آشامیدن داشتند. کیفیت آب در ایستگاه‌های نزدیک به لندفیل در هر دو فصل در بدترین وضعیت قرار داشت. نتایج حاصل از نمودارهای پایپر و گیس نشان می‌دهد که تیپ غالب آب در منطقه از نوع کلرو-سولفات است و فرآیند تبخیر و تماس آب زیرزمینی با رسوبات تبخیری، نقش اصلی را در تعیین کیفیت آب ایفا می‌کنند. |
| <b>واژه‌های کلیدی</b><br>آب زیرزمینی، هیدروشیمی، لندفیل، فلزات سنگین، شاخص کیفیت آب. |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |



### مقدمه

از چالش‌های اصلی و فعلی برای جوامع توسعه‌یافته است. در این راستا، دفن اصولی و بهداشتی زباله در زمین، یک روش مهندسی برای دفع زباله در محیط زیست است. در مقابل، در بسیاری از کشورهای در حال توسعه، زباله‌های جامد در محیط‌های باز و بدون توجه به عملیات دفن بهداشتی زباله، رها می‌شوند (Farzaneh et al., 2021). دفن زباله در زمین ارزان‌ترین روش مدیریت پسماند از نظر هزینه‌های عملیاتی و سرمایه‌گذاری است (Renou et al., 2008). با این حال، این روش به دلیل نشت شیرابه، انتشار گازهای آلاینده و بوی نامطبوع، اثرات

رشد جمعیت، پیشرفت‌های تکنولوژیکی، بهبود شرایط اجتماعی و اقتصادی و به دنبال آن افزایش نرخ مصرف، منجر به رشد تساعدی تولید زباله‌های جامد شهری (MSW) و صنعتی شده است (Johari et al., 2014; Schiopu and Gavrilesu, 2010). پیش‌بینی‌ها نشان می‌دهد که تولید MSW تا سال ۲۰۵۰ به ۳/۴ میلیارد تن خواهد رسید (Huang et al., 2024). به همین علت کنترل و دفع مناسب پسماندهای جامد شهری برای جلوگیری از آلودگی محیط زیست یکی

DOI <http://doi.org/10.22034/KJES.2025.11.1.107782>

\*نویسنده مسئول: عطا شاکری atashakeri@khu.ac.ir

استناد به این مقاله: شاکری، ع.، شرفی، ن.، رستگار مهر، م.، عبدالله بیگلر، ل. (۱۴۰۴). ارزیابی کیفیت آب و فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی در مجاورت محل دفن زباله‌های شهری؛ مطالعه موردی: لندفیل محمد آباد قزوین- ایران. مجله علوم زمین خوارزمی. جلد ۱۱، شماره ۱، صفحه ۱۰۳ تا ۱۳۰.



<http://doi.org/10.22034/KJES.2025.11.1.107782>

مطالعه‌ای در استان گیلان نشان دادند که غلظت فلزات سنگین در آب‌های زیرزمینی اطراف لندفیل سراوان بیش از حد مجاز است و مصرف این آب‌ها می‌تواند خطرات سرطان‌زا و غیرسرطان‌زا برای سلامت عمومی ایجاد کند.

در مناطق خشک و نیمه‌خشک ایران، از جمله استان قزوین، آب‌های زیرزمینی نقشی حیاتی در تأمین آب شرب و کشاورزی ایفا می‌کنند. این استان با جمعیتی بالغ بر ۱/۲ میلیون نفر و تولید روزانه ۵۰۰ تا ۵۵۰ تن زباله شهری، با چالش‌های زیست‌محیطی جدی مواجه است. محل دفن زباله محمدآباد، که یکی از بزرگ‌ترین سایت‌های دفن زباله کشور محسوب می‌شود، روزانه حدود ۹۰۰ تن زباله را دریافت می‌کند که این فرآیند، در صورت نبود مدیریت اصولی، می‌تواند تهدیدی جدی برای کیفیت منابع آب زیرزمینی منطقه باشد (Aliaghaei et al., 2020; Benaddi et al., 2022). با توجه به وابستگی قابل‌توجه ساکنان منطقه به آب‌های زیرزمینی، بررسی تأثیرات زیست‌محیطی ناشی از دفن پسماند در این محل ضروری است. در راستای ارزیابی تأثیر محل دفن زباله محمدآباد بر کیفیت آب‌های زیرزمینی، پارامترهایی نظیر کل جامدات محلول (TDS)، نیترات ( $\text{NO}_3^-$ )، فسفات ( $\text{PO}_4^{3-}$ ، pH، اکسیژن‌خواهی زیستی ( $\text{BOD}_5$ )، اکسیژن محلول (COD)، شاخص کیفیت آب (WQI) و مدل CCME برای آب آشامیدنی مورد بررسی قرار گرفتند. این مطالعه، برای نخستین بار، به بررسی جامع تأثیرات محل دفن زباله محمدآباد قزوین بر کیفیت آب چاه‌های اطراف پرداخته است. نتایج به‌دست‌آمده می‌توانند اطلاعات ارزشمندی برای تدوین و اجرای استراتژی‌های مدیریتی پیشگیرانه و اقدامات ترمیمی در راستای حفاظت از منابع آب زیرزمینی منطقه ارائه کنند.

### ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه

استان قزوین با مساحت ۱۵۸۲۰ کیلومتر مربع در شمال ایران و در محل تلاقی رشته کوه‌های البرز و زاگرس واقع شده است. اختلاف ارتفاع زیاد در استان قزوین، منجر به تنوع اقلیمی و اکولوژیکی و شکل‌گیری

زیست‌محیطی منفی قابل توجهی دارد (Xing et al., 2013). در کشورهای در حال توسعه، ساخت‌وسازهای غیراستاندارد و فقدان زیرساخت‌های مهندسی مناسب در محل‌های دفن زباله، منجر به آلودگی گسترده آب‌های زیرزمینی شده است. بسیاری از این محل‌ها به دلیل مکان‌یابی نامناسب و نبود سیستم‌های کنترل آلاینده‌ها، باعث نفوذ شیرابه به سفره‌های آب زیرزمینی و آلودگی شدید این منابع می‌شوند (Huang et al., 2024; Propp et al., 2021).

مطالعات متعددی به بررسی تأثیر محل‌های دفن زباله (لندفیل‌ها) بر کیفیت آب‌های زیرزمینی مجاور در مناطق مختلف ایران و جهان پرداخته‌اند. برای نمونه، ماواکالا و همکاران (Mavakala et al., 2016) شیرابه حاصل از محل دفن زباله‌های شهری در کنگو را در دوره‌های مرطوب و خشک مورد بررسی قرار دادند. نتایج مطالعه نشان‌دهنده تغییرات زمانی قابل توجه در ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی کیفیت شیرابه بود. به‌طور مشابه، نوین و همکاران (Naveen et al., 2017) در هند دریافتند که آب‌های آلوده به شیرابه برای استفاده انسانی نامناسب است. صمدر و همکاران (Samadder et al., 2017) در مطالعه‌ای دیگر، نیز در هند نشان دادند که آب‌های زیرزمینی اطراف لندفیل‌ها به دلیل غلظت بالای فلزات سنگین برای شرب مناسب نیستند. پروین و همکاران (Parvin and Tareq, 2021) ۹۶ آلاینده مختلف را در آب‌های زیرزمینی اطراف محل‌های دفن زباله شناسایی کردند که ۲۲ مورد از آنها به‌عنوان عوامل اصلی آلودگی شناخته شدند. شیرابه، که از تغییرات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پسماندهای جامد تولید می‌شود، حاوی مواد آلی محلول، ترکیبات آلی زئوپیوتیک، آنیون‌ها، کاتیون‌ها و فلزات سنگین است. این شیرابه‌ها با نفوذ به آب‌های زیرزمینی، آلاینده‌ها را به شکل ستون‌هایی در جهت جریان آب گسترش داده و مناطق وسیعی را آلوده می‌کنند.

در ایران نجفی صالح و همکاران (Najafi Saleh et al., 2020) کیفیت آب‌های زیرزمینی اطراف لندفیل قائم‌شهر را بررسی کردند و دریافتند که بیشتر چاه‌ها برای شرب آلوده بوده‌اند، اما برای کشاورزی مناسب بودند. کاظمی و همکاران (Kazemi et al., 2023) در

میلیون مترمکعب شده و این دشت را به یک دشت ممنوعه تبدیل کرده است (Energy, 2019).

منطقه مورد مطالعه از نظر زمین‌شناسی در زون البرز و ایران مرکزی قرار دارد. بخش جنوبی آن شامل دشت قزوین است که با نهشته‌های آبرفتی جوان پوشیده شده و زمین‌های کشاورزی بخش گسترده‌ای از آن را تشکیل می‌دهند. در بخش‌های مختلف دشت قزوین، ریخت‌های کویری مانند پوسته نمکی، کفه رسی و تپه‌های ماسه‌ای دیده می‌شود (Samadi, 2017). بر اساس شرح نقشه‌های زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ اشتهاورد و قزوین (سازمان زمین‌شناسی کشور) و شکل ۱، شهرستان بوئین‌زهره شامل واحدهای زمین‌شناسی میوسن، پلیوسن و نهشته‌های کواترنری است. نهشته‌های کواترنری (Qft) منطقه عبارت‌اند از: زمین‌های کشاورزی (Qcu)، پهنه‌های سیلابی (Qal)، پهنه‌های رسی (Qc) و ماسه‌سنگ‌های کرم تا قهوه‌ای‌رنگ (Mur) با سن هولوسن (Iran, 2002).

سایت لندفیل محمدآباد بر روی رسوبات کواترنری احداث شده است که اغلب شامل پادگانه‌های آبرفتی قدیم و جدید با جنس رس، رسوبات تبخیری نمک، ژئپس، دولومیت و کلسیت و کانی‌های همراه کوارتز، کائولینیت، کلریت آهن‌دار و پتاسیم فلدسپار می‌باشد.

طیف متنوعی از اکوسیستم‌ها شده است، به طوری که بخش جنوبی آن دارای چهره کاملاً دشتی و بخش شمالی پوشیده از رشته کوه‌های مرتفع و تپه می‌باشد (Plan, 2013).

این استان دارای ۶ شهرستان است و لندفیل محمدآباد در شهرستان بوئین‌زهره در جنوب شرق آن واقع شده است. اقلیم شهرستان بوئین‌زهره بر اساس روش دو مارتن، خشک سرد و بر اساس روش آمبرژه، بیابانی طبقه‌بندی می‌شود. میزان بارندگی در استان قزوین بین ۲۰۰ تا ۵۰۰ میلی‌متر در سال متغیر است و از ارتفاعات شمال به سمت جنوب شرق کاهش می‌یابد. خشک‌ترین منطقه استان، بوئین‌زهره و مناطق اطراف آن با اقلیم خشک سرد و بارندگی سالانه ۲۱۰ تا ۲۳۰ میلی‌متر است. بیشترین بارندگی در ماه‌های بهمن، اسفند، فروردین و اردیبهشت رخ می‌دهد که ناشی از تأثیر توده‌های هوای مرطوب غربی است (Agency, 2023).

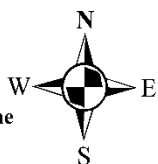
منطقه مورد مطالعه در آبخوان قزوین قرار دارد که بخشی از حوضه آبریز اصلی فلات مرکزی و زیرحوضه آبریز درجه یک دریاچه نمک می‌باشد (Plan, 2013). آبخوان دشت قزوین به‌عنوان بزرگ‌ترین و مهم‌ترین منبع آب زیرزمینی استان، نقش اساسی در تأمین آب کشاورزی و باغداری در این منطقه دارد. با این حال، برداشت بی‌رویه آب از طریق چاه‌های غیرمجاز منجر به کسری مخزن در حدود ۳۳۳

## Geological map of Qazvin province

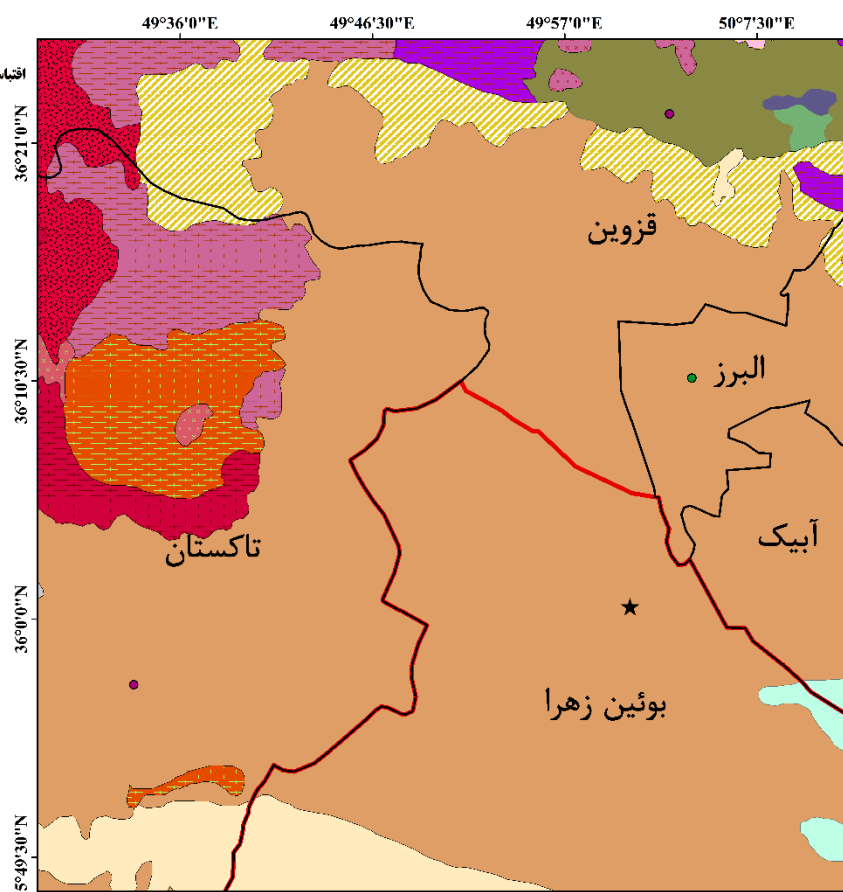
اقتباس از نقشه زمین شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ ایران، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور، سال ۱۳۸۱

## Legend

- لندفیل محمد آباد
- Old Terrace
- New Terrace
- Clay fan
- Andesitic Lava
- Dolomitic Limestone & Sandstone
- Granite
- Andesitic Lava
- Granite & Diorite
- Gabbro & Diorite
- Andesitic Lava
- Andesitic & Dacitic Lava
- Half Deep Basaltic Lava
- Green Tuff
- Andesitic Lava
- Andesitic Lava
- Basaltic Lava
- Conglomerate
- Yellowish vermicelli Limestone



0 3.5 7 14 21 28 Km



شکل ۱- نقشه زمین شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ استان قزوین و محدوده لندفیل محمدآباد (سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور، ۱۳۸۱).

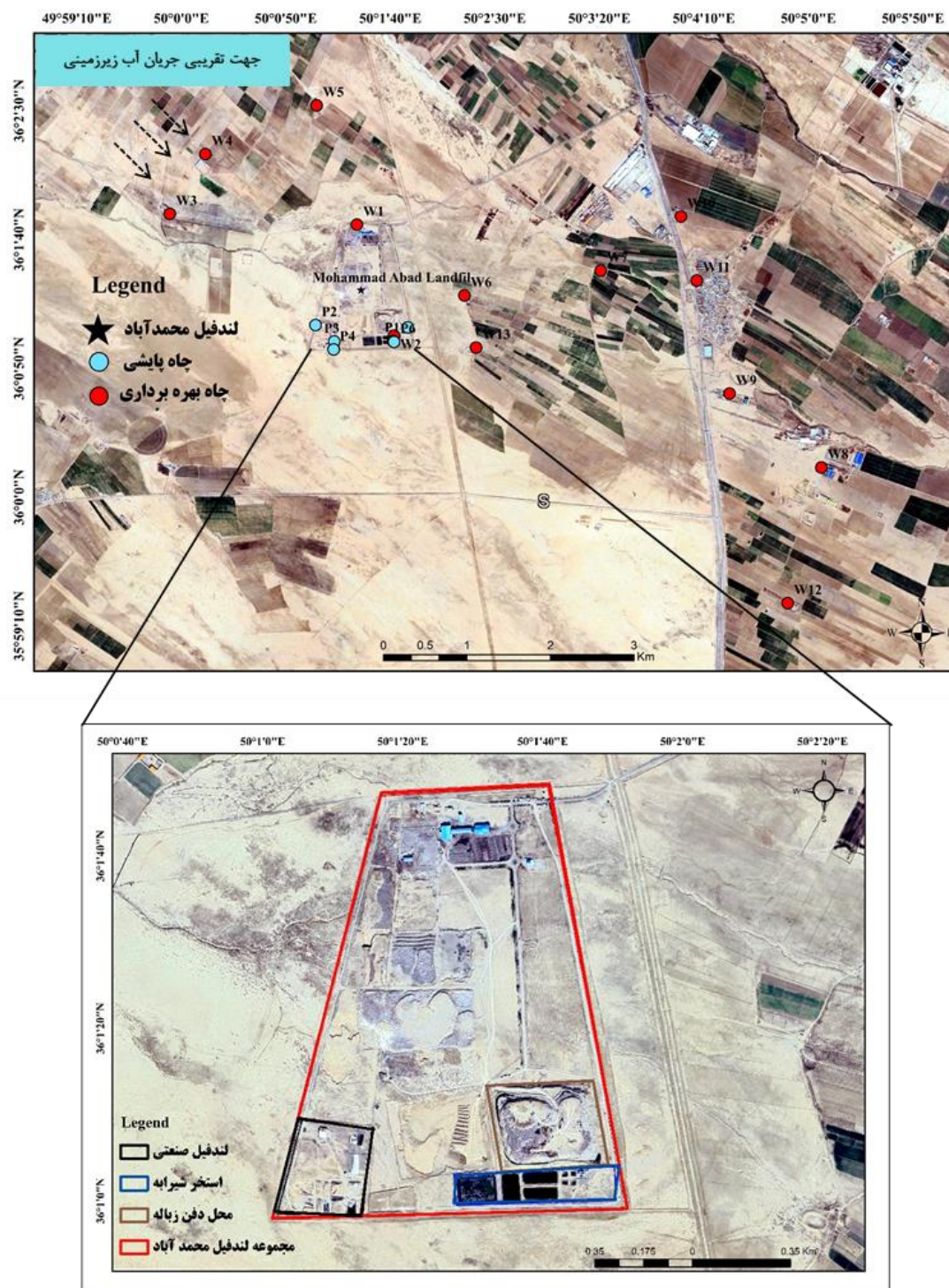
Fig. 1. Geological map of Qazvin Province and the Mohammadabad landfill area, 1:100000 (Geological Survey and Mineral Explorations of Iran, 2002).

## مواد و روش‌ها

## نمونه برداری و آنالیز داده‌ها

سال ۱۴۰۰ انجام شد. در هر دوره، نمونه‌ها از چاه‌های مختلف شامل چاه داخل لندفیل، چاه‌های بالادست و چاه‌های پایین‌دست لندفیل برداشت شدند. در مجموع، ۱۲ نمونه آب زیرزمینی در هر دوره نمونه برداری جمع‌آوری شد (شکل ۲).

جهت ارزیابی پارامترهای فیزیکوشیمیایی و آلودگی آب زیرزمینی، نمونه برداری در دو دوره فصل تر (خردادماه) و فصل خشک (آبان‌ماه)



شکل ۲- عکس هوایی موقعیت جغرافیایی نمونه های برداشت شده در اطراف لندفیل

Fig. 2. Aerial photo of the geographical location of samples collected around the landfill

دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. مجموع غلظت یون‌های منیزیم ( $Mg^{2+}$ ) و کلسیم ( $Ca^{2+}$ ) به روش تیتراسیون با EDTA و غلظت یون‌های سدیم ( $Na^{+}$ ) و پتاسیم ( $K^{+}$ ) با استفاده از روش نورسنجی شعله‌ای اندازه‌گیری شد. علاوه بر این، غلظت کاتیون‌های محلول از طریق ICP-MS نیز اندازه‌گیری شد (Sanad et al., 2024). داده‌های حاصل از آنالیز آب با بهره‌گیری از نرم‌افزارهای تخصصی شیمی (Chemistry) و Aq.Qa مورد تحلیل قرار گرفت. برای بررسی‌های آماری، از بسته‌های نرم‌افزاری SPSS مدل Statistic-26 استفاده شد.

### محاسبه شاخص کیفیت آب (WQI)

به منظور دستیابی به دید کلی از کیفیت آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه، از شاخص کیفیت آب (WQI) استفاده شد. این شاخص یکی از روش‌های مؤثر برای ارزیابی تأثیر پارامترهای مختلف بر کیفیت کلی آب می‌باشد.

در این پژوهش، شاخص کیفیت آب (WQI) با استناد به استانداردهای آب آشامیدنی سازمان بهداشت جهانی (WHO) محاسبه و مقدار آن در پنج طبقه ذیل دسته‌بندی شدند: عالی (WQI کمتر از ۵۰) بیانگر کیفیت بسیار مطلوب آب، خوب (WQI بین ۵۰ تا ۱۰۰) نشان‌دهنده کیفیت مناسب آب، ضعیف (WQI بین ۱۰۰ تا ۲۰۰) حاکی از کیفیت نامطلوب آب، خیلی ضعیف (WQI بین ۲۰۰ تا ۳۰۰) بیانگر کیفیت بسیار نامطلوب آب و نامناسب برای آشامیدن (WQI 300 و بیشتر) که نشان‌دهنده عدم تناسب آب برای شرب است (Batabyal and Chakraborty, 2015; Uddin et al., 2022).

شاخص کیفیت آب طی سه مرحله محاسبه گردید: (۱) به هر یک از پارامترهای شیمیایی کیفیت آب نظیر پارامترهای pH، TH، EC،  $NO_3^-$ ،  $SO_4^{2-}$ ،  $Cl^-$ ،  $HCO_3^-$ ، BOD،  $K^{+}$ ،  $Mg^{2+}$ ،  $Na^{+}$ ،  $Ca^{2+}$ ، TDS بر اساس اهمیت نسبی آن در تعیین کیفیت کلی آب آشامیدنی، وزنی (wi) تخصیص داده شد. برای این منظور از روش وزن‌دهی حسابی (arithmetic) استفاده شد (Ogbodo et al., 2020). (۲) وزن نسبی (Wi) هر پارامتر شیمیایی با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد. (۳)

قبل از نمونه‌برداری، هر چاه به مدت چند دقیقه مورد پمپاژ قرار گرفت تا آب داخل چاه با آب موجود در آبخوان به طور کامل جایگزین شود. سپس، طبق پروتکل نمونه‌برداری (Rice et al., 2012)، ظروف پلی‌اتیلن استریل با آب چاه شستشو داده شدند. برای اندازه‌گیری فلزات سنگین در آب، نمونه‌ها با استفاده از سرنگ مخصوص و فیلتر ۰/۴۵ میکرون فیلتر شده و به ظروف مناسب (پلی‌اتیلن) منتقل شدند. برای تثبیت این نمونه‌ها، از اسید نیتریک غلیظ با خلوص بالا استفاده گردید و pH آن‌ها به کمتر از ۲ کاهش یافت. تمامی نمونه‌ها در ظروف کاملاً پلمپ شده نگهداری شدند و تا زمان تحویل به آزمایشگاه، در دمای زیر ۴ درجه سانتی‌گراد در کنار یخ خشک و دور از نور نگهداری شدند (Chow et al., 2022; Sanad et al., 2024).

پارامترهای pH و EC در محل با استفاده از دستگاه‌های قابل حمل اندازه‌گیری شدند. نمونه‌های فلزات سنگین جهت تجزیه عنصری با ICP-MS به آزمایشگاه زرآما ارسال شد (Sanad et al., 2024). سایر نمونه‌ها جهت اندازه‌گیری غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی، BOD و COD به آزمایشگاه‌های پیرایه‌زیست قزوین و آراین فن آزما تهران ارسال شد. برای اندازه‌گیری COD، به نمونه‌های جمع‌آوری شده یک میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ اضافه شد. همچنین، برای اندازه‌گیری BOD، دو ظرف نمونه‌برداری جداگانه برداشته شد: یکی از نمونه‌ها برای تعیین مقدار اکسیژن محلول اولیه، پس از اضافه کردن محلول‌های سولفات منگنز، یودور قلیایی و اسید سولفوریک در آزمایشگاه تثبیت شد و ظرف دوم بدون تثبیت، به‌طور کامل با پارافیلیم پوشانده شد تا از تبادل هوا به داخل آن جلوگیری شود. پس از ۵ روز، مقدار اکسیژن محلول در این نمونه اندازه‌گیری شد. غلظت کربنات ( $CO_3^{2-}$ ) و بی‌کربنات ( $HCO_3^-$ ) به‌صورت مستقیم بر روی نمونه‌های آب و با استفاده از روش تیتراسیون و معرف‌های فنل فتالین و متیل اورانژ اندازه‌گیری شد. غلظت یون کلرید ( $Cl^-$ ) نیز با روش تیتراسیون و با استفاده از نیترات نقره و اندیکاتور کرومات پتاسیم اندازه‌گیری شد. غلظت یون‌های سولفات ( $SO_4^{2-}$ ) و نیترات ( $NO_3^-$ ) با استفاده از

این سه معیار با هم ترکیب شده و یک عدد بدون واحد بین ۰ تا ۱۰۰ را به عنوان شاخص کیفیت آب (WQI) ایجاد می کنند. هرچه این عدد به ۱۰۰ نزدیک تر باشد، نشان دهنده کیفیت بهتر آب است. این شاخص به طور گسترده برای ارزیابی کیفیت آب آشامیدنی استفاده می شود (Uddin et al., 2023).

دامنه (F1) با استفاده از معادله زیر محاسبه می شود:

$$F1 = \left[ \frac{\text{Number of failed variables}}{\text{Total number of variables}} \right] * 100 \quad (5)$$

فرکانس (F2) با استفاده از معادله زیر محاسبه می شود:

$$F2 = \left[ \frac{\text{Number of failed tests}}{\text{Total number of tests}} \right] * 100 \quad (6)$$

محاسبه دامنه نوسان (F3) در سه مرحله انجام می شود: ابتدا مقدار انحراف محاسبه شده، سپس مجموع نرمال شده انحرافات (nse) محاسبه شده و در نهایت دامنه نوسان (F3) محاسبه می شود.

(i) محاسبه ی انحراف: انحراف به معنی تعداد دفعاتی است که غلظت یک پارامتر از مقدار هدف تعیین شده فراتر رود (یا در مواردی که هدف، حداقل مقدار است، از آن کمتر شود). برای مواردی که مقدار اندازه گیری شده در آزمایش از مقدار هدف بیشتر باشد، انحراف به این صورت محاسبه می شود:

$$Excursion = \left[ \frac{\text{Failed test value}}{\text{Objective}} \right] - 1 \quad (7)$$

زمانی که مقدار آزمایش از هدف فراتر نرود، انحراف به صورت زیر محاسبه می شود:

$$Excursion = \left[ \frac{\text{Objective}}{\text{Failed test value}} \right] - 1 \quad (8)$$

(ii) محاسبه مجموع نرمال شده انحرافات (nse): برای محاسبه مجموع نرمال شده انحرافات ابتدا انحرافات هر آزمایش به طور مجزا از اهداف مربوطه محاسبه می شوند. سپس، مجموع این انحرافات بر تعداد کل آزمایش ها تقسیم می شود تا مقدار نرمال شده انحرافات به دست آید.

$$nse = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n Excursion}{\text{Total number of tests}} \right] \quad (9)$$

مقیاس رتبه بندی کیفیت (qi) برای هر پارامتر شیمیایی با استفاده از معادله ۲ محاسبه گردید.

$$Wi = \frac{wi}{\sum_{i=1}^n wi} \quad (1)$$

در این رابطه، Wi وزن نسبی، wi وزن هر پارامتر و n تعداد پارامترها است.

$$qi = Ci/Si * 100 \quad (2)$$

همچنین در این فرمول، qi رتبه بندی کیفیت، Ci غلظت هر پارامتر شیمیایی در نمونه آب (بر حسب میلی گرم بر لیتر) و Si استاندارد آب آشامیدنی WHO برای هر پارامتر شیمیایی (بر حسب میلی گرم بر لیتر) است.

به علاوه، برای هر پارامتر شیمیایی یک زیرشاخص (SI) با استفاده از معادله ۳ محاسبه شد و در نهایت، WQI از طریق معادله ۴ تعیین گردید.

$$Sli = Wi * qi \quad (3)$$

$$SWQI = \sum_{i=1} SI \quad (4)$$

در این روابط، Sli زیرشاخص پارامتر iام، Wi وزن نسبی پارامتر iام، qi رتبه بندی بر اساس غلظت پارامتر iام و n تعداد پارامترهای شیمیایی است.

### محاسبه شاخص کیفیت آب بر اساس فلزات سنگین

مدلی که توسط شورای وزیران محیط زیست کانادا ارائه شده است، سه معیار اصلی را برای سنجش کیفیت آب در نظر می گیرد (Uddin et al., 2023).

دامنه (F1): نشان دهنده تعداد پارامترهایی است که استانداردهای کیفیت آب را برآورده نمی کنند. فرکانس (F2): بیانگر تعداد دفعاتی است که نتایج آزمایش ها نشان دهنده عدم برآورده شدن استانداردهای کیفیت آب هستند. دامنه نوسان (F3): میزان انحراف از استانداردهای کیفیت آب را در پارامترهایی که با شکست در آزمایش مواجه شده اند، نشان می دهد.

نیز بسیار بالاتر از حد مجاز WHO (۴۰۰ میکروزیمنس بر سانتی متر) با میانگین ۱۳۰۳۵ میکروزیمنس بر سانتی متر بود.

مقدار pH در تمامی نمونه‌ها در محدوده خنثی تا کمی قلیایی (۶/۵-۷/۸) قرار داشت و مطابق با استانداردهای WHO و EPA بود. با این حال، مقدار کل جامدات محلول (TDS) در تمامی نمونه‌ها از حد مجاز WHO (۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر) و EPA (۵۰۰ میلی گرم بر لیتر) فراتر رفت. میانگین TDS در فصل تر و خشک به ترتیب ۱۳۵۶/۷ و ۱۲۹۶/۸ میلی گرم بر لیتر بود، در حالی که این مقدار در چاه‌های پایشی به ۹۳۳۸/۱ میلی گرم بر لیتر رسید.

شاخص‌های آلودگی آلی (COD و BOD) نیز نشان‌دهنده تأثیر فعالیت‌های انسانی و صنعتی بر کیفیت آب بودند. میانگین BOD فصل تر و خشک به ترتیب ۲۷/۸ و ۱۴/۵ میلی گرم بر لیتر بود که از حد مجاز WHO (۵ میلی گرم بر لیتر) و EPA (۳ میلی گرم بر لیتر) فراتر رفت. در چاه‌های پایشی، میانگین BOD به ۵۰/۲ میلی گرم بر لیتر رسید که نشان‌دهنده آلودگی شدید آلی است. نتایج حاصل نشان‌دهنده تأثیر مستقیم محل دفن پسماند و استخرهای شیرابه، بر کیفیت آب زیرزمینی است. بالا بودن مقدار COD و BOD در فصل تر می‌تواند به دلیل نفوذپذیری بالاتر خاک در اثر افزایش رطوبت و شستشوی بیشتر آلاینده‌ها به منابع آب زیرزمینی باشد. همچنین، کاهش مقدار COD در فصل خشک می‌تواند به کاهش ورودی آلاینده‌ها و کاهش فرآیندهای تجزیه آلی در شرایط خشک نسبت داده شود.

نتایج این مطالعه شباهت‌های زیادی با پژوهش‌های منگ و همکاران (Meng et al., 2024) و ژانگ و همکاران (Yang et al., 2024) دارد. در هر دو مطالعه، افزایش شاخص‌های آلودگی مانند EC، TDS، COD و BOD در نزدیکی لندفیل‌ها و چاه‌های پایشی مشاهده شده است، که نشان‌دهنده تأثیر شدید شیرابه‌ها و دفن پسماند بر کیفیت آب‌های زیرزمینی است. همچنین، در هر دو تحقیق، غلظت بالای آنیون‌ها و کاتیون‌ها مانند سولفات، کلر و سدیم به‌عنوان شواهد آلودگی ذکر شده است. روند فصلی تغییرات آلاینده‌ها در این مطالعات

(iii) محاسبه دامنه نوسان (F3): در نهایت، F3 به صورت زیر محاسبه شد:

$$F3 = \frac{nse}{0.01nse + 0.01} \quad (10)$$

سپس، شاخص کیفیت آب CCME به صورت زیر محاسبه شد:

$$CCME\ WQI = 100 - \left[ \frac{\sqrt{F_1^2} + \sqrt{F_2^2} + \sqrt{F_3^2}}{1.732} \right] \quad (11)$$

عدد ۱/۷۳۲ به عنوان مقسوم علیه در معادله مذکور، نقش نرمال‌سازی شاخص کیفیت آب (WQI) را به محدوده ۰ تا ۱۰۰ ایفا می‌کند. در این محدوده، عدد صفر نشانگر بدترین کیفیت و ۱۰۰ بیانگر عالی‌ترین کیفیت آب است.

## نتایج و بحث

### بررسی نتایج حاصل از پارامترهای کیفی آب

بررسی پارامترهای شیمیایی آب زیرزمینی در دو فصل تر و خشک نشان داد (جدول ۱) که غلظت بیشتر آنیون‌ها و کاتیون‌ها از حد مجاز استانداردهای WHO و EPA فراتر رفته است (EPA, 2018; WHO, 2018). میانگین غلظت کلرید ( $Cl^-$ ) در فصل تر و خشک به ترتیب ۳۳۹/۸ و ۳۶۳/۶ میلی گرم بر لیتر بود که بیش از حد مجاز WHO (۲۵۰ میلی گرم بر لیتر) است. همچنین، غلظت سولفات ( $SO_4^{2-}$ ) در فصل تر و خشک به ترتیب ۳۶۵ و ۴۱۰/۶ میلی گرم بر لیتر اندازه‌گیری شد که بالاتر از حد مجاز WHO (۲۵۰ میلی گرم بر لیتر) می‌باشد. غلظت سدیم ( $Na^+$ ) نیز در فصل تر و خشک به ترتیب ۲۶۸/۷ و ۱۷۸/۸ میلی گرم بر لیتر بود که در فصل تر از حد مجاز WHO (۲۰۰ میلی گرم بر لیتر) فراتر رفت.

در چاه‌های پایشی، غلظت این یون‌ها به‌طور چشمگیری افزایش یافت. به‌طور مثال، میانگین غلظت کلرید، سولفات و سدیم در چاه‌های پایشی به ترتیب ۲۸۶۰/۸، ۳۰۰۰/۹ و ۲۱۹۱/۹ میلی گرم بر لیتر بود که نشان‌دهنده تأثیر شدید شیرابه‌های ناشی از دفن پسماند بر کیفیت آب زیرزمینی است. مقدار هدایت الکتریکی (EC) در چاه‌های پایشی

نیز مشابه است، به طوری که افزایش COD و BOD در فصل تر به افزایش نفوذپذیری خاک و شستشوی آلاینده‌ها نسبت داده شده است.

جدول ۱- خلاصه ای از نتایج به دست آمده از اندازه گیری پارامترهای صحرایی، کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی آب

Table.1. Summary of results obtained from field measurements of water parameters, cations, and anions.

| Parameter (Unit)                          | Season          | Min   | Max    | Mean   | Median | SD      | CV   | WHO (2018) | EPA (2018) |
|-------------------------------------------|-----------------|-------|--------|--------|--------|---------|------|------------|------------|
| <b>Cl<sup>-</sup> (mg/l)</b>              |                 |       |        |        |        |         |      |            |            |
|                                           | Wet             | 130.8 | 590.3  | 339.8  | 313.9  | 171.2   | 0.5  | 250        | 250        |
|                                           | Dry             | 149.2 | 618.2  | 363.6  | 309.9  | 178.3   | 0.49 |            |            |
|                                           | Monitoring Well | 337.2 | 7628   | 2860.8 | 2312   | 2882    | 1    |            |            |
| <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/l)</b>  |                 |       |        |        |        |         |      |            |            |
|                                           | Wet             | 6.8   | 11.8   | 9.2    | 8.8    | 1.7     | 0.1  | *          | 10         |
|                                           | Dry             | 6.6   | 11.9   | 9      | 8.8    | 1.7     | 0.1  |            |            |
|                                           | Monitoring Well | 4.8   | 92.1   | 47.2   | 45.9   | 37      | 0.7  |            |            |
| <b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (mg/l)</b> |                 |       |        |        |        |         |      |            |            |
|                                           | Wet             | 163.4 | 723.7  | 365    | 370.4  | 161.9   | 0.4  | 250        | 250        |
|                                           | Dry             | 194.6 | 708.7  | 410.6  | 378.1  | 180.6   | 0.4  |            |            |
|                                           | Monitoring Well | 341.8 | 9210   | 3000.9 | 1770.4 | 3444.8  | 1.1  |            |            |
| <b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/l)</b> |                 |       |        |        |        |         |      |            |            |
|                                           | Wet             | 54.3  | 192    | 127.8  | 132.6  | 39.1    | 0.3  | 100        | *          |
|                                           | Dry             | 57    | 190    | 128.4  | 133    | 37.7    | 0.2  |            |            |
|                                           | Monitoring Well | 110.7 | 151    | 136.2  | 142    | 16.6    | 0.1  |            |            |
| <b>Ca<sup>2+</sup> (mg/l)</b>             |                 |       |        |        |        |         |      |            |            |
|                                           | Wet             | 59.7  | 277.2  | 141.5  | 108.3  | 72.1    | 0.5  | 150        | *          |
|                                           | Dry             | 59.8  | 224    | 120.1  | 119    | 46.1    | 0.3  |            |            |
|                                           | Monitoring Well | 123.2 | 1215.9 | 523.9  | 443.3  | 417.5   | 0.8  |            |            |
| <b>Mg<sup>2+</sup> (mg/l)</b>             |                 |       |        |        |        |         |      |            |            |
|                                           | Wet             | 36    | 319    | 98.8   | 60     | 81.7    | 0.8  | 150        | *          |
|                                           | Dry             | 33.7  | 153    | 80.4   | 60.2   | 39.7    | 0.4  |            |            |
|                                           | Monitoring Well | 52    | 1872.9 | 611.2  | 445.8  | 687.3   | 1.1  |            |            |
| <b>Na<sup>+</sup> (mg/l)</b>              |                 |       |        |        |        |         |      |            |            |
|                                           | Wet             | 121.1 | 501.7  | 268.7  | 250.6  | 122.3   | 0.4  | 200        | 30-60      |
|                                           | Dry             | 93.4  | 313    | 178.8  | 168    | 63.43   | 0.3  |            |            |
|                                           | Monitoring Well | 172.5 | 8098.2 | 2191.9 | 992.4  | 3063.1  | 1.4  |            |            |
| <b>K<sup>+</sup> (mg/l)</b>               |                 |       |        |        |        |         |      |            |            |
|                                           | Wet             | 3.5   | 8.8    | 5.2    | 5      | 1.6     | 0.3  | 12         | *          |
|                                           | Dry             | 4.1   | 6.9    | 5.1    | 4.8    | 0.9     | 0.1  |            |            |
|                                           | Monitoring Well | 6     | 21.7   | 12.8   | 11.2   | 7.1     | 0.5  |            |            |
| <b>EC (µmho/cm)</b>                       |                 |       |        |        |        |         |      |            |            |
|                                           | Wet             | 885   | 4250   | 1871.4 | 1636.5 | 934.2   | 0.5  | 400        |            |
|                                           | Dry             | 853   | 2790   | 1642.8 | 1612.5 | 627.5   | 0.3  |            |            |
|                                           | Monitoring Well | 1960  | 38600  | 13035  | 9260   | 12808.2 | 0.9  |            |            |
| <b>pH</b>                                 |                 |       |        |        |        |         |      |            |            |
|                                           | Wet             | 6.7   | 7.8    | 6.9    | 6.9    | 0.2     | 0.04 | 6.5-8.5    | 6.5 - 8.5  |
|                                           | Dry             | 6.5   | 7.7    | 7.1    | 7.2    | 0.3     | 0.05 |            |            |

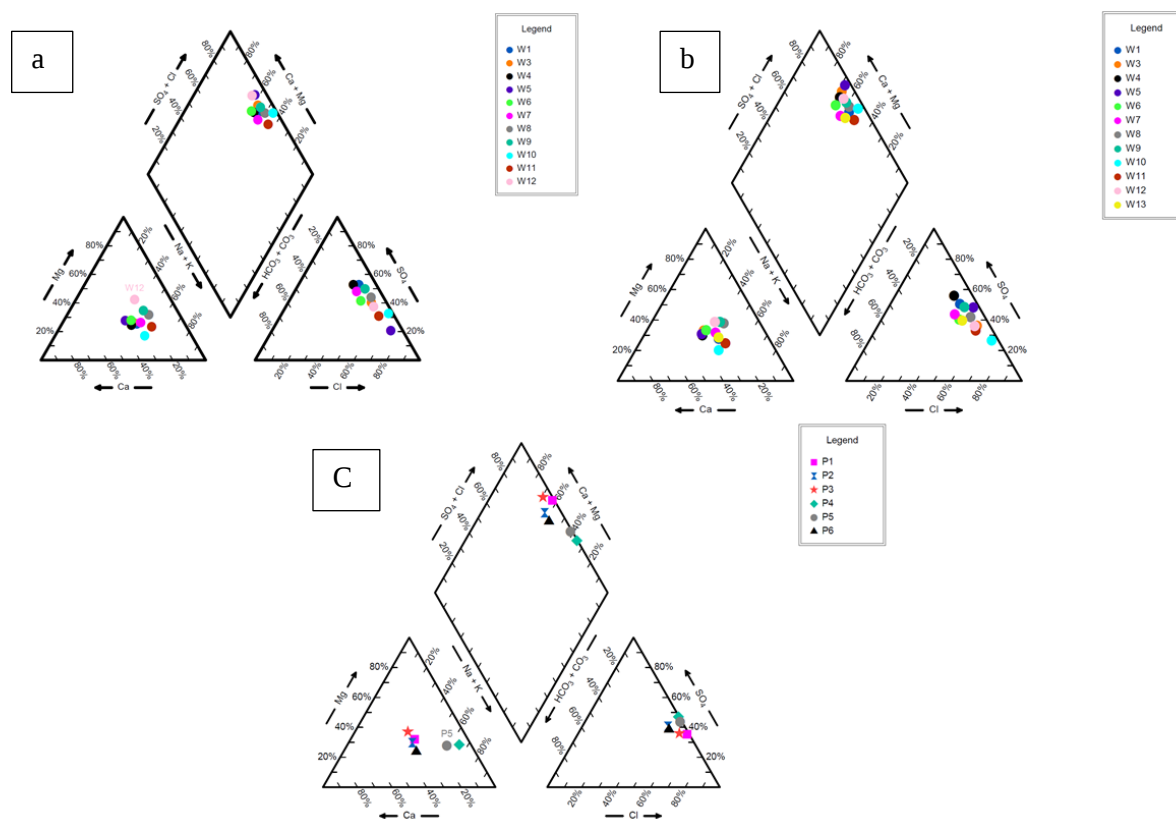
|                   |                 |        |        |        |        |        |      |      |     |
|-------------------|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|------|------|-----|
|                   | Monitoring Well | 6.9    | 7.6    | 7.3    | 7.3    | 0.2    | 0.03 |      |     |
| <b>TDS (mg/l)</b> |                 |        |        |        |        |        |      |      |     |
|                   | Wet             | 697.3  | 2249.5 | 1356.7 | 1414.6 | 505.1  | 0.3  | 1000 | 500 |
|                   | Dry             | 691.7  | 2129.1 | 1296.8 | 1244.9 | 456    | 0.3  |      |     |
|                   | Monitoring Well | 1153.9 | 27694  | 9338.1 | 6475.1 | 9340.5 | 1    |      |     |
| <b>COD (mg/l)</b> |                 |        |        |        |        |        |      |      |     |
|                   | Wet             | 3.7    | 29     | 11.5   | 8.8    | 10     | -    | -    | -   |
|                   | Dry             | 2      | 17.6   | 5.3    | 3      | 6      | -    |      |     |
|                   | Monitoring Well | 3      | 21.5   | 13.3   | 5      | 9.3    | -    |      |     |
| <b>BOD (mg/l)</b> |                 |        |        |        |        |        |      |      |     |
|                   | Wet             | 11.1   | 67.6   | 27.8   | 21.9   | 22.7   |      | 3    | 5   |
|                   | Dry             | 3.8    | 38.2   | 14.5   | 10.7   | 12.8   |      |      |     |
|                   | Monitoring Well | 15     | 81     | 50.2   | 52.5   | 34.6   |      |      |     |

(et al., 2021) با استفاده از نمودار داروف نشان داد که تأثیرات فعالیت‌های انسانی، به‌ویژه نشت آلاینده‌ها از محل‌های دفن زباله، موجب تغییر تیپ شیمیایی آب زیرزمینی از  $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca-Mg}$  به  $\text{Na-Ca-Cl-HCO}_3$  شده است. این تغییر نشان‌دهنده اثر نفوذ شیرابه‌های غنی از سدیم و کلر به سیستم آب زیرزمینی است که منجر به افزایش غلظت این یون‌ها می‌شود. تفاوت مهم بین این دو مطالعه در منبع غالب تغییرات شیمیایی آب نهفته است. در مطالعه حاضر، تغییرات بیشتر ناشی از انحلال طبیعی کانی‌ها و فرایندهای زمین‌شناسی است، درحالی‌که در مطالعه مطالعه ژانگ و همکاران، تأثیر فعالیت‌های انسانی و آلودگی ناشی از محل‌های دفن زباله نقش محوری دارد. هر دو مطالعه بر اهمیت واکنش‌های ژئوشیمیایی، فرایندهای تبادل یونی و تأثیرات انسانی در شکل‌گیری ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی تأکید دارند.

## تعیین رخساره‌های شیمیایی آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

به‌منظور تحلیل هیدروژئوشیمیایی و تعیین تیپ و رخساره آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه، غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی اندازه‌گیری شده در هر دوره نمونه‌برداری با استفاده از نرم‌افزار AqQA بر روی نمودار پایپر (Piper, 1944) ارائه شد (شکل ۳).

تحلیل نمودار پایپر نشان داد که آب‌های زیرزمینی منطقه با تیپ هیدروژئوشیمیایی کلرو-سولفات و رخساره غالب سدیک، تحت تأثیر فرایندهای ژئوشیمیایی همچون انحلال کانی‌هایی نظیر هالیت و ژپس و فرایندهای تبادل یونی قرار دارند. این نتایج نشان‌دهنده نقش برجسته واکنش‌های آب-سنگ در تغییر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی است که می‌تواند با ویژگی‌های زمین‌شناسی و ترکیبات سازندهای نمکی اطراف مرتبط باشد. از سوی دیگر، مطالعه ژانگ و همکاران (Wang



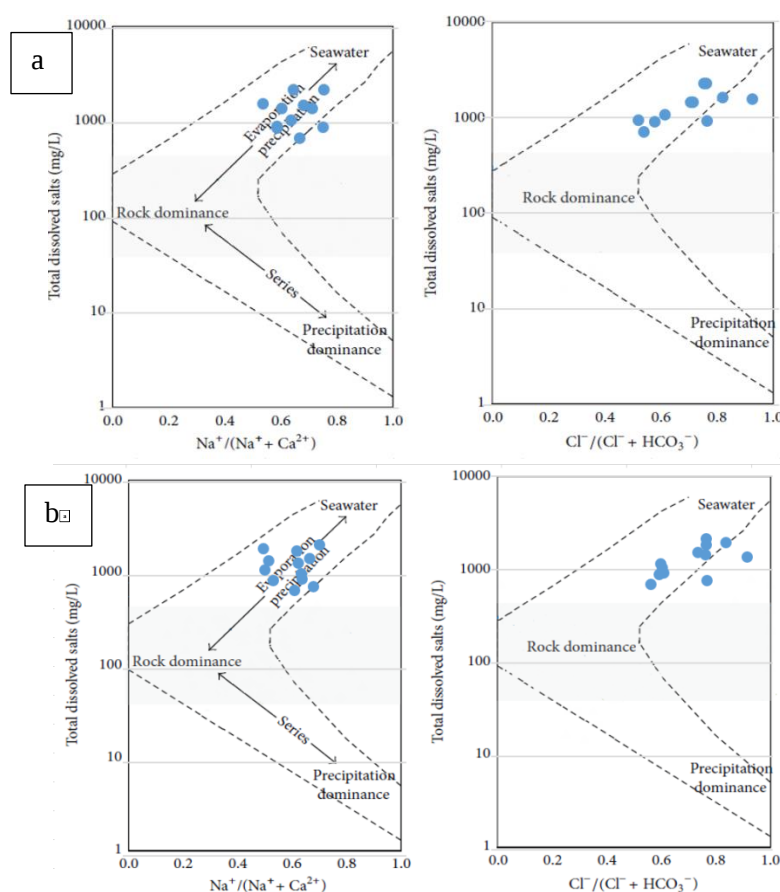
شکل ۳- نمودار پایپر نمونه‌های آب زیرزمینی. (a) فصل تر، (b) فصل خشک و (c) چاه‌های پایشی  
Fig. 3. Piper diagram of groundwater samples. a) Wet season, b) Dry season, and c) Monitoring wells.

می‌تواند مشابه با تبخیر باشد. بنابراین، برای تفکیک دقیق این دو فرآیند و تعیین سهم هر یک در تکامل شیمیایی آب زیرزمینی، انجام مطالعات ایزوتوپی ضروری است (Eby, 2016; Gibbs, 1970). مطالعه انجام‌شده توسط نیارکو و همکاران (Obiri-Nyarko et al., 2023) در محل دفن زباله Kpone در غنا، بر اساس نمودار گیبس و پایپر، نشان داد که فرایندهای هوازگی سنگ‌ها و انحلال کانی‌ها نقش اصلی را در تکامل شیمیایی آب زیرزمینی ایفا می‌کنند، در حالی که برخی تأثیرات از منابع انسانی نظیر شیرابه‌های محل دفن زباله نیز مشاهده شد. برخلاف منطقه مورد مطالعه پژوهش حاضر که تبخیر عامل کلیدی است، در مطالعه غنا، فرایندهای تبادل یونی و اختلاط آب‌های زیرزمینی با آب باران یا تأثیر نفوذ شیرابه از عوامل مؤثر شناسایی شدند. همچنین، در هر دو مطالعه رخساره‌های سدیمی و کلریدی به‌عنوان

به‌منظور بررسی فرایندهای هیدروژئوشیمیایی مؤثر بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه، نتایج نمونه‌های آب در دو دوره نمونه‌برداری بر روی نمودار گیبس (Gibbs, 1970) ترسیم شد (شکل ۴).

نحوه آرایش نقاط در این نمودارها نشان می‌دهد که فرآیند تبخیر نقش مهمی در تکامل شیمیایی آب زیرزمینی منطقه ایفا می‌کند. این موضوع با توجه به عبور آب زیرزمینی از رسوبات آبرفتی تبخیری قابل توجیه است. به عبارت دیگر، تماس آب زیرزمینی با سازنده‌های تبخیری و تبخیر آب از عوامل اصلی کنترل‌کننده کیفیت هیدروژئوشیمیایی آب در منطقه می‌باشند. با این حال، لازم به ذکر است که نمودار گیبس به‌تنهایی قادر به تفکیک کامل تأثیر تبخیر و انحلال کانی‌های کربناته نیست. در برخی موارد، اثر انحلال کانی‌های کربناته

تیپ غالب آب‌ها شناخته شدند که تأثیر انحلال کانی‌هایی نظیر هالیت و فرایندهای تبادل یونی را نشان می‌دهد.



شکل ۴- نمودار گیبس نمونه‌های آب زیرزمینی. (a) فصل تر، (b) فصل خشک

Fig.4. Gibbs diagram of groundwater samples. a) Wet season, b) Dry season

طبقه‌بندی کیفی نمونه‌ها نشان داد که در فصل تر، ۴۵/۵ درصد از

نمونه‌ها در رده کیفی عالی (۲۵-۰)، ۱۸ درصد در رده کیفی خوب (۲۶-۵۰)، ۹ درصد در رده کیفی بسیار ضعیف (۷۶-۱۰۰) و ۲۷/۵ درصد در رده کیفی نامناسب برای آشامیدن (بیشتر از ۱۰۰) قرار دارند. در فصل خشک، ۶۷ درصد نمونه‌ها در رده کیفی خوب (۲۶-۵۰)، ۱۷ درصد در رده کیفی ضعیف (۵۱-۷۵)، ۸ درصد در رده کیفی بسیار ضعیف (۷۶-۱۰۰) و ۸ درصد در رده کیفی نامناسب برای آشامیدن قرار دارند.

### شاخص کیفیت آب (WQI)

نتایج وزن دهی به پارامترها نشان داد که پارامترهای BOD (با وزن ۰/۴۱)، pH (با وزن ۰/۲۷)، پتاسیم (با وزن ۰/۱۷) و نیترات (با وزن ۰/۰۴) به ترتیب بیشترین تأثیر را در تعیین کیفیت آب دارند. نتایج شاخص کیفیت آب (WQI) که به روش حسابی و بر اساس پارامترهای pH، TH، EC، TDS،  $Ca^{2+}$ ،  $Na^{+}$ ،  $Mg^{2+}$ ،  $K^{+}$ ، BOD،  $HCO_3^{-}$ ،  $Cl^{-}$  و  $NO_3^{-}$  برای نمونه‌های آب زیرزمینی چاه‌های اطراف لندفیل محاسبه شد، در شکل ۵ ارائه شده است.

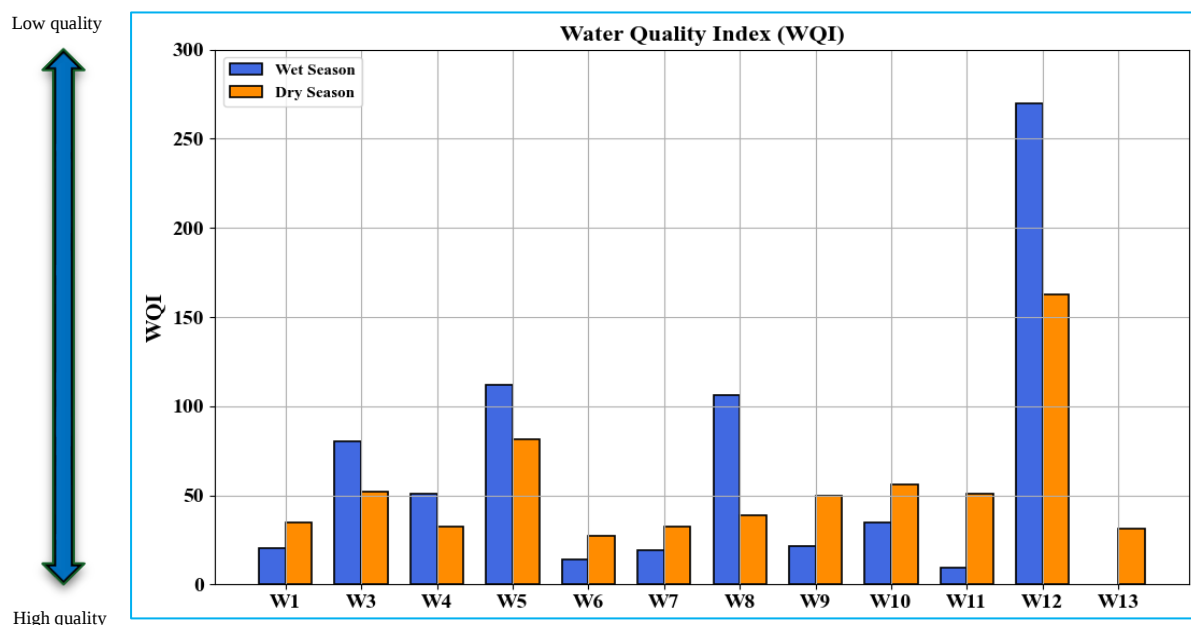
ضایعات صنعتی) به عنوان عوامل اصلی کاهش کیفیت آب مشخص شده است.

در مطالعه‌ای دیگر توسط آسوماکا (Asomaku, 2023) در نیجریه که کیفیت آب اطراف لندفیل‌های متروکه را بررسی کرد، نشان داد که WQI در محدوده ۳۴/۹ تا ۶۰/۹ بوده و آب زیرزمینی به‌طور کلی در رده عالی تا خوب طبقه‌بندی شده است. با این حال، آلودگی به فلزات سنگین مانند نیکل و سرب، نگرانی‌های جدی بهداشتی ایجاد کرده است.

نتایج ارزیابی شاخص کیفیت آب (WQI) نشان داد که چاه بهره‌برداری در پایین دست لندفیل در هر دو فصل نمونه‌برداری دارای پایین‌ترین کیفیت آب بود. علاوه بر این، در فصل تر، چاه‌های بهره‌برداری در بالادست لندفیل نیز در رده کیفی نامناسب برای آشامیدن قرار گرفتند، اما در فصل خشک کیفیت آن‌ها بهبود یافت. در مقابل، چاه‌های بهره‌برداری در پایین دست لندفیل در فصل خشک کاهش کیفیت آب را تجربه کردند.

تغییرات مقدار WQI نشان داد که افزایش فاصله از محل دفن زباله با بهبود کیفیت آب همراه است. این یافته‌ها تأثیر مستقیم نفوذ شیرابه بر کیفیت منابع آب زیرزمینی را تأیید می‌کنند. با این حال، در برخی از مناطق دور از لندفیل، که در نزدیکی مراکز دامداری قرار دارند، کیفیت آب همچنان پایین است. این موضوع می‌تواند ناشی از ورود آلاینده‌های آلی و نیتروژنه از پساب‌های دامداری باشد. چاه‌های پایشی مستقر در نزدیکی حوضچه شیرابه و محل دفن زباله شهری بیشترین میزان آلودگی را نشان دادند که بیانگر تأثیر شدید نفوذ شیرابه بر منابع آب زیرزمینی است.

در فصل خشک، کاهش بارندگی باعث کاهش جریان آب زیرزمینی و کاهش رقیق‌شدگی آلاینده‌ها می‌شود. این موضوع به افزایش غلظت مواد محلول و کاهش کیفیت آب در پایین دست لندفیل منجر می‌شود. در فصل خشک، افزایش دما و تبخیر بیشتر، غلظت یون‌های محلول در آب را افزایش می‌دهد و باعث تغییرات در شاخص WQI می‌شود. این اثر در نقاط پایین دست لندفیل که بیشتر در معرض آلودگی ناشی از نشت لندفیل هستند، شدیدتر است. در مقابل، در مطالعه آدین و همکاران (Uddin et al., 2023) در رودخانه جومونا، شاخص WQI نشان داد که کیفیت آب در هر دو فصل خشک و تر در رده بسیار ضعیف و ضعیف قرار گرفته است. هر دو مطالعه بر تأثیر شرایط فصلی بر تغییرات کیفیت آب تأکید دارند؛ با این تفاوت که در مطالعه حاضر، فرایند تبخیر و کاهش رقیق‌شدگی آلاینده‌ها در فصل خشک به عنوان عوامل اصلی افت کیفیت شناخته شده، در حالی که در مطالعه جومونا، آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی و صنعتی (مانند فاضلاب‌ها و



شکل ۵- نمودار محاسبه شاخص کیفیت آب (WQI) برای نمونه‌های آب زیرزمینی

Fig. 5. Calculation of water quality index (WQI) for groundwater samples.

### بررسی غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب

مطالعات انجام شده بر روی نمونه‌های آب جمع‌آوری شده در فصول مختلف و چاه‌های پایش در جدول (۲) نشان‌دهنده وجود غلظت‌های متفاوت فلزات سنگین در این منابع آبی می‌باشد.

جدول ۲- خلاصه ای از نتایج به‌دست‌آمده از اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های فصل خشک، تر و چاه‌های پایشی

Table. 2. Summary of results obtained from measuring heavy metal concentrations in groundwater samples during the dry and wet seasons, as well as monitoring wells.

| Parameter (Unit) | Season          | Min | Max  | Mean | Median | SD  | CV  | WHO (2018) | EPA (2018) |
|------------------|-----------------|-----|------|------|--------|-----|-----|------------|------------|
| As (ug/l)        |                 |     |      |      |        |     |     | 10         | 10         |
|                  | Wet             | 6.3 | 34.9 | 12.8 | 11     | 8   | 0.6 |            |            |
|                  | Dry             | 1.2 | 5.9  | 3.7  | 3.8    | 1.4 | 0.4 |            |            |
|                  | Monitoring Well | 5.3 | 118  | 51.2 | 43.7   | 38  | 0.7 |            |            |
| Cd (ug/l)        |                 |     |      |      |        |     |     | 3          | 5          |
|                  | Wet             | 2   | 2    | 2    | 2      | 0.6 | 0.3 |            |            |
|                  | Dry             | <1  | <1   | <1   | 0      | 0   | 0   |            |            |
|                  | Monitoring Well | 1.9 | 4.1  | 2.9  | 2.8    | 1.6 | 0.5 |            |            |
| Cu (ug/l)        |                 |     |      |      |        |     |     | 2000       | 1000       |
|                  | Wet             | 0.4 | 11   | 3.7  | 3.6    | 3.4 | 0.9 |            |            |
|                  | Dry             | 1   | 1    | 1    | 1      | 0.2 | 0.2 |            |            |

|                  |                 |      |      |       |      |        |     |     |        |
|------------------|-----------------|------|------|-------|------|--------|-----|-----|--------|
|                  | Monitoring Well | 10.9 | 26.7 | 18.5  | 18.3 | 11     | 0.5 |     |        |
| <b>Pb (ug/l)</b> |                 |      |      |       |      |        |     | 10  | 15     |
|                  | Wet             | 13.6 | 47.6 | 23.7  | 22.3 | 9.5    | 0.4 |     |        |
|                  | Dry             | 1.2  | 3.6  | 2.5   | 2.4  | 1      | 0.4 |     |        |
|                  | Monitoring Well | 47.4 | 110  | 65.1  | 52.5 | 24.9   | 0.3 |     |        |
| <b>Hg (ug/l)</b> |                 |      |      |       |      |        |     | –   | 2      |
|                  | Wet             | 1.2  | 1.2  | 1.2   | 1.2  | 0.3    | 0.3 |     |        |
|                  | Dry             | <1   | <1   | <1    | 0    | 0      | 0   |     |        |
|                  | Monitoring Well | 10.9 | 26.7 | 18.5  | 18.3 | 11.03  | 0.5 |     |        |
| <b>Mo (ug/l)</b> |                 |      |      |       |      |        |     | 10  | –      |
|                  | Wet             | 1.6  | 3.1  | 2.1   | 2.1  | 0.4    | 0.2 |     |        |
|                  | Dry             | 1    | 1.9  | 1.4   | 1.4  | 0.5    | 0.3 |     |        |
|                  | Monitoring Well | 3.2  | 3.2  | 3.2   | 3.2  | 1.3    | 0.4 |     |        |
| <b>Fe (ug/l)</b> |                 |      |      |       |      |        |     | 300 | 300    |
|                  | Wet             | 10   | 40   | 26    | 30   | 16.6   | 0.6 |     |        |
|                  | Dry             | 170  | 640  | 392.5 | 370  | 161.3  | 0.4 |     |        |
|                  | Monitoring Well | 10   | 3490 | 1375  | 1000 | 1362.6 | 0.9 |     |        |
| <b>Al (ug/l)</b> |                 |      |      |       |      |        |     | 200 | 50-200 |
|                  | Wet             | 10   | 90   | 37    | 25   | 30     | 0.8 |     |        |
|                  | Dry             | 40   | 90   | 60    | 60   | 13.4   | 0.2 |     |        |
|                  | Monitoring Well | 70   | 220  | 148.3 | 165  | 57.7   | 0.3 |     |        |
| <b>Mn (ug/l)</b> |                 |      |      |       |      |        |     | 50  | 50     |
|                  | Wet             | 10   | 10   | 10    | 10   | 3.02   | 0.3 |     |        |
|                  | Dry             | 10   | 10   | 10    | 10   | 2.8    | 0.2 |     |        |
|                  | Monitoring Well | 10   | 140  | 64    | 30   | 60.5   | 0.9 |     |        |
| <b>Co (ug/l)</b> |                 |      |      |       |      |        |     | –   | –      |
|                  | Wet             | 1.2  | 3.8  | 2     | 1.7  | 1      | 0.5 |     |        |
|                  | Dry             | <1   | <1   | <1    | 0    | 0      | 0   |     |        |
|                  | Monitoring Well | 1.3  | 2.6  | 1.9   | 1.9  | 0.5    | 0.2 |     |        |
| <b>V (ug/l)</b>  |                 |      |      |       |      |        |     | –   | –      |
|                  | Wet             | 23.6 | 59.5 | 40.5  | 39.8 | 10.9   | 0.2 |     |        |
|                  | Dry             | 9    | 27.5 | 20.1  | 20.3 | 5      | 0.2 |     |        |
|                  | Monitoring Well | 21.7 | 143  | 62.8  | 50.4 | 49.9   | 0.7 |     |        |
| <b>Ni (ug/l)</b> |                 |      |      |       |      |        |     | 20  | –      |
|                  | Wet             | 19.3 | 104  | 49.3  | 38.6 | 26.8   | 0.5 |     |        |
|                  | Dry             | 1.2  | 5.4  | 3.1   | 3.2  | 1.82   | 0.5 |     |        |
|                  | Monitoring Well | 3.6  | 116  | 34.4  | 9.1  | 45.8   | 1.3 |     |        |
| <b>Cr (ug/l)</b> |                 |      |      |       |      |        |     | 50  | 100    |
|                  | Wet             | 2.5  | 44.4 | 18    | 16.2 | 10.8   | 0.6 |     |        |
|                  | Dry             | 1.7  | 17.1 | 12.1  | 13.3 | 4.3    | 0.3 |     |        |
|                  | Monitoring Well | 1.3  | 15.4 | 8.6   | 8.9  | 6.3    | 0.7 |     |        |
| <b>Zn (ug/l)</b> |                 |      |      |       |      |        |     | 50  | –      |
|                  | Wet             | 1.2  | 363  | 61.1  | 7    | 111.5  | 1.8 |     |        |

|                 |     |      |       |     |       |     |
|-----------------|-----|------|-------|-----|-------|-----|
| Dry             | 0.2 | 99.6 | 19.2  | 6.8 | 30.9  | 1.6 |
| Monitoring Well | 230 | 1020 | 506.6 | 365 | 330.6 | 0.6 |

نتایج مطالعه وونگدالا و همکاران (Vongdala et al., 2019) مربوط به لندفیل‌های شهری در وینتیان، لائوس نشان داد که در آب‌های سطحی و زیرزمینی، غلظت کادمیم و روی در هر دو فصل خشک و تر غیرقابل تشخیص بوده و غلظت کروم و سرب در آب‌های داخل لندفیل از استانداردهای WHO و the National Environmental Standards of Laos (ANESs) تجاوز کرده است. برخلاف مطالعه حاضر که در فصل تر غلظت بالاتری از فلزات سنگین مشاهده شد، در مطالعه وینتیان، غلظت فلزات سنگین در فصل خشک بیشتر بود. همچنین، در هر دو مطالعه، تأثیر شرایط فصلی بر تغییرات غلظت فلزات سنگین به وضوح مشخص است، اما نوع و شدت آلودگی در فصل‌های مختلف و مناطق داخل و خارج از لندفیل متفاوت است.

### بررسی شاخص کیفیت آب بر اساس CCMEWQI

بررسی کیفیت آب بر اساس شاخص (Canadian CCMEWQI Council of Ministers of the Environment Water Quality Index) یک روش علمی و معتبر برای ارزیابی وضعیت منابع آبی، به‌ویژه در مناطق تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی مانند لندفیل‌ها است. این شاخص، با در نظر گرفتن غلظت هشت فلز سنگین (As, Pb, Mo, Fe, Al, Ni, Cr, Zn) و مقایسه آن با استانداردهای سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2018)، کیفیت آب را به صورت کمی ارزیابی می‌کند.

ارزیابی کیفیت آب با استفاده از شاخص CCMEWQI نشان داد که در فصل تر، ۳۶/۳ درصد نمونه‌ها در رده خوب، ۵۴/۵ درصد در رده متوسط و ۹ درصد در رده بد قرار می‌گیرند. با این حال، در فصل خشک، کیفیت آب بهبود یافته و ۵۰ درصد نمونه‌ها در رده عالی و ۵۰ درصد در رده خوب طبقه‌بندی شدند. نمودار مقایسه‌ای شاخص

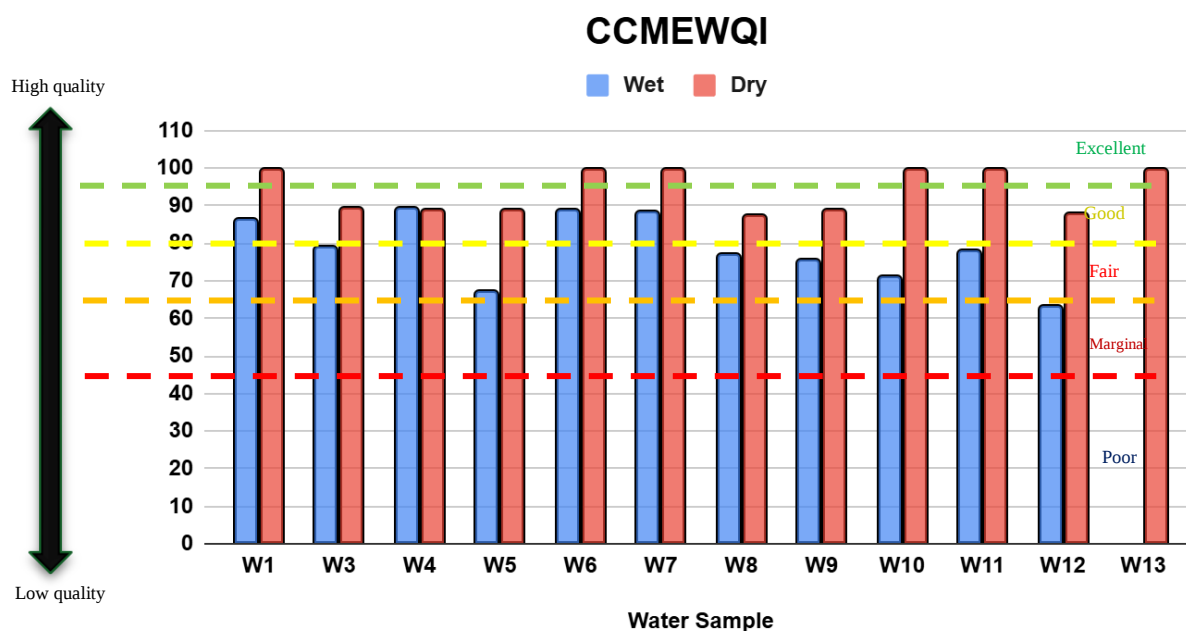
نتایج آنالیز فلزات سنگین در نمونه‌های آب زیرزمینی اطراف لندفیل محمد آباد نشان داد که سرب، نیکل، آرسنیک، روی، منگنز و آهن در برخی نمونه‌ها از حد مجاز استانداردهای WHO و EPA فراتر رفته‌اند (EPA, 2018; WHO, 2018). به‌ویژه، نمونه‌های پایین‌دست لندفیل و در نقاط نزدیک به استخرهای شیرابه و محل دپوی زباله شهری، بیشترین میزان آلودگی را نشان دادند. سرب در تمام نمونه‌های فصل تر بالاتر از حد مجاز بود، به‌ویژه در نمونه‌های پایین‌دست که غلظت آن به ۴۷/۶ میکروگرم بر لیتر رسید. در فصل خشک، غلظت سرب به طور قابل‌توجهی کاهش یافت. نیکل نیز در ۹۰٪ نمونه‌های پایین‌دست فراتر از حد مجاز بود و بیشترین مقدار آن ۱۰۳ میکروگرم بر لیتر در چاه‌های مجاور محل دپوی زباله ثبت شد. در چاه‌های پایشی، بیشترین میزان نیکل در نزدیکی محل دپوی زباله مشاهده شد. در فصل خشک، اگرچه غلظت این فلزات کاهش یافت، اما همچنان در برخی چاه‌های پایشی، سرب و نیکل فراتر از حد مجاز باقی ماندند. آرسنیک نیز در ۶۳٪ نمونه‌های فصل تر و ۸۳٪ چاه‌های پایشی پایین‌دست، با غلظت‌هایی تا ۱۱۸ میکروگرم بر لیتر فراتر از حد استاندارد مشاهده شد.

علاوه بر این، غلظت روی، آهن و منگنز در چاه‌های پایشی پایین‌دست به‌طور قابل‌توجهی افزایش یافت. بیشترین میزان روی در پایین‌دست به ۱۰۲۰ میکروگرم بر لیتر رسید، که ناشی از نفوذ آلاینده‌ها از استخرهای شیرابه بود. آهن در ۶۳٪ نمونه‌های فصل خشک بالاتر از حد مجاز بود و در برخی نقاط تا ۳۴۹۰ میکروگرم بر لیتر افزایش یافت. منگنز نیز در ۳۳٪ چاه‌های پایشی، به‌ویژه نزدیک دپوهای زباله و استخرهای شیرابه، بالاتر از حد مجاز مشاهده شد. از میان سایر عناصر، جیوه و کادمیم در برخی نمونه‌های پایشی نزدیک به محل پشته‌گذاری پسماند شهری افزایش نشان دادند، اما سایر فلزات مانند کروم و کبالت در محدوده مجاز قرار داشتند.

پارامتر شامل pH، کدورت، اکسیژن محلول (DO)، سختی کل (TH)، هدایت الکتریکی (EC)، مواد جامد محلول (TDS)، یون‌های اصلی و فلزات سنگین ارزیابی شده است. نتایج حاکی از آن است که هیچ‌یک از نمونه‌ها در سه فصل مختلف دارای کیفیت عالی یا خوب نبوده‌اند، به جز دو نمونه که در فصل بارانی در رده خوب قرار گرفتند. این یافته‌ها نشان‌دهنده وجود تغییرات فصلی در کیفیت آب هستند؛ به‌طوری‌که در فصل بارانی، کیفیت آب به دلیل رقیق شدن بیشتر بهتر است.

CCMEWQI برای نمونه‌های فصل تر و خشک در شکل ۶ ارائه شده است.

اسلام و مصطفی (Islam and Mostafa, 2024) در مطالعه‌ای مشابه، به بررسی کیفیت آب بر اساس شاخص CCME WQI در منطقه Chapi-Nawabganj واقع در بنگلادش پرداختند. طبق نتایج بدست آمده کیفیت آب در منطقه مورد مطالعه از ضعیف تا غیرقابل شرب متغیر بوده است. در این تحقیق، کیفیت آب با استفاده از ۲۳



شکل ۶- نمودار شاخص CCMEWQI در فصل تر و خشک

Fig. 6. CCMEWQI index diagram for the wet and dry seasons. آب این ایستگاه، به‌ویژه از نظر آلودگی‌های ناشی از شیرابه‌ها است. همچنین، ایستگاه‌های W5 (با کاربری دامداری) و W11 (تأمین آب شرب روستای محمدآباد) در یک زیرگروه قرار گرفته‌اند، که به‌طور نسبی شباهت کیفی آب را نشان می‌دهد. در عین حال، ایستگاه‌های W6، W7، W8، W9، W12 و W13 که همگی در پایین‌دست لندفیل قرار دارند، در یک خوشه مشابه دسته‌بندی شده‌اند، که این امر تأثیر چشمگیر لندفیل بر کیفیت آب در این نواحی را تأیید می‌کند. در فصل خشک، همچنین مشاهده می‌شود که ایستگاه‌ها در دو خوشه اصلی تقسیم می‌شوند. نمونه P4 که در نزدیکی محل

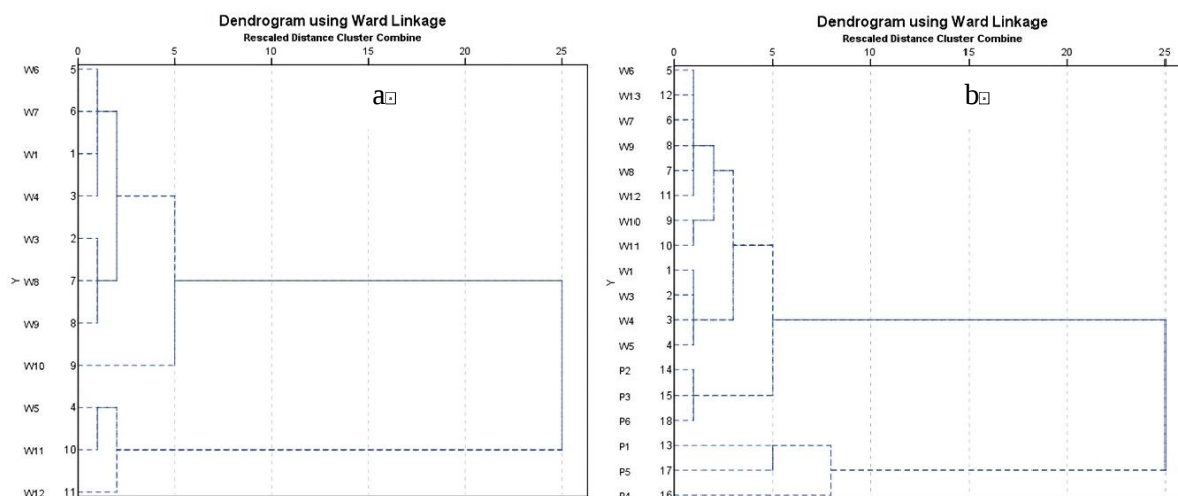
## تحلیل‌های آماری نمونه‌های آب

### تحلیل نمودار خوشه‌ای در آب‌های زیر زمینی منطقه

نتایج تحلیل خوشه‌ای ایستگاه‌های نمونه‌برداری در فصل تر و خشک نشان‌دهنده تفکیک‌پذیری قابل توجه ایستگاه‌ها بر اساس ویژگی‌های کیفی آب است (شکل ۷). در فصل تر، ایستگاه W12 که در پایین‌دست لندفیل و در فاصله ۵ کیلومتری آن واقع شده، به‌طور قابل توجهی از سایر ایستگاه‌ها تمایز یافته و به‌تنهایی در یک خوشه قرار دارد. این تمایز نشان‌دهنده تأثیر مستقیم آلاینده‌های لندفیل بر کیفیت

آلودگی است. در نهایت، نمونه‌های W1، W3، W4 و W5 که از چاه‌های بالادست لندفیل برداشت شده‌اند، در یک خوشه قرار گرفته‌اند و نشان‌دهنده عدم تأثیر زیاد آلاینده‌ها از لندفیل بر کیفیت آب این ایستگاه‌ها است. نمونه‌های W10 و W11 که به ترتیب با کاربری شرب روستایی و دامداری در حومه روستای محمدآباد واقع شده‌اند، در یک زیرگروه قرار گرفته‌اند، که نشان‌دهنده شباهت نسبی کیفیت آب در این دو چاه است. همچنین، نمونه‌های W6، W7، W8، W9، W12 و W13 که همگی در پایین‌دست لندفیل قرار دارند، در یک زیرگروه مشابه قرار گرفته‌اند، که نشان‌دهنده تأثیر مشترک لندفیل بر کیفیت آب در این ایستگاه‌ها است.

پشته‌گذاری پسماند شهری واقع شده، به تنهایی یک خوشه تشکیل داده و ویژگی‌های کیفی آن به طور معناداری از دیگر نمونه‌ها متفاوت است. این تفاوت‌ها با مشاهده مقادیر بالای پارامترهایی مانند EC و یون‌های کلر و سدیم در این نمونه نیز همخوانی دارد و نشان‌دهنده تأثیر مستقیم شیرابه‌ها و آلاینده‌های ناشی از پسماند بر کیفیت آب در این چاه پایشی است. علاوه بر این، نمونه‌های P5 و P1 که به ترتیب در نزدیکی استخر شیرابه لندفیل شهری و لندفیل صنعتی قرار دارند، در یک زیرگروه مشابه قرار گرفته‌اند و نشان‌دهنده آلودگی شدید آب در این چاه‌ها است. در خوشه دیگر، سه چاه پایشی P2، P3 و P6 که در فاصله بیشتری از منابع آلاینده قرار دارند، نشان‌دهنده کیفیت بهتر آب هستند که احتمالاً به دلیل عمق بیشتر این چاه‌ها و دور بودن از منابع اصلی



شکل ۷- نمودار خوشه‌ای نمونه‌های برداشت شده (a) فصل تر، (b) خشک

Fig.7. Cluster diagram of collected samples. a) Wet season, b) Dry season.

موجود در زمینه کیفیت آب همخوانی دارد، زیرا شوری آب و در نتیجه هدایت الکتریکی آن به طور مستقیم با غلظت این یون‌ها در آب در ارتباط است. بنابراین، افزایش غلظت این یون‌ها منجر به افزایش شوری و هدایت الکتریکی آب می‌شود.

در فصل تر، به دلیل افزایش بارندگی و رواناب‌های سطحی، حجم بیشتری از آب وارد آبخوان‌ها می‌شود. این پدیده ممکن است در نگاه

## نمودار دوتایی بررسی همبستگی پارامترهای کیفی و فلزات سنگین نمونه‌های فصل تر

نمودارهای دوتایی ارائه شده در شکل‌های ۸-a و b و c همبستگی مثبت قابل توجهی را بین هدایت الکتریکی (EC) و یون‌های کلر، سدیم و پتاسیم در نمونه‌های فصل تر نشان می‌دهند. این یافته با دانش

در رسوبات یا مواد جامد دیگر رخ می‌دهد. به عبارت دیگر، مس آزادتر می‌شود و غلظت آن در آب افزایش می‌یابد (Sudip et al., 2021).

تأثیر مستقیم شیرابه‌های زباله بر آب‌های زیرزمینی نیز به دلیل pH پایین، حضور عوامل اکسیدکننده و شوری بالای شیرابه است که حلالیت فلزات سنگین، از جمله مس، را افزایش می‌دهد. به علاوه، ترکیبات آلی موجود در شیرابه ممکن است به عنوان عوامل کمپلکس‌کننده عمل کرده و حرکت فلزات سنگین را تسریع کنند (Akcil and Koldas, 2006).

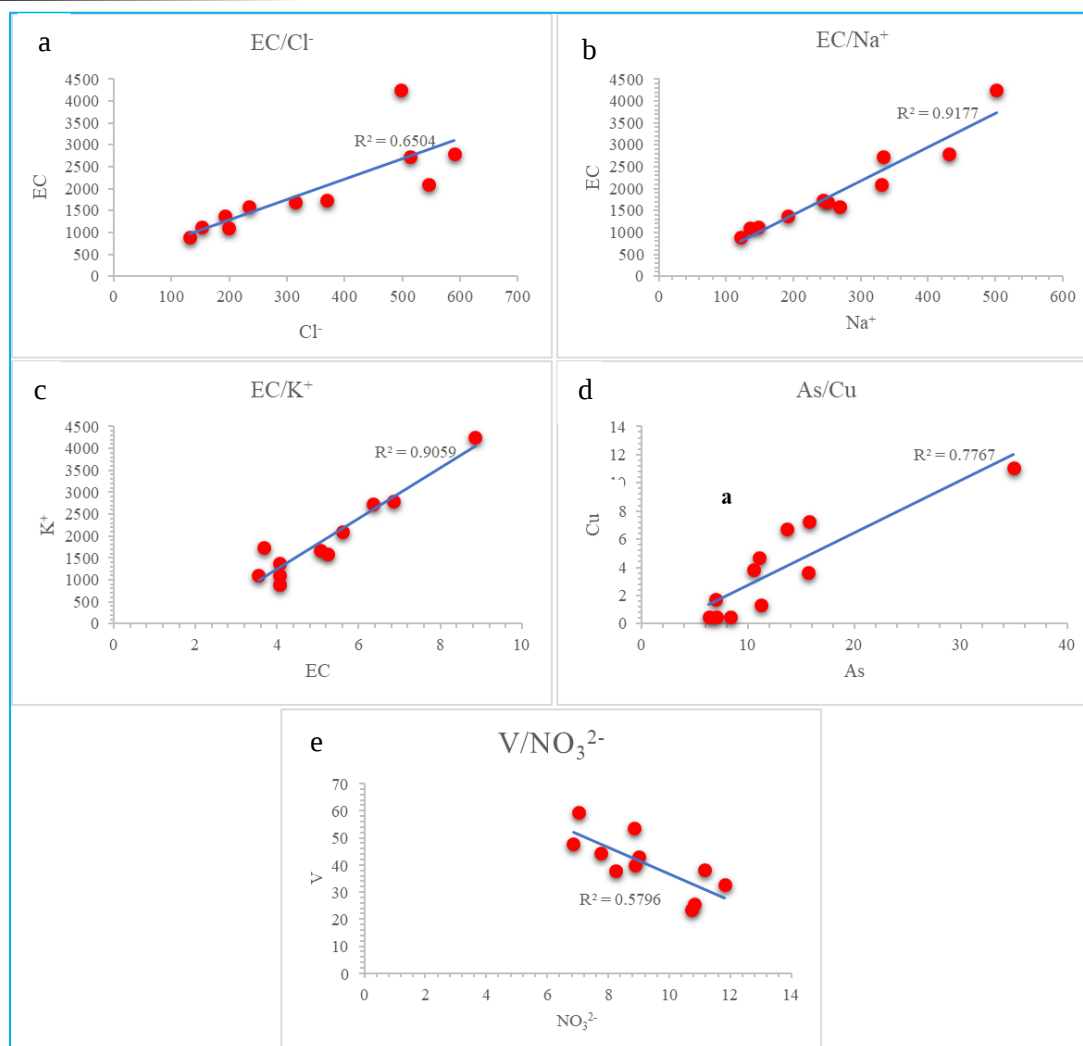
در مقابل، نمودار ۸-e همبستگی منفی بین غلظت نیترات و وانادیم را نشان می‌دهد. این یافته نشان می‌دهد که با وجود آلودگی آب با هر دو عنصر، منابع آلودگی آنها متفاوت است. به عنوان مثال، آلودگی نیترات می‌تواند ناشی از استفاده از کودهای شیمیایی در فعالیتهای کشاورزی باشد، در حالی که آلودگی وانادیم می‌تواند ناشی از فعالیتهای صنعتی باشد (Okuhata et al., 2020).

ورود نیترات و وانادیم به محیط‌های آبی در نزدیکی لندفیل‌ها و مراکز دامپروری و مرغداری می‌تواند به دلایل مختلفی رخ دهد. در مورد نیترات، فعالیتهای کشاورزی و استفاده گسترده از کودهای نیتروژن‌دار در تغذیه گیاهان یکی از عوامل اصلی است که باعث شسته شدن نیترات به آب‌های زیرزمینی و سطحی می‌شود. همچنین، در مراکز دامپروری و مرغداری، تجمع فضولات حیوانی که سرشار از ترکیبات نیتروژن‌دار هستند، از طریق نشت یا جریان آب آلوده به نیترات، می‌تواند منجر به آلودگی آب شود. از سوی دیگر، وانادیم که معمولاً از طریق فعالیتهای صنعتی مانند احتراق سوخت‌های فسیلی و فرآوری مواد معدنی وارد محیط می‌شود، می‌تواند در محل‌های دفن زباله به دلیل وجود پسماندهای صنعتی یا زباله‌های حاوی فلزات سنگین به آب‌های زیرزمینی نشت کند. شرایط اسیدی و عوامل شیمیایی موجود در لندفیل‌ها باعث افزایش حلالیت وانادیم شده و ورود آن به آب‌های زیرزمینی را تسریع می‌کند (Glenn and Lester, 2010).

اول به رقیق شدن مواد محلول بیانجامد، اما در مناطقی که سازندهای تبخیری وجود دارند، تماس طولانی‌تر آب با این سازندها باعث انحلال شده و می‌تواند غلظت مواد جامد محلول (TDS) را افزایش دهد. این یون‌ها ( $\text{Cl}^-$ )، ( $\text{Na}^+$ ) و ( $\text{K}^+$ ) عمدتاً از انحلال سنگ‌های آهکی و مارنی موجود در منطقه به آب اضافه می‌شوند. در فصل تر، حجم بیشتر آب باران و رواناب‌های سطحی می‌تواند غلظت این یون‌ها را کاهش دهد، زیرا نسبت آب خالص به مواد معدنی محلول افزایش می‌یابد. علاوه بر این، افزایش حجم آب نفوذی ممکن است زمان تماس بین آب و سنگ‌های حاوی کلسیم و منیزیم را کاهش دهد، که این خود می‌تواند به کاهش سختی آب منجر شود.

نمودار ۸-d نیز همبستگی مثبت بین غلظت عناصر آرسنیک و مس را نشان می‌دهد. این همبستگی می‌تواند نشان‌دهنده منشأ مشترک آلودگی ناشی از فعالیتهای انسانی باشد که هر دو عنصر را به طور هم‌زمان وارد محیط می‌کند. تحقیقات نشان داده است (Akcil and Koldas, 2006) وجود مواد آلی در محل‌های دفن زباله می‌تواند محیط‌های کاهشی ایجاد کند که آزادسازی آرسنیک را تسهیل می‌نماید. در شرایط کاهشی، فرایندهای بیوشیمیایی ناشی از تجزیه مواد آلی می‌توانند منجر به افزایش ظرفیت اکسایش-کاهش (Eh) شوند. این شرایط باعث آزاد شدن آرسنیک از ترکیبات معدنی مانند سولفیدها و دیگر ساختارهای معدنی می‌شود. از آنجایی که شیرابه‌های محل‌های دفن زباله با آب‌های زیرزمینی برهم‌کنش می‌کنند، غلظت هر دو فلز به دلیل مسیرهای حرکت مشترک و تأثیر شرایط دفن زباله بر حلالیت آنها می‌تواند افزایش یابد.

علاوه بر این، اگر آرسنیک به آهن متصل شود و کمپلکس‌های آهن-آرسنیک تشکیل دهد، می‌تواند تعادل شیمیایی محیط را تغییر دهد و باعث افزایش انحلال و تحرک یون‌های مس شود. این امر به دلیل وجود رقابت بین مس و آرسنیک برای سایت‌های جذب سطحی



شکل ۸- نمودار دوتایی بررسی ارتباط پارامترهای کیفی و عناصر نمونه های فصل تر. (a) نمودار دوتایی، (b) نمودار دوتایی EC/Na<sup>+</sup> و (c) نمودار دوتایی EC/K<sup>+</sup> فصل تر، (d) نمودار دوتایی As/Cu فصل تر، (e) نمودار دوتایی NO<sub>3</sub><sup>2-</sup>/V فصل تر

Fig. 8. Bivariate diagram examining the relationship between quality parameters and elements in wet season samples. a) Bivariate diagram of EC/Cl<sup>-</sup>, b) Bivariate diagram of EC/Na<sup>+</sup>, c) Bivariate diagram of EC/K<sup>+</sup> in wet season, d) Bivariate diagram of As/Cu in wet season, e) Bivariate diagram of NO<sub>3</sub><sup>2-</sup>/V in wet season

### نتیجه گیری

در چاه‌های پایشی آلودگی شدید ناشی از شیرابه‌های دفن پسماند را تأیید کرد. مقادیر بالای هدایت الکتریکی (EC) و TDS در این چاه‌ها نشان‌دهنده تأثیر مستقیم شیرابه‌ها بر کیفیت آب زیرزمینی است. همچنین، شاخص‌های آلودگی آلی (COD و BOD) در فصل تر به دلیل نفوذپذیری بالای خاک و شستشوی آلاینده‌ها، شدت آلودگی ناشی از لندفیل را نمایان ساخت. در فصل خشک، با کاهش آلاینده‌ها،

این مطالعه با هدف بررسی کیفیت آب زیرزمینی اطراف لندفیل محمدآباد قزوین در دو فصل تر (خرداد ۱۴۰۰) و خشک (آبان ۱۴۰۰) انجام شد. نتایج این مطالعه نشان داد که کیفیت آب زیرزمینی در منطقه محمدآباد تحت تأثیر مجموعه‌ای از عوامل طبیعی و انسانی قرار دارد. غلظت بالای آنیون‌ها و کاتیون‌ها، به‌ویژه کلرید، سولفات و سدیم،

از زباله‌های دامی به‌عنوان منابع اصلی آلودگی آب زیرزمینی در منطقه شناسایی شده‌اند و نیازمند مدیریت دقیق‌تر هستند.

درنهایت، برای اطمینان از نتایج و در نظر گرفتن آلودگی‌های احتمالی ناشی از لندفیل محمدآباد قزوین، پیشنهاد می‌شود پایش مستمر منابع آب زیرزمینی اطراف لندفیل به‌منظور شناسایی انواع آلاینده‌ها انجام شود. انجام مطالعات تکمیلی شامل بررسی آلاینده‌های نوظهور نظیر میکروپلاستیک‌ها، استفاده از ابزارهای تحلیلی نظیر ایزوتوپ‌های پایدار مانند دوتریم و اکسیژن-۱۸ برای ردیابی منشأ شوری، یون‌های اصلی و عناصر سنگین، و همچنین مطالعات ایزوتوپی نیترا برای ارزیابی تأثیرات فعالیت‌های کشاورزی و دامداری، توصیه می‌شود. این مطالعات می‌توانند درک بهتری از منشأ و مسیر آلودگی‌ها ارائه داده و راهکارهای کارآمدی برای مدیریت پایدار منابع آب زیرزمینی فراهم آورند.

### قدردانی

این مقاله به‌عنوان بخشی از یک پروژه تحقیقاتی تحت حمایت شرکت سهامی آب منطقه‌ای قزوین ارائه شده است.

### References

- Agency, Y.N., 2023. Climate and Weather of Qazvin Province. YJC.
- Akcil, A., Koldas, S., 2006. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of cleaner production* 14, 1139-1145.
- Aliaghaei, F., Pazoki, M., Farsad, F., Tajfar, I., 2020 . Evaluating of refuse derived fuel (RDF) production from municipal solid waste (case study: Qazvin Province). *Environmental Energy and Economic Research* 4, 97-109.
- Asomaku, S.O., 2023. Quality assessment of groundwater sourced from nearby abandoned landfills from Industrial City in Nigeria: Water pollution indices approach. *HydroResearch* 6, 130-137.
- Batabyal, A.K., Chakraborty, S., 2015. Hydrogeochemistry and water quality index in the assessment of groundwater quality for drinking uses. *Water Environment Research* 87, 607-617.
- Benaddi, R., Ferkan, Y., Bouriqi, A., Ouazzani, N., 2022. Impact of landfill leachate on groundwater quality—a

comparison between three different landfills in Morocco. *Journal of Ecological Engineering* 23.

Chow, A.T.S., Ulus, Y., Huang, G., Kline, M.A., Cheah, W.Y., 2022. Challenges in quantifying and characterizing dissolved organic carbon: sampling, isolation, storage, and analysis. *Journal of Environmental Quality* 51, 837-871.

Eby, G.N., 2016. Principles of environmental geochemistry. Waveland Press.

Energy, I.M.o., 2019. Prohibited Aquifers Report, Iran.

EPA, U.S.E.P.A., 2018. Water Quality Standards.

Farzaneh, G., Khorasani, N., Ghodousi, J., Panahi, M., 2021. Assessment of surface and groundwater resources quality close to municipal solid waste landfill using multiple indicators and multivariate statistical methods. *International Journal of Environmental Research* 15, 383-394.

Gibbs, R.J., 1970. Mechanisms controlling world water chemistry. *Science* 170, 1088-1090.

Glenn, S.M., Lester, L.J., 2010. An analysis of the relationship between land use and arsenic, vanadium, nitrate and boron

کیفیت آب بهبود یافت، اما آلودگی در چاه‌های پایشی نزدیک به لندفیل باقی‌ماند. فعالیت‌های کشاورزی و دامپروری نیز با مقادیر بالای EC در ایستگاه‌های مجاور دامداری‌ها تأثیر منفی بر کیفیت آب را نشان داد. تحلیل هیدروژئوشیمیایی نشان داد که آب‌های زیرزمینی تحت تأثیر انحلال کانی‌ها و تبادل یونی با تیپ کلرو-سولفات سدیک قرار دارند و فرآیند تبخیر تأثیر زیادی بر تغییرات شیمیایی آب‌ها دارد. شاخص‌های کیفیت آب (WQI و CCMEWQI) نشان داد که در فصل تر کیفیت آب متنوع بوده و برخی نمونه‌ها برای آشامیدن مناسب نبودند. با این حال، غلظت بالای فلزات سنگین مانند آرسنیک و سرب در برخی چاه‌ها نشان‌دهنده تأثیر منابع آلاینده غیرنقطه‌ای است.

خوشبختانه، در حال حاضر شیرابه‌های حاصل از لندفیل تأثیر زیادی بر کیفیت آب نداشته و تنها چاه‌های پایشی مجاور لندفیل را تحت تأثیر قرار داده است. نتایج نشان می‌دهند که پارامترهای مورد بررسی در ارزیابی آلودگی منابع آب زیرزمینی در منطقه لندفیل محمدآباد، رابطه معناداری را بین فعالیت‌های لندفیل و آلودگی منابع آب نشان نمی‌دهد. با این حال، فعالیت‌های دامداری و نشت آلاینده‌ها

- contamination in the Gulf Coast aquifer of Texas. *Journal of Hydrology* 389, 214-226.
- Huang, Z., Liu, G., Zhang, Y., Yuan, Y., Xi, B., Tan, W., 2024. Assessing the impacts and contamination potentials of landfill leachate on adjacent groundwater systems. *Science of The Total Environment* 930, 172664.
- Iran, G.S.a.M.E.o., 2002. Geological Survey and Mineral Exploration of Iran, Geological Maps of Eshtehard and Qazvin 1:100,000. Geological Survey and Mineral Explorations of Iran, Tehran, Iran.
- Islam, M.Z., Mostafa, M., 2024. Assessments of hydrogeochemical characteristics, water quality, and health risk of groundwater of Chapi-Nawabganj District of Bangladesh. *H2Open Journal* 7, 375-396.
- Johari, A., Alkali, H., Hashim, H., Ahmed, S.I., Mat, R., 2014. Municipal solid waste management and potential revenue from recycling in Malaysia. *Modern Applied Science* 8, 37.
- Kazemi, Z., Hesami Arani, M., Panahande ,M., Kermani, M., Kazemi, Z., 2023. Chemical quality assessment and health risk of heavy metals in groundwater sources around Saravan landfill, the northernmost province of Iran. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 103, 6577-6595.
- Mavakala, B.K., Le Faucheur, S., Mulaji, C.K., Laffite, A., Devarajan, N., Biey, E.M., Giuliani, G., Otamonga, J.-P., Kabatusuila, P., Mpiana, P.T., 2016. Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill: detailed geochemical characterization and toxicity tests. *Waste management* 55, 238-248.
- Meng, J., Xiao, G., Qi, M., Han, X., Gou, Q., Hao, X., Ge, J., 2024. Comparing roles of multiple contamination indicators in tracing groundwater pollution nearby a typical municipal solid waste (MSW) landfill. *Heliyon* 10.
- Najafi Saleh, H., Valipoor, S., Zarei, A., Yousefi, M., Baghal Asghari, F., Mohammadi, A.A., Amiri, F., Ghalehaskar, S., Mousavi Khaneghah, A., 2020. Assessment of groundwater quality around municipal solid waste landfill by using Water Quality Index for groundwater resources and multivariate statistical technique: a case study of the landfill site, Qaem Shahr City, Iran. *Environmental geochemistry and health* 42, 1305-1319.
- Naveen, B., Mahapatra, D.M., Sitharam, T., Sivapullaiah, P., Ramachandra, T., 2017. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution* 220, 1-12.
- Obiri-Nyarko, F., Duah, A.A., Karikari, A.Y., Tagoe, R., 2023. Characterization of leachate, groundwater quality analysis, and evaluation of hydrogeochemical processes at the Kpone engineered landfill site, Ghana. *Sustainable Water Resources Management* 9, 15.
- Ogbodo, C., Wuana, R., Itodo, A., Eneji, I., 2020. Physicochemical Parameters and Water Quality Index of Water in the Lower Usuma Dam, Fct, Nigeria. *IIARD Intern. J. Geog. and Environ. Manage* 6, 30-30.
- Okuhata, B.K., Dulai, H., Shuler, C.K., Fackrell, J.K., El-Kadi, A.I., 2020. Metal mobilization as an effect of anthropogenic contamination in groundwater aquifers in Tutuila, American Samoa. *Water* 12, 2118.
- Parvin, F.a., Tareq, S.M., 2021. Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment. *Applied water science* 11 ,100.
- Piper, A.M., 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 25, 914-928.
- Plan, Q.P.D., 2013. Amayesh Plan of Qazvin Province.
- Propp, V.R., De Silva, A.O., Spencer, C., Brown, S.J., Catingan, S.D., Smith, J.E., Roy, J.W., 2021. Organic contaminants of emerging concern in leachate of historic municipal landfills. *Environmental Pollution* 276, 116474.
- Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous materials* 150, 468-493.
- Rice, E.W., Bridgewater, L., Association, A.P.H., 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. American public health association Washington, DC.
- Samadder, S., Prabhakar, R., Khan, D., Kishan, D., Chauhan, M., 2017. Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: a case study. *Science of the Total Environment* 580, 593-601.
- Samadi, J.D., N.M., 2017. Modeling the Risk of Groundwater Pollution in the Southern Watershed of Lake Namak Using Statistical Methods.
- Sanad, H., Moussadek, R., Dakak, H., Zouahri, A., Oued Lhaj, M., Mouhir, L., 2024. Ecological and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Groundwater within an Agricultural Ecosystem Using GIS and Multivariate Statistical Analysis (MSA): A Case Study of the Mnasra Region, Gharb Plain, Morocco. *Water* 16, 2417.

- Schiopu, A.-M., Gavrilesco, M., 2010. Municipal solid waste landfilling and treatment of resulting liquid effluents. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)* 9.
- Sudip, S., Selim, R.A., Roy, M.K., 2021. Arsenic geochemistry of the sediments of the shallow aquifer and its correlation with the groundwater, Rangpur, Bangladesh. *Applied Water Science* 11.
- Uddin, M.G., Diganta, M.T.M., Sajib, A.M., Hasan, M.A., Moniruzzaman, M., Rahman, A., Olbert, A.I., Moniruzzaman, M., 2023. Assessment of hydrogeochemistry in groundwater using water quality index model and indices approaches. *Heliyon* 9.
- Uddin, M.G., Nash, S., Rahman, A., Olbert, A.I., 2022. A comprehensive method for improvement of water quality index (WQI) models for coastal water quality assessment. *Water Research* 219, 118532.
- Vongdala, N., Tran, H.-D., Xuan, T.D., Teschke, R., Khanh, T.D., 2019. Heavy metal accumulation in water, soil, and plants of municipal solid waste landfill in Vientiane, Laos. *International journal of environmental research and public health* 16, 22.
- Wang, F., Song, K., He, X., Peng, Y., Liu, D., Liu, J., 2021. Identification of Groundwater Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of a Landfill in a Low Permeability Area. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18, 7690.
- WHO, W.H.O., 2018. Guidelines for drinking-water quality : fourth edition incorporating the first and second addenda, Geneva.
- Xing, W., Lu, W., Zhao, Y., Zhang, X., Deng, W., Christensen, T.H., 2013. Environmental impact assessment of leachate recirculation in landfill of municipal solid waste by comparing with evaporation and discharge (EASEWASTE). *Waste management* 33, 382-389.
- Yang, X., Jia, C., Yao, Y., Yang, T., Shao, S., 2024. Precise management and control around the landfill integrating artificial intelligence and groundwater pollution risks. *Chemosphere* 1, 364.