



Nitrate Pollution of the Izeh Urban Aquifer: Health Risks and Local Management

Ali Mehrabinejad¹ | Nasrollah Kalantari² | Farshad Alijani³ | Seyedeh Fatemeh Mousavi⁴ | Hadi Mohammadi¹

1. PhD Candidate in Hydrogeology, Department of Geology, Faculty of Earth Sciences, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran.
2. Professor of Hydrogeology, Department of Geology, Faculty of Earth Sciences, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran.
3. Assistant Professor of Hydrogeology, Department of Mineral and GroundWater Resources, Faculty of Earth Sciences, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran.
4. MSc in Hydrogeology, Consultant Engineers of Kamyab Gostar Jonoub, Ahvaz, Iran.

✉ Corresponding Author: N.kalantari@scu.ac.ir

Received:
28 April 2025

Accepted:
15 May 2025

Published:
19 March 2025

Keywords:

*Izeh urban aquifer
contamination,
Water quality index,
health risk assessment.*

Extended abstract

Abstract

This research was conducted to assess the hydrochemical status and nitrate contamination of the urban aquifer in Izeh. Given the lack of a sewage collection system and the infiltration of urban wastewater through absorption wells, coupled with agricultural activities, the study primarily aimed to determine water quality and health risks associated with nitrate. Water samples were collected from nine operational water wells during six sampling periods (December 2023 to November 2024), analyzing physicochemical parameters including electrical conductivity, major ions, nitrate, nitrite, ammonium, COD, BOD, and pH. Hydrochemical controls were evaluated using Durov and Gibbs diagrams and the chloro-alkaline index. The Water Quality Index (CCMEWQI) assessed suitability for various uses, the Health Risk Index (HQ) determined nitrate exposure risks for different age groups (infants, children, adolescents, adults), and the Nitrate Pollution Index (NPI) evaluated contamination severity and spatial distribution. Results revealed that groundwater was predominantly calcium-magnesium bicarbonate type, with reverse sodium-calcium ion exchange.

Cite this article: Mehrabinejad, A., Kalantari, N., Alijani, F., Mousavi, F., & Mohammadi, H. (2025). Nitrate Pollution of the Izeh Urban Aquifer: Health Risks and Local Management. *Journal of Aquifer and Qanat Title*, 5 (2), 203-220. DOI: 10.22077/jaaq.2025.9299.1111



Copyright: © 2025 by the authors. Licensee Journal of Aquifer and Qanat. This article is an open-access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

The WQI indicated "good to excellent" quality for drinking and agricultural uses, though reduced quality was observed in southern areas. The mean nitrate concentration (53.35 mg/L) exceeded the permissible limit (50 mg/L), with 39% of samples contaminated ($NPI > 1.5$) and 20% at critical levels ($NPI = 0.75 - 1.5$). Nitrate plumes were concentrated near the southern karst aquifer and expanded seasonally with rainfall. Health risks ($HQ > 1$) were identified in 54% of samples for infants, 46% for children, and 39% for adults. Mitigation strategies were proposed to reduce groundwater nitrate levels, emphasizing pollutant infiltration prevention as essential for aquifer protection.

Introduction

Nitrate is one of the common contaminants in groundwater with anthropogenic origins, which has become a widespread contaminant globally (Verma et al., 2023; Shukla & Saxena, 2019; WHO, 2017). The various sources of nitrates in groundwater include nitrogen-rich agricultural fertilizers, animal waste, storage sites for animal manure, soakage pits, seepage from sewage collection lines, industrial activities, soil nitrogen, mining, and sanitary waste disposal, improper disposal of solid waste in bulk, sludge spreading, use of untreated wastewater in agricultural lands, and atmospheric deposition. Based on the WHO standard, the maximum allowable limit is 50 mg/l (WHO, 2012). The Iranian drinking water standard also sets the limit at 50 mg/l (ISIRI, 1997). According to the USAEPA standard, the limit is 10 mg/l in terms of nitrogen (approximately equivalent to 50 mg/l of nitrate) (Ward et al., 2018). The FAO sets a limit of 22mg/l for agricultural uses (Misstear et al., 2017). This study aims to determine the hydrogeochemical status of the Izeh urban aquifer concerning nitrate contamination. Efforts have been made to evaluate the status of nitrate pollution, assess quality, contamination, and health indicators in the aquifer, and determine appropriate management strategies for aquifer pollution in harmony with the region's ecosystem.

Materials and Methods

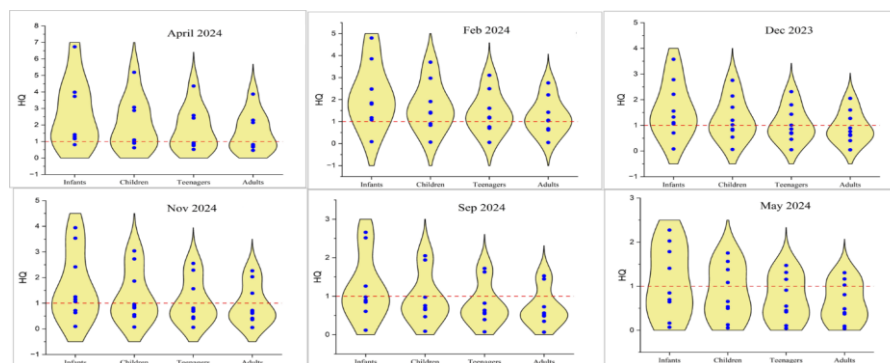
The Izeh aquifer is located between the geographical coordinates of 49°50' to 49°55' East and 31°47' to 31°52' North. The primary economic activity in the Izeh plain is agriculture, with two wetlands, Miangaran to the north and Bandan to the south. The city of Izeh, with an area of over 14 km², is situated on the alluvial Izeh aquifer and lacks any sewage collection network. Consequently, its wastewater infiltrates into the shallow groundwater through absorption wells. Additionally, agricultural activities, being the dominant occupation in the region, serve as another source of nitrate infiltration into the aquifer. The study area, covering 18 km² in the southeastern part of the Izeh aquifer, is where interactions occur between the urban aquifer water, agricultural lands, karstic waters of the "Nal-e-Asbi" spring, and the Bandan wetland. To assess the hydrogeochemical status of the Izeh urban aquifer, evaluate nitrate levels, and monitor pollution conditions, data from 9 production wells over 6 sampling periods were utilized. Sampling was conducted over one year, in November 2023, January 2024, April 2024, May 2024, August 2024, and October 2024. The statistical characteristics of the samples are presented in Table 1. In this study, to analyze the hydrochemistry of the Izeh urban aquifer, water types were classified using the Durov diagram, hydrochemical conditions were assessed using the Gibbs diagram, and ionic exchange status was evaluated using the Chloro-Alkaline Index (CAI) for the samples from November 2023 and April 2024. After determining the hydrogeochemical conditions governing the aquifer, the CCME WQI, HQ, and NPI indices were evaluated in the Izeh urban aquifer.

Table 1. Statistical Characteristics of Water Sample Measurement Results.

Parametr	Unit	Max	Min	Avg	Sd	Cv%
T	°C	30.40	16.60	23.24	2.87	12
Ec	Ms/Cm	1685	430	1011	318	31
Ph		7.57	7.57	6.70	7.08	3
Tds		968	423	694.5	170.78	25
Ca		164.30	32.06	91.56	32.38	35
Mg		85.07	17.01	54.18	18.15	34
Na		160.90	6.90	41.80	39.97	96
K		2.35	0.39	1.04	0.64	62
Hco3	Mg/Lit	584.50	73.22	372.48	125.51	34
Cl		508.72	14.18	111.45	100.31	90
So4		235.20	6.72	83.16	47.68	57
No3		206.67	2.13	53.35	42.25	79
No2		1.950	0.012	0.462	0.445	96
Nh4		0.570	0.012	0.115	0.121	105
Cod		45.20	0.08	8.05	7.32	91
Bod		46.20	0.50	12.41	12.55	101

Results and Discussion

What can be inferred from the hydrochemical charts is that the type of water feeding the aquifer is influenced by the weathering of carbonates and the interaction of water with adjacent carbonate formations and the carbonate elements of the aquifer, which are primarily bicarbonate-calcium. Although this mechanism has led to high calcium concentrations in the water, the chloro-alkaline equilibrium in the aquifer has likely been established due to the water not being saturated with calcium, and calcite dissolution from the aquifer's constituent elements is still ongoing. The calculation of the average Water Quality Index (WQI) for the two periods (December 2023 and April 2024) indicates that the water quality of the samples is excellent for aquaculture and water-based recreational activities, good to excellent for drinking and livestock and poultry farming, and relatively good for irrigation and overall use. Based on the results of calculating the HQ Index for different age groups, as shown in Figure 1, in 6 sampling periods and out of 54 samples collected, the HQ Index exceeded 1 in 54% of the samples for infants aged 0-2 years, in 46% of the samples for children aged 2-6 years, in 41% of the samples for teenagers aged 6-16 years, and in 39% of the samples for adults over 16 years. Therefore, the health risk posed by nitrate effects is considered high for all age groups, particularly for infants and children. Given the average nitrate concentration over six periods in the Izeh urban aquifer (53.35 mg/L), nitrate pollution in the Izeh urban aquifer is observable. The alignment of the NPI distribution map with land use maps shows that the nitrate pollution plume is almost always aligned with the southern part of Izeh city and adjacent to the western part of the Nal-e-Asbi karstic aquifer. With the onset and intensification of rainfall during the wet season, the pollution spreads toward the north and east.

**Fig1. HQ Index In Different Age Groups.**

Conclusion

The Izeh Aquifer is primarily fed from the southwestern and western parts by carbonate waters, mostly calcitic and magnesium, which are karstic. The main processes governing the alluvial aquifer are inverse ion exchange and calcium dissolution. As it flows under the city of Izeh, it mixes with infiltrating sewage water, increasing its nitrate content. During the wet season, the incoming nitrate load is doubled due to agricultural fertilization, and nitrate concentrations reach critical levels (for example, in April 2024, the nitrate concentration in well W4 was 206.7 mg/L), expanding the nitrate pollution plume. A significant reduction in both the area and average nitrate pollution in May 2024, especially in the northern parts of the aquifer, could be due to natural denitrification in the fine-grained aquifer and reducing conditions. The most important solution for aquifer purification is the establishment of a sewage collection and treatment system in the city of Izeh. Agricultural fertilizer management, especially during the rainy season, is the second solution to address nitrate infiltration into the aquifer. However, the best solution is to prevent nitrate infiltration into the aquifer. Preventing nitrate pollution is a much simpler and cost-effective approach.



آلودگی نیترا ته آبخوان شهری ایذه: خطرات زیستی و مدیریت محلی

علی محرابی نژاد^۱ | نصراله کلانتری^{۲*} | فراد علیجانی^۳ | سیده فاطمه موسوی^۴ | هادی محمدی^۱

۱. دانشجوی دکتری هیدروژئولوژی، گروه زمین شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.
۲. استاد هیدروژئولوژی، گروه زمین شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.
۳. استادیار هیدروژئولوژی، گروه زمین شناسی معدنی و آب، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.
۴. دانش آموخته کارشناسی ارشد هیدروژئولوژی، مهندسین مشاور کمیاب گستر جنوب، اهواز، ایران.

✉ نویسنده مسئول: N.kalantari@scu.ac.ir

چکیده

این پژوهش با هدف ارزیابی وضعیت هیدروشیمی و آلودگی نیترا ته آبخوان شهری ایذه انجام شد. با توجه به عدم وجود شبکه جمع آوری فاضلاب و نفوذ فاضلاب شهری از طریق چاه های جذبی به آبخوان، همراه با فعالیت های کشاورزی، تعیین کیفیت آب و ریسک های بهداشتی ناشی از نیترا ت از اهداف اصلی این مطالعه بود. از ۹ حلقه چاه بهره برداری آب در ۶ دوره نمونه برداری (آذر ۱۴۰۲ تا آبان ۱۴۰۳) نمونه برداری شد. پارامترهای فیزیکوشیمیایی شامل هدایت الکتریکی، یون های اصلی، نیترا ت، نیتريت، آمونیوم، COD، BOD و pH مورد سنجش قرار گرفت. با استفاده از نمودارهای دورو، گیبس و نمایه کلروآلکالین، سازوکارهای کنترل کننده شیمی آب بررسی شد. شاخص کیفیت آب (CCMEWQI) برای ارزیابی کیفیت آب در مصارف مختلف، شاخص خطر سلامتی (HQ) برای گروه های سنی مختلف (نوزادان، کودکان، نوجوانان، بزرگسالان) بر اساس مواجهه با نیترا ت تعیین، و شاخص آلودگی نیترا ت (NPI) برای بررسی شدت آلودگی و توزیع مکانی نیترا ت استفاده شد. نتایج نشان داد که آب های زیرزمینی آبخوان شهری ایذه، عمدتاً از نوع بی کربناته کلسیک- منیزیک بودند و تبادل یونی معکوس بین سدیم و کلسیم مشاهده شد. شاخص WQI مشخص نمود که کیفیت آب برای مصارف آشامیدنی و کشاورزی در محدوده خوب تا عالی است، اما در برخی نقاط (به ویژه جنوب شهر) کاهش کیفیت دیده شد. میانگین نیترا ت نمونه های آب برداشت شده در آبخوان شهری ایذه (۵۳.۳۵ میلی گرم بر لیتر)، از حد مجاز (۵۰ میلی گرم بر لیتر) فراتر بود. ۳۹ درصد نمونه ها دارای $NPI > 1.5$ (آلوده) و ۲۰ درصد در آستانه بحرانی ($NPI = 0.75-1.5$) بودند. هاله آلودگی نیترا ته در جنوب شهر و مجاورت آبخوان کارستی نعل اسبی متمرکز بود و با بارش های فصلی گسترش می یافت. در ۵۴ درصد نمونه ها برای نوزادان و ۴۶ درصد برای کودکان، شاخص $HQ > 1$ بود. بزرگسالان نیز در ۳۹ درصد موارد در معرض خطر بودند. در نهایت راهکارهایی جهت کاهش غلظت نیترا ت در آب زیرزمینی شهر ایذه پیشنهاد گردید و پیشگیری از نفوذ آلاینده ها به عنوان راهکار کلیدی برای حفظ کیفیت آبخوان ضروری دانسته شد.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۲/۰۸
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۲/۲۵
تاریخ انتشار: ۱۴۰۳/۱۲/۲۹

کلیدواژه ها:

آلودگی آبخوان شهری ایذه،
شاخص کیفیت آب،
ارزیابی ریسک بهداشتی.

مقدمه

یکی از چالش‌های حیاتی در جهان امروز، تامین پایدار آب سالم برای رفع نیازهای اساسی بشر است. افزایش جمعیت، تغییرات اقلیم و پیدایش کاربری‌های جدید برای مصرف آب، از مهمترین عوامل افزایش تقاضا در این حوزه هستند. منابع آب زیرزمینی به عنوان اصلی‌ترین منبع تامین آب در مناطق نیمه خشک و خشک به علت افراط فعالیت‌های انسانی، با کسری شدید مخزن و افت کیفیت زیادی به خصوص در سه دهه اخیر مواجه شده اند. فروشست فلزات سنگین و ترکیبات سمی از منابع مختلف و ورود آن‌ها به چرخه آب آشامیدنی مشکلات زیستی زیادی را باعث شده است. هم اکنون در سطح جهانی، از هر سه نفر، یک نفر به آب آشامیدنی سالم دسترسی ندارد (Abascal et al., 2022). یکی از آلاینده‌های رایج در آب‌های زیرزمینی که دارای منشا انسانی بوده و به یک آلاینده فراگیر در جهان تبدیل شده است نیتрат است (Verma et al., 2023; Shukla & saxena, 2019; WHO, 2017). نیترات نتیجه آخرین مرحله اکسیداسیون نیتروژن در چرخه جهانی آن است. از طرفی نیترات یک یون نابرجای محلول و غیر قابل جذب در آب زیرزمینی است. منشاهاى مختلف نیترات در آب‌های زیرزمینی شامل کودهای کشاورزی نیتروژن‌دار، فضولات دامی، محل دپوی کودهای حیوانی، چاه‌های جذبی، نشت از خطوط جمع آوری فاضلاب، فعالیت‌های صنعتی، نیتروژن خاک، معدن‌کاری و دفن بهداشتی زباله، دفع نامناسب زباله‌های جامد به صورت توده، پخش لجن، استفاده از پساب تصفیه نشده در زمین‌های کشاورزی و بارش‌های جوی می‌باشد. علاوه بر سندروم کودک آبی یا مت‌هموگلوبینمیا^۱ که یک بیماری شناخته شده در اثر نیترات است (WHO, 2003)، سایر عوارض زیستی نیترات شامل سرطان، افزایش مرگ و میر نوزادان، سقط جنین، نقایص مادرزادی، اسهال مکرر، استوماتیت مکرر^۲، تغییرات هیستوپاتولوژیک در عضلات قلب^۳، آلئول‌های ریه و غدد فوق کلیوی^۴، تضعیف سیستم

ایمنی بدن، فشار خون بالا و هیپرتروفی تیروئید^۵ است (Brindha et al., 2017; Gupta et al., 2008; Fan, 2011).

بر مبنای مطالعات آباسکال و همکاران (Abascal et al., 2022)، در قاره آسیا، آلودگی نیترات عمدتاً ناشی از چاه‌های جذبی فاضلاب و نشت مواد ورودی کشاورزی است. در این قاره، کمبود آب به عنوان یکی از مهم‌ترین نگرانی‌ها در بسیاری از کشورها، به ویژه در خاورمیانه، شناخته می‌شود و در نتیجه، استفاده از کودهای شیمیایی به طور مداوم در حال افزایش است که این امر حضور نیترات‌ها در آب‌های زیرزمینی را تشدید می‌کند (Alaei Shahmirzadi et al., 2018). در کلمبیا، آب‌های زیرزمینی در سطوح کم عمق، آلودگی انسانی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، دامداری، مدیریت نامناسب پسماند جامد و فقدان سیستم فاضلاب در مناطق خاص را نشان می‌دهند (Ossa-Valencia and Betancur-Vargas, 2018). در اروپا، منبع اصلی نیترات آبشویی کودهای شیمیایی، فضولات دام و طیور، و فاضلاب و پسماندهای شهری است (Rodriguez et al., 2020; Ogrinc et al., 2019; Varol and Şekerci, 2018; Heaton et al., 2012).

ارزیابی آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی با شاخص‌ها و استانداردهای مختلفی ارزیابی می‌شود. بر اساس استاندارد سازمان جهانی بهداشت^۶ ۵۰ میلی گرم بر لیتر (WHO, 2011)، بر اساس استاندارد آب آشامیدنی ایران ۵۰ میلی گرم بر لیتر (ISIRI, 1997)، بر اساس استاندارد آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا^۷ ۱۰ میلی گرم بر لیتر برحسب نیتروژن (تقریباً معادل ۵۰ میلی گرم بر لیتر نیترات) (Ward et al., 2018) و بر اساس استاندارد سازمان خوار و بار جهانی^۸ ۲۲ میلی گرم بر لیتر برای مصارف کشاورزی (Misstear et al., 2017) است.

در ایران مطالعات زیادی بر روی ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی و تعیین انواع شاخص‌های کیفی صورت گرفته است. ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی برای مصارف آشامیدنی و تعیین ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آب

^۵ Thyroid hypertrophy^۶ World Health Organization^۷ Environmental Protection Agency: EPA^۸ FAO^۱ Methemoglobinemia^۲ Recurrent stomatitis^۳ Histopathological changes in cardiac muscles^۴ Alveoli of lungs and adrenal glands

در شمال و بندان در جنوب آن قرار دارد. شهر اید ه با مساحت بیش از ۱۴ کیلومتر مربع بر روی آبخوان آبرفتی اید ه قرار گرفته و فاقد هر گونه شبکه جمع آوری فاضلاب است؛ از این رو فاضلاب آن از طریف چاه های جذبی به آب زیرزمینی کم عمق در زیر شهر نش ت می کند. همچنین فعالیت کشاورزی به عنوان شغل غالب در منطقه، منبع دیگر نفوذ نیترا ت به آبخوان است.

از دیدگاه هیدروژئومورفولوژی، دشت اید ه یک پولزه^۴ کارستی با امتداد شمال غربی - جنوب شرقی (هم راستا با روند عمومی زاگرس) در بخش چین خورده زاگرس (زاگرس بیرونی) است. حوضه بسته این پولزه از غرب و جنوب با کربنات های آسماری، از شرق با کربنات های ایلام - سروک و از شمال با مجموعه از کربنات های آسماری، ایلام - سروک و داریان - فهلپیان احاطه شده است. با توجه به ارتفاعات حاشیه دشت، رسوبات منشا گرفته از آنها، در حاشیه دشت عمدتاً شامل مواد درشت دانه در حاشیه دشت است که به تدریج به سمت مرکز دشت و تالاب ها به رس و سیلت تبدیل می شود. عمق این رسوبات از ۳۰ متر در حاشیه های دشت تا بیش از ۱۵۰ متر در بخش های شمالی متغیر است.

عمق آب زیرزمینی در محدوده تالاب میانگران کمتر از ۱ متر بوده و در مجاورت آبخوان کارستی نعل اسبی به حداکثر مقدار خود (۴۸ متر) می رسد. در محدوده شهر اید ه عمق آب زیرزمینی بین ۱ تا ۲۵ متر متغیر است (متوسط عمق ۹ متر است). تراز آب زیرزمینی نیز از ۷۸۹ متر در غرب تالاب میانگران تا ۸۴۸ متر در جنوب غربی آبخوان و جنوب شهر اید ه که منطبق بر مزر تغذیه است، متغیر می باشد. در واقع تغذیه از جنوب غربی آبخوان صورت گرفته و در جهت شمال جریان می یابد و در زیر شهر اید ه به سه شاخه تقسیم می شود. جریانات رو به شمال، به شمال غربی آبخوان و دریاچه میانگران زهکشی می شوند. جریان دوم رو به شرق بوده و وارد کارست ایلام - سروک و یا زهکش های سطحی می شود. مهمترین الگوی جریان در آبخوان اید ه به سمت جنوب آبخوان است که آب زیرزمینی در زیر شهر اید ه یک چرخش ۱۸۰ درجه به سمت جنوب داشته و وارد آبخوان کارستی نعل اسبی،

زیرزمینی در دشت فسا (Bahrami et al., 2024)، تعیین شاخص کیفیت آب و ارزیابی احتمالاتی ریسک سلامتی در استان همدان (Jaliali et al., 2024) و برآورد شاخص کیفیت آب زیرزمینی و بررسی عوامل موثر بر تغییرات آن در آب زیرزمینی برای مصارف آشامیدنی شیراز (Badeenezhad et al., 2020) نمونه هایی از این مطالعات هستند.

نیترا ت زدایی^۱ بواسطه باکتری های نیترا ت زدای^۲ اصلی ترین فرایند طبیعی احیای نیترا ت و بازگردانی نیتروژن به اتمسفر است. سایر گزینه های موجود و نوظهور برای حذف نیترا ت برای آب شرب شامل الکترو دیالیز^۳، تبادل یونی، اسمز معکوس، نیترا ت زداهای شیمیایی است. در مواجهه با احجام آبی بزرگ مثل آبخوان ها، تغذیه آبخوان با آب کم نیترا ت (رقیق سازی نیترا ت)، مدیریت استفاده بهینه از کودهای شیمیایی، بهره برداری و نگهداری مناسب از چاله های ذخیره کود حیوانی، ایزوله کردن سپتیک تانک ها و تاسیس شبکه های دفع فاضلاب جهت کاهش نیترا ت پیشنهاد می شود. با اینحال استفاده از هر روش به میزان امکانات اعتباری و اقلیمی بستگی دارد.

هدف از این مقاله تعیین وضعیت هیدروژئوشیمی آبخوان شهری اید ه در ارتباط با آلودگی نیترا ته می باشد و تلاش شده است تا با بررسی وضعیت آلودگی به نیترا ت، شاخص های کیفیت، آلودگی و سلامتی در این آبخوان ارزیابی شده و راهکارهای متناسب با زیست بوم منطقه برای مدیریت آلودگی آبخوان تعیین گردد.

مواد و روش ها

موقعیت محدوده مطالعاتی

دشت آبرفتی اید ه در شمال شرق استان خوزستان و در جنوب غربی ایران قرار دارد. آب شرب شهری و روستایی این دشت بطور کامل از منابع آب زیرزمینی تامین می شود. آبخوان اید ه با مساحت ۱۱۰ کیلومتر مربع، بین مختصات جغرافیایی ۵۰° ۴۹' تا ۵۵° ۴۹' شرقی و ۴۷° ۳۱' تا ۵۲° ۳۱' شمالی قرار دارد. عمده فعالیت اقتصادی در دشت اید ه از نوع کشاورزی است و دو تالاب میانگران

¹ Dnitrification

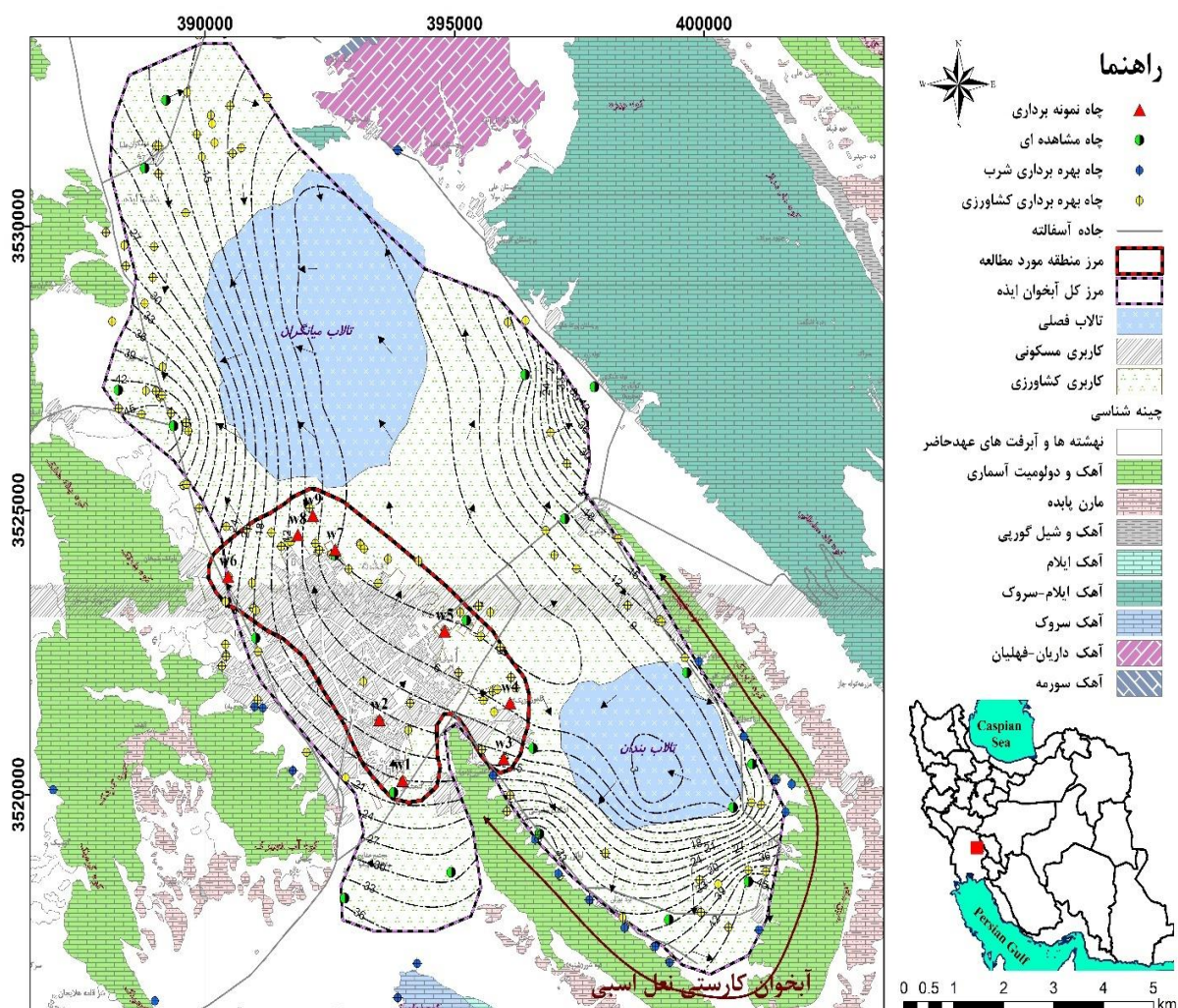
² Denitrifying bacteria

³ Electrodialysis

⁴ Polje

چالش‌های بهداشتی می‌شود. بر این اساس، در این پژوهش محدوده مطالعاتی آبخوان شهری به مساحت ۱۸ کیلومتر مربع در جنوب شرقی آبخوان ایذه، جایی که برهمکنش آب آبخوان شهری، زمین‌های کشاورزی، آب‌های کارستی نعل اسبی و تالاب بندان روی می‌دهد، می‌باشد (شکل ۱).

مجاور با جنوب آبخوان ایذه می‌شود. اهمیت این جریان بدین جهت است که در حال حاضر حدود ۶۲ درصد از آب شرب شهری ایذه (۹/۹۲ میلیون متر مکعب در سال) از ۱۳ حلقه چاه آب آهکی حفر شده در آبخوان کارستی نعل اسبی که از آبخوان آبرفتی ایذه تغذیه می‌شود، تامین می‌گردد؛ بنابراین نفوذ هر گونه آلودگی به آبخوان آبرفتی و راهیابی آن به چاه‌های تامین آب شرب شهر، سبب بروز



شکل ۱. موقعیت محدوده مورد مطالعه، عمق آب زیرزمینی آبخوان شهری ایذه و کاربری اراضی.

Fig 1. Location of The Study Area, Groundwater Depth of The Izeh Urban Aquifer, and Land Use.

شد. نمونه‌های پس از جمع آوری به آزمایشگاه البرزآما جهت آنالیز ارسال شدند. در همه دوره‌ها، پارامترهای هدایت الکتریکی، کلرید، سولفات، نیتрат، نیتريت، آمونیوم، COD و BOD مورد آنالیز قرار گرفت. در ایستگاه باران‌سنجی معرف دشت ایذه (ایستگاه ایذه)، مجموع بارش، در سال آبی ۱۴۰۳-۱۴۰۲، ۳۸۷ میلیمتر بوده است. با توجه به نمودار بارش در این سال آبی، آذر ۱۴۰۲

جمع‌آوری داده و روش شناسی

به منظور بررسی وضعیت هیدروژئوشیمی آبخوان شهری ایذه، ارزیابی مقادیر نیترات و پیگیری وضعیت آلودگی در این آبخوان، از آمار ۹ حلقه چاه بهره برداری در ۶ دوره نمونه برداری، استفاده شده است. نمونه‌برداری از آبخوان در آذر ۱۴۰۲، بهمن ۱۴۰۲، فروردین ۱۴۰۳، خرداد ۱۴۰۳، شهریور ۱۴۰۳ و آبان ۱۴۰۳ به مدت یکسال انجام

زیر شهر ایذه (چاه‌های W1 و W6)، در زیر آبخوان شهری (چاه W2)، خروجی از زیر شهر به سمت تالاب بندان (نمونه W4)، آب خروجی از زیر تالاب به آبخوان کارستی آسماری نعل اسبی (نمونه W3)، و آب خروجی از زیر شهر به تالاب میانگران (نمونه‌های W7 تا W9) را بررسی نمود. ویژگی‌های آماری نمونه‌ها در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱. ویژگی‌های آماری نتایج سنجش نمونه‌های آب.

Table 1. Statistical Characteristics of Water Sample Measurement Results.

پارامتر	Parametr	Unit	حداکثر Max	حداقل Min	میانگین Avg	انحراف معیار SD	درصد ضریب تغییرات CV%
درجه حرارت	T	°C	30.40	16.60	23.24	2.87	12
هدایت الکتریکی	EC	Ms/Cm	1685	430	1011	318	31
اسیدیته		Ph	7.57	7.57	6.70	7.08	3
مجموع مواد جامد	TDS		968	423	694.5	170.78	25
کلسیم	Ca		164.30	32.06	91.56	32.38	35
منیزیم	Mg		85.07	17.01	54.18	18.15	34
سدیم	Na		160.90	6.90	41.80	39.97	96
پتاسیم	K		2.35	0.39	1.04	0.64	62
بی کربنات	HCO3	Mg/Lit	584.50	73.22	372.48	125.51	34
کلرید	Cl		508.72	14.18	111.45	100.31	90
سولفات	SO4		235.20	6.72	83.16	47.68	57
نترات	NO3		206.67	2.13	53.35	42.25	79
نیتريت	NO2		1.950	0.012	0.462	0.445	96
آمونیم	NH4		0.570	0.012	0.115	0.121	105
اکسیژن خواهی شیمیایی	COD		45.20	0.08	8.05	7.32	91
اکسیژن خواهی زیستی	BOD		46.20	0.50	12.41	12.55	101

ارزیابی منبع یون‌های محلول در آب استفاده می‌شود. این نمودار به منظور ارزیابی تاثیر فرآیندهای هیدروشیمیایی نظیر بارش، هوازدگی سنگ و تبخیر بر شیمی آب به کار می‌رود. نمایه کلروآلکالین که به منظور تعیین وضعیت تبادل یونی به عنوان یکی از عوامل مهم تغییر غلظت یون‌ها در آب‌های زیرزمینی بکار می‌رود با استفاده از روابط زیر محاسبه می‌شود.

$$CAI - 1 = \frac{Cl - (Na + K)}{Cl} \quad (1)$$

$$CAI - 2 = \frac{Cl - (Na + K)}{(SO_4 + HCO_3 + CO_3)} \quad (2)$$

هرگاه که مقادیر این نمایه‌ها مثبت باشد، تبادل یونی سدیم یا پتاسیم در آب با کلسیم یا منیزیم حاصل از

به عنوان معرف فصل خشک و فروردین ۱۴۰۳ به عنوان معرف فصل مرطوب انتخاب شده و علاوه بر مولفه‌های قبلی، مقادیر یون‌های اصلی (کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، بی کربنات، pH و مجموع مواد جامد) جهت بررسی وضعیت عمومی آبخوان در این ماه‌ها نیز مورد آنالیز قرار گرفت. قابل ذکر است انتخاب چاه‌ها به صورتی بود که بتوان ترکیب هیدروشیمی آب تغذیه‌ای ورودی به

در این مطالعه به منظور بررسی هیدروشیمی آبخوان شهری ایذه، رده‌بندی انواع آب از طریق نمودار دورو^۱، تعیین وضعیت هیدروشیمیایی آبخوان از طریق نمودار گیبس^۲ و وضعیت تبادل یونی از طریق نمایه کلروآلکالین^۳ برای نمونه‌های آذر ۱۴۰۲ و فروردین ۱۴۰۳ انجام شد. نمودار نیمه لگاریتمی و ترکیبی دورو که ترکیبی از نمودار پاپیر و نمودار مستطیلی است، برای تعیین تیپ و رخساره آب استفاده می‌شود. نمودار نیمه لگاریتمی گیبس (Gibbs, 1970) یکی از نمودارهای مهم در بررسی وضعیت هیدروشیمیایی منابع آب است و به طور گسترده برای

¹ Durov

² Gibbs

³ Chloro – Alkaline

الف) تعداد دفعاتی که یک غلظت منفرد بیشتر از (یا کمتر از، زمانی که مقدار راهنما یک مقدار حداقل است) مقدار راهنما باشد، یک "انحراف" نامیده می‌شود و به صورت زیر بیان می‌شود. هنگامی که مقدار آزمایش نباید از مقدار راهنما فراتر رود:

$$excursion_i = \left(\frac{Failed\ test\ value_i}{Objective_j} \right) - 1 \quad (5)$$

برای مواردی که مقدار آزمایش نباید از مقدار راهنما کمتر

$$excursion_i = \left(\frac{Objective_j}{Failed\ test\ value_i} \right) - 1 \quad (6)$$

ب) مقدار کلی عدم تطابق در آزمایش‌های انفرادی، با جمع زدن میزان انحراف هر آزمایش از دستورالعمل‌های و تقسیم آن بر تعداد کل آزمایش‌ها (شامل هم آزمایش‌هایی که مطابق دستورالعمل هستند و هم آزمایش‌هایی که مطابق نیستند) محاسبه می‌شود. این پارامتر که به عنوان «جمع نرمال‌شده انحرافات» یا به اختصار «nse» شناخته می‌شود، به این صورت محاسبه می‌گردد:

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n excursion_i}{\# of\ tests} \quad (7)$$

ج) سپس F3 با استفاده از یک تابع مجانبی محاسبه می‌شود که مجموع نرمال‌شده انحرافات از خطوط راهنما (nse) را مقیاس‌بندی می‌کند تا دامنه‌ای بین ۰ تا ۱۰۰ حاصل شود.

$$F3 = \left(\frac{nse}{0.01\ nse + 0.01} \right) \quad (8)$$

پس از به دست آوردن عوامل، خود شاخص را می‌توان با جمع برداری سه عامل و استفاده از قضیه فیثاغورس محاسبه کرد. بنابراین، مجموع مربعات هر عامل برابر است با مربع شاخص کیفیت آب CCME. این روش، شاخص را به عنوان یک فضای سه بعدی در نظر می‌گیرد که هر عامل، یک محور آن را تعریف می‌کند. با این مدل، شاخص به طور مستقیم با تغییرات در هر سه عامل تغییر می‌کند.

کانی‌های هوازده آبخوان صورت می‌گیرد که نشان دهنده تعادل کلرو-آلکالین است (Rajlmohn & Elango, 2004).

پس از تعیین وضعیت هیدروژئوشیمی حاکم بر آبخوان شاخص‌های زیر در آبخوان مورد بررسی قرار گرفتند:

۱- شاخص ارزیابی کیفیت آب WQI^۱: به منظور ارزیابی کیفی وضعیت آب از شاخص CCME WQI^۲ استفاده گردید. این روش به علت انعطاف‌پذیری و جامعیت (CCME, 1999)، محاسبه و قابلیت تفسیر ساده (Lumb et al., 2011)، سازگاری با شرایط مختلف آبی (Kan et al., 2003)، مقایسه‌پذیری بین مناطق مختلف (Sarkar & al., 2006)، استفاده گسترده در تحقیقات علمی (Workgroup, OIW, 2017) و امکان استفاده از طیف وسیعی از یون‌ها نسبت به روش NSF WQI^۳، انتخاب شد. سه عامل، شاخص کیفیت آب CCME WQI را تشکیل می‌دهند:

F1 (دامنه/گستره)^۴ نشان‌دهنده درصد پارامترهایی است که حداقل یک بار در طول دوره زمانی مورد بررسی، دستورالعمل‌های مربوط به خود را رعایت نکرده‌اند ("پارامترهای ناموفق")، نسبت به کل تعداد پارامترهای اندازه‌گیری شده:

$$F1 = \left(\frac{Number\ of\ failed\ parameters}{Total\ number\ of\ parameters} \right) * 100 \quad (3)$$

F2 (فراوانی)^۵ نشان‌دهنده درصد تست‌های منفردی است که با دستورالعمل‌ها مطابقت ندارند ("تست‌های ناموفق"):

$$F2 = \left(\frac{Number\ of\ failed\ tests}{Total\ number\ of\ tests} \right) * 100 \quad (4)$$

F3 (دامنه)^۶ میزان انحراف مقادیر تست‌های ناموفق از مقادیر مورد انتظار را نشان می‌دهد. محاسبه F3 در سه مرحله انجام می‌شود.

¹ Water Quality Index

² Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index

³ National Sanitation Foundation Water Quality Index

⁴ Scope

⁵ Frequency

⁶ Amplitude

جدول ۲ مقادیر پارامترهای مورد استفاده در ارزیابی را نشان می‌دهد (Sailaukhanuly et al., 2024). RfD (دوز مرجع) مواجهه با نیترات و معیاری برای خطرات مزمن غیرسرطانی ۱/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز است (USEPA, 1991).

۲- شاخص آلودگی نیترات^۲ NPI: این شاخص یک روش فیلتر فضایی و ابزاری تک پارامتری برای اندازه‌گیری آلودگی نیترات ناشی از فعالیت‌های انسانی است (Solgi et al., 2025). شاخص آلودگی نیترات با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود (Obeidat et al., 2012).

$$NPI = \frac{C - HAV}{HAV} \quad (12)$$

C، غلظت نیترات در نمونه‌ها (میلی گرم بر لیتر) و HAV، مقدار موثر بر انسان (۲۰ میلی گرم بر لیتر) است. مقادیر NPI بالاتر از ۱/۵ نشان دهنده آلودگی نیترات در آبخوان است. در نهایت نقشه توزیع مکانی پارامترها و شاخص‌های محاسبه شده، ارائه و در مورد راهکارهای حذف آلودگی متناسب با محدوده مطالعاتی بحث شده است.

$$CCMEWQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right) \quad (9)$$

مقسوم‌علیه ۱.۷۳۲ مقادیر حاصل را در بازه بین صفر و ۱۰۰ نرمال‌سازی می‌کند، به طوری که صفر نشان‌دهنده "بدترین" کیفیت آب و ۱۰۰ نشان‌دهنده "بهترین" کیفیت آب است (CCME, 2017).

۲- شاخص ارزیابی ریسک سلامتی^۱ HQ: به منظور ارزیابی کیفیت بهداشتی آب‌های زیرزمینی در شهر ایذه، میزان دریافت روزانه مزمن نیترات (CDI) از طریق آب آشامیدنی و ضریب خطر بهداشتی (HQ) مورد بررسی قرار گرفت. برای بررسی شاخص‌های مورد نظر، مصرف آب آشامیدنی به عنوان مسیر اصلی مواجهه با سطوح خطرناک نیترات در نظر گرفته شد. به همین منظور، از روابط زیر برای محاسبه شاخص‌های CDI و HQ استفاده شد.

$$CDI = \frac{(C * IR * ED * EF)}{(BW * AET)} \quad (10)$$

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \quad (11)$$

HQ، شاخص خطر غیرسرطانی (بدون بعد)، CDI، دوز میانگین مواجهه روزانه (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)، RfD، دوز مرجع غیرسرطانی ویژه آب زیرزمینی (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)، C، غلظت اندازه‌گیری شده نیترات در آب زیرزمینی (میلی‌گرم در لیتر)، IR، نرخ نوشیدن آب (لیتر در روز)، EF، فراوانی مواجهه (روز در سال) و ED مدت زمان مواجهه (سال) است. BW، وزن متوسط (کیلوگرم) و AET زمان تماس متوسط (روز) است. مطالعه حاضر جمعیت هدف را بر اساس سن به چهار دسته تقسیم کرد: (۱) نوزادان؛ (۲) کودکان؛ (۳) نوجوانان و (۴) بزرگسالان. آستانه USEPA برای خطر غیرسرطانی ۱ است، به طوری که HQ کمتر از ۱ و HQ بیشتر از ۱ به ترتیب نشان‌دهنده خطر اثر غیرسرطانی بر سلامتی ناشی از آلودگی نیتروژن در آب زیرزمینی در محدوده قابل قبول و خارج از محدوده قابل قبول است (USEPA, 1989).

² Nitrate Pollution Index

¹ Health risk Quotient

جدول ۲. پارامترهای استفاده شده برای محاسبه دوز میانگین مواجهه (CDI) و شاخص غیر سرطانی (HQ) برای نیتрат در آب آشامیدنی (Sailaukhanuly et al., 2024).

Table 2. Parameters used to calculate the chronic daily intake (CDI) and the hazard quotient (HQ) for nitrate in drinking water (Sailaukhanuly et al., 2024).

پارامتر	Parameter	واحد Unit	نوزادان Infants 0-2 y	کودکان Children 2-6 y	نوجوانان Teenagers 6-16 y	بزرگسالان Adults 16 < y
نرخ نوشیدن	IR, ingestion rate	Lit/day	0.62	0.78	2	2.5
مدت مواجهه	ED, exposure duration	Year	1	6	16	30
فراوانی مواجهه	EF, exposure frequency	Day/year	350	350	350	350
وزن	BW, body weight	Kg	11.4	18.6	56.8	80
متوسط زمان تماس	AET, average exposure time	Day	365	2190	5840	10950

نتایج و بحث

به منظور بررسی سازوکار موثر بر شکل‌گیری هیدروژئوشیمی آبخوان شهری ایزه از نمودارهای دورو، گیبس و تغییرات نمایه‌های کلروآلکالین برای نمونه‌های آذر ۱۴۰۲ و فروردین ۱۴۰۳ استفاده شد. بر اساس نمودار دورو (شکل ۲- الف)، تیپ و رخساره غالب در همه نمونه‌ها (به استثنای نمونه W4 که کلروره سدیک است)، از نوع بی‌کربناته کلسیک و تا حدی منیزیک است. این نوع آب نابالغ، بیانگر محیط تغذیه‌ای و انحلال کربنات‌ها می‌باشد. که با توجه به الگوی جریان و مجاورت آبخوان ایزه با سازند آهکی آسماری توجیه پذیر است. بر اساس نمودار تغییرات نمایه‌های کلروآلکالین (شکل ۲- ب) تقریباً در همه چاه‌های نمونه‌برداری شده، این نمایه مثبت است. این امر بیانگر تبادل یونی معکوس در آبخوان است. نمایه‌های منفی نشان دهنده تبادل کلسیم و منیزیم آب با سدیم و پتاسیم سنگ است (رسوب کلسیم) و عدم تعادل کلروآلکالین را نشان می‌دهد. در هنگام بروز عدم تعادل کلروآلکالین فرایند تبادل یونی عادی در آبخوان روی می‌دهد. تغییرات مقادیر نمایه‌ها سیستماتیک نیست بنابراین واکنش‌های تبادل یونی هم در جهت مثبت و هم در جهت منفی روی می‌دهد که وابسته به مسیر جریان آب زیرزمینی و فرایند اختلاط آب است (Rezaee et al., 2017). بر اساس نمودارهای گیبس (شکل ۲- ج و د)، تقریباً در همه نمونه‌های دو دوره، نسبت‌های $Na/(Na+Ca)$ و $Cl/(Cl+HCO_3)$ پایین و TDS بین 100-1000 ppm بوده و نشان می‌دهد که ترکیب نهایی آب

زیرزمینی آبخوان ایزه در نتیجه هوازگی سنگ‌ها و برهم کنش آب شکل گرفته است. آنچه که از نمودارهای هیدروشیمی استنتاج می‌شود این است که نوع آب تغذیه‌کننده آبخوان متأثر از هوازگی کربنات‌ها و بر همکنش آب و سازندهای کربناته مجاور و عناصر کربناتی آبخوان عمدتاً بی‌کربناته کلسیک می‌باشد. گرچه این سازوکار به غلظت بالای کلسیم در آب منجر شده است ولی احتمالاً به علت اشباع نشدن آب از کلسیم، تعادل کلروآلکالین در آبخوان برقرار بوده و همچنان انحلال کلسیت از عناصر سازنده آبخوان در حال وقوع است.

محاسبه میانگین شاخص WQI برای دو دوره آذر ۱۴۰۲ و فروردین ۱۴۰۳ نشان می‌دهد که کیفیت آب نمونه‌ها برای مصارف آبرزی‌پروری و تفریحات آبی عالی، برای آشامیدن و پرورش دام و طیور خوب تا عالی و برای آبیاری و مصارف عمومی و خانگی نسبتاً خوب است (شکل ۳). بر اساس بررسی شاخص WQI نمونه‌ها برای مصارف عمومی، نمونه‌های W3 در دو دوره و W4 در دوره فروردین ۱۴۰۳ تحت تنش کاهش این شاخص قرار دارند.

بر اساس نتایج محاسبه شاخص HQ برای گروه‌های سنی مختلف در شکل ۴، در ۶ دوره‌ی نمونه‌برداری و از بین ۵۴ نمونه برداشت شده، شاخص HQ در ۵۴ درصد نمونه‌های برای نوزادان صفر تا ۲ سال، در ۴۶ درصد نمونه‌های برای کودکان ۲ تا ۶ سال، در ۴۱ درصد نمونه‌های برای نوجوانان ۶ تا ۱۶ سال و در ۳۹ درصد نمونه‌ها برای بزرگسالان بالاتر از ۱۶ سال، بیش از ۱ بوده است. از این

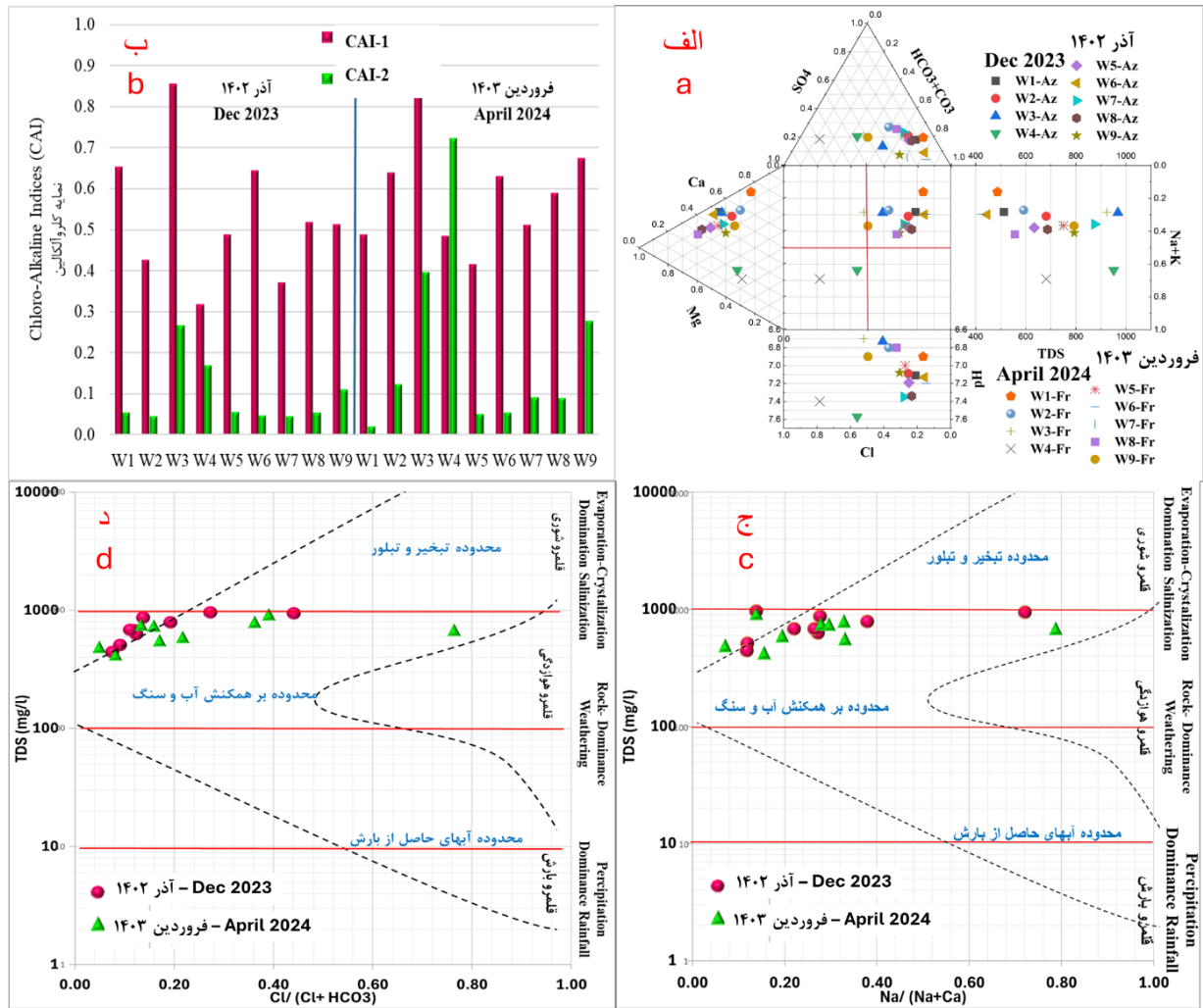
است. انطباق مساحت هاله آلوده با تغییرات میانگین ماهانه نیترات در شکل ۶-الف نیز مبین افزایش غلظت و وسعت آلودگی نیترات در بهمن ۱۴۰۲ و فروردین ۱۴۰۳ و سپس کاهش آن در خرداد و شهریور ۱۴۰۳ است. در ابتدا و انتهای دوره (آذر ۱۴۰۲ و آبان ۱۴۰۳) تغییرات مکانی نیترات و شدت تغییرات مشابه می‌باشد. انطباق تغییرات بارش با مقادیر میانگین دوره نیترات در شکل ۶-ب، نشان می‌دهد که حداکثر مقادیر نیترات با تاخیر یک ماهه بارش روی می‌دهند، بدین معنی که حداکثر بارش در دوره یکساله در حد فاصل دی تا اسفند ۱۴۰۲ بوده و افزایش نیترات در آبخوان با تاخیر یک ماهه در بهمن ۱۴۰۲ (احتمالا اسفند ۱۴۰۲) و فروردین ۱۴۰۳ روی داده است.

از این رو چنین نتیجه‌گیری می‌شود که در ماه‌های بدون بارش تغذیه آبخوان عمدتاً از فاضلاب شهری بوده که با نفوذ نیترات به آبخوان همراه است. در ماه‌های مرطوب بواسطه بارش نفوذ از فاضلاب افزایش یافته و هاله آلودگی نیز گسترده‌تر می‌شود. با توجه به الگوی کشت دیم که کشت غالب در دشت ایزه است، کوددهی اراضی در ماه‌های دی تا اسفند بوده و از این رو بارندگی نفوذ نیترات از کودهای شیمیایی را نیز باعث می‌شود. برهم‌نهی نفوذ نیترات از دو منشا کودهای کشاورزی و فاضلاب شهری عامل اصلی افزایش شدت در مقدار و مساحت آلودگی نیترات در حد فاصل بهمن ۱۴۰۲ تا فروردین ۱۴۰۳ است. کاهش شدید مساحت و میانگین آلودگی نیترات در خرداد بویژه در بخش‌های شمالی آبخوان می‌تواند متأثر از فرایند نیترات‌زدایی طبیعی آبخوان باشد. ریز دانه شدن آبخوان در این بخش و بالا بودن مقادیر BOD و COD که احتمالاً ناشی از فعالیت‌های میکروبی است، می‌تواند تایید کننده این موضوع باشد. در شهریور و آبان مقادیر نیترات نفوذی از فاضلاب افزایش یافته و در آبان ۱۴۰۳، مشابه با آذر سال قبل می‌شود. این روند تغییرات نشان دهنده چرخه تکرار شونده از تغییرات نیترات در محدوده آبخوان شهری ایزه باشد.

رو خطر ناشی از تاثیر نیترات بر سلامتی همه گروه‌های سنی به ویژه نوزادان و کودکان بالا ارزیابی می‌شود. با توجه به میانگین ۶ دوره نیترات در آبخوان شهری ایزه (۵۳/۳۵ میلی گرم بر لیتر)، بوضوح آلودگی نیترات در آبخوان شهری ایزه مشاهده می‌شود. به منظور بررسی وضعیت آلودگی به نیترات شاخص NPI برای ۶ دوره نمونه‌برداری در نمونه‌ها محاسبه و سپس نقشه توزیع آن در محدوده آبخوان محیط GIS تهیه گردید (شکل ۵-الف تا و). سپس مساحت هاله آلوده با NPI بالاتر از ۱/۵ که معادل با نیترات بیش از ۵۰ میلی گرم بر لیتر است برای هر دوره اندازه‌گیری و بر روی نمودار تغییرات میانگین دوره‌ای نیترات پلات گردید (شکل ۶-الف). همچنین مقادیر میانگین نیترات با بارش در دوره آماری نیز مقایسه گردید (شکل ۶-ب).

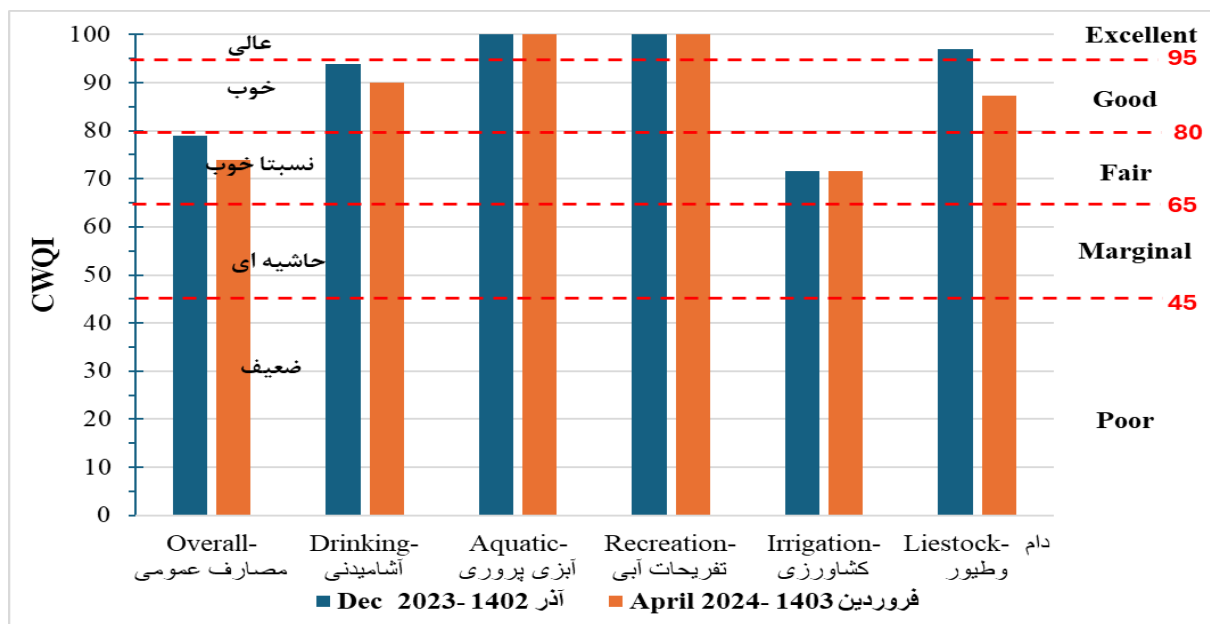
بررسی آمار نمونه‌ها نشان می‌دهد که از ۵۴ نمونه برداشت شده در ۶ دوره نمونه‌برداری، ۱۷ درصد نمونه‌ها دارای NPI کمتر از صفر (نیترات کمتر از ۲۰ میلی گرم بر لیتر) بوده و فاقد آلودگی هستند. در ۲۴ درصد نمونه‌ها، شاخص NPI بین صفر تا ۰/۷۵ است و این نمونه‌ها در مرحله گذار به آلودگی هستند. در ۲۰ درصد نمونه‌ها، NPI بین ۰/۷۵ تا ۱/۵ قرار دارد. مقادیر نیترات در این نمونه‌ها بحرانی بوده و بین ۳۵ تا ۵۰ میلی گرم بر لیتر قرار دارد. در ۳۹ درصد نمونه‌ها نیز NPI بیش از ۱/۵ بوده (نیترات بیش از ۵۰ میلی گرم بر لیتر) و نمونه‌ها آلوده به نیترات هستند. تطابق نقشه توزیع NPI با نقشه کاربری اراضی نشان می‌دهد که هاله آلوده به نیترات تقریباً در همه دوره‌ها منطبق بر جنوب شهر ایزه و مجاور با بخش غربی آبخوان کارستی نعل اسبی است و با شروع و اوج‌گیری بارندگی‌ها در فصل مرطوب، به سمت شمال و شرق افزایش وسعت می‌یابد. بخش‌های فاقد آلودگی یا با آلودگی کم، عمدتاً منطبق بر بخش‌های شمالی آبخوان و شمال شهر ایزه و در بخش‌های شرقی منطبق بر کاربری کشاورزی هستند.

بر اساس شکل ۵-ب و ج، در بهمن ۱۴۰۲ و فروردین ۱۴۰۳ وسعت هاله آلوده به بیشترین حد خود رسیده و علاوه بر آن شدت آلودگی نیز افزایش داشته است به طوری که حداکثر NPI در بهمن به ۵/۳۵ (میانگین وزنی ۲/۷) و در فروردین به ۹/۳۲ (میانگین وزنی ۳/۴) رسیده



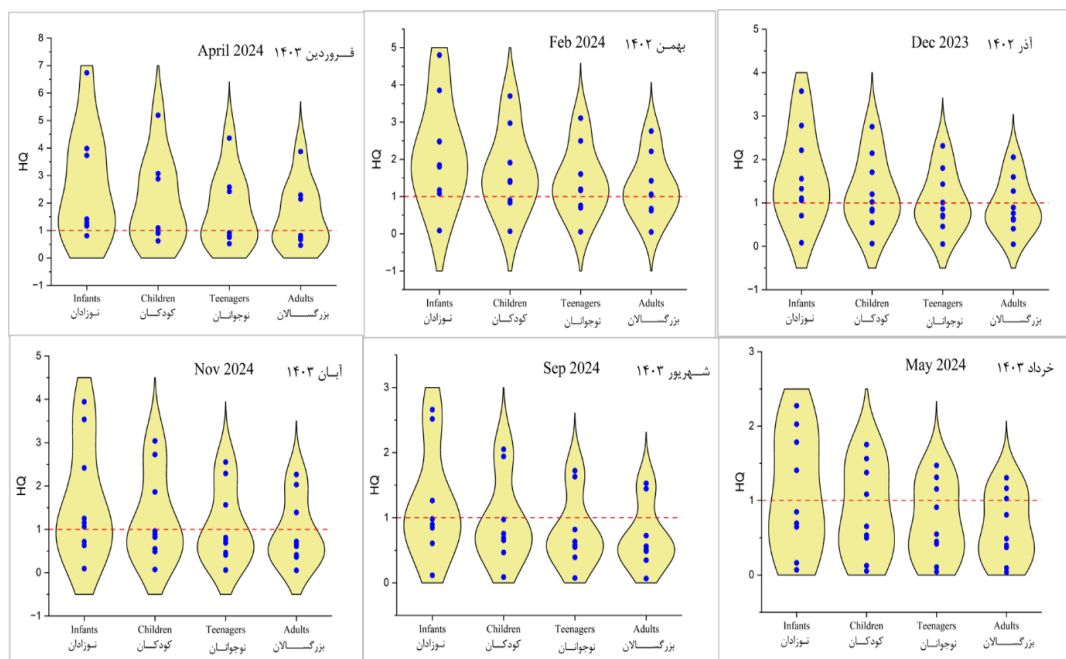
شکل ۲. الف) نمودار دورو ب) نمودار نمایه کلرو آلکالین، ج و د) نمودارهای گیبس.

Fig 2. A) Durov Diagram, B) Chloro-Alkaline Indices Diagram, C and D) Gibbs Diagrams.



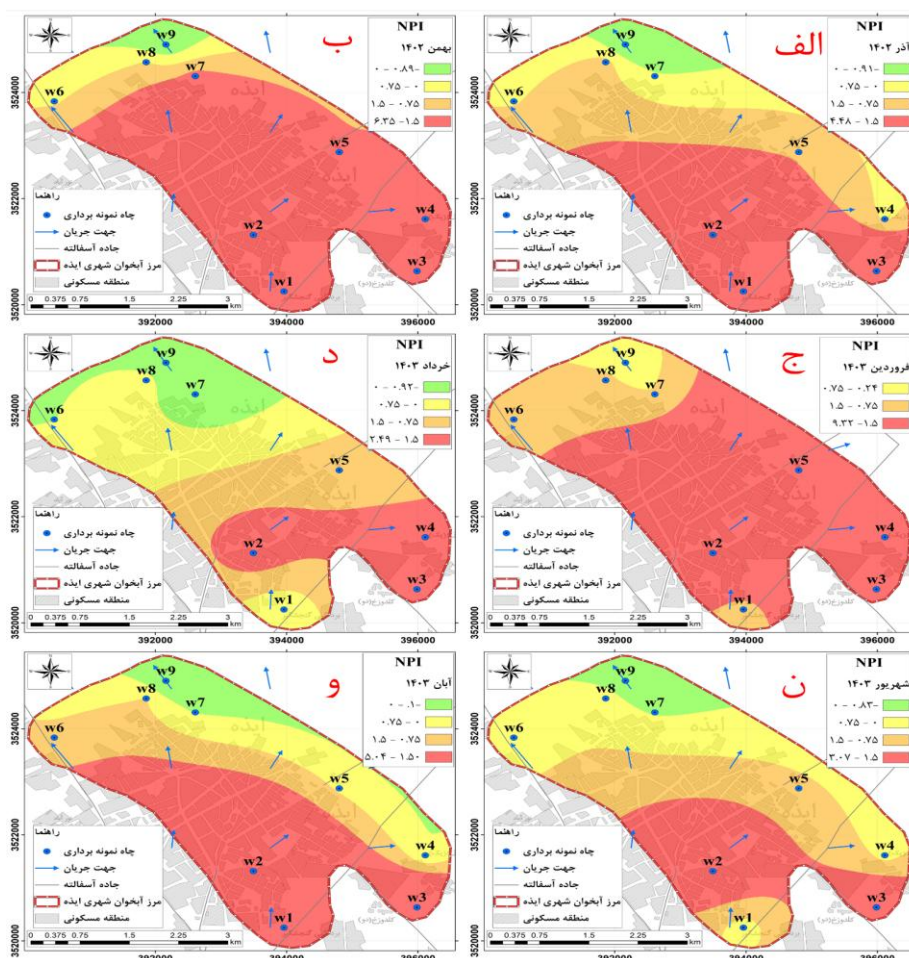
شکل ۴. شاخص HQ در گروه‌های سنی مختلف.

Fig 4. HQ Index In Different Age Groups.



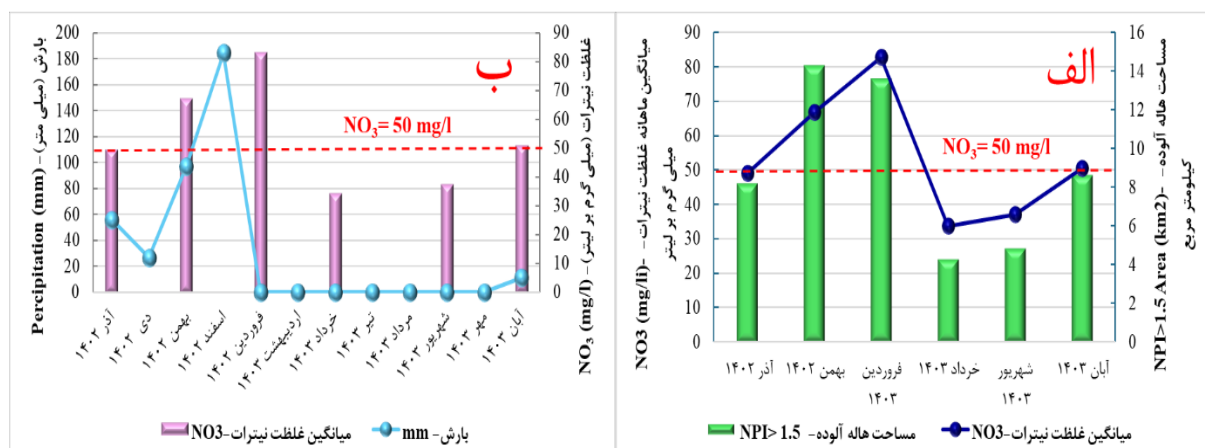
شکل ۴. موقعیت محدوده مورد مطالعه، عمق آب زیرزمینی آبخوان شهری ایزه و کاربری اراضی.

Fig 1. Location of The Study Area, Groundwater Depth of The Izeh Urban Aquifer, and Land Use.



شکل ۵. تغییرات مکانی شاخص NPI در آبخوان شهری ایزه.

Fig 5. Spatial Variations of The NPI Index in The Izeh Urban Aquifer.



شکل ۶. الف) مساحت هاله آلوده با NPI بیش از ۱/۵ در برابر میانگین غلظت ماهانه نیترات، ب) تغییرات میانگین غلظت ماهانه نیترات در برابر بارش ماهانه.

Fig 6. A) Area of The NPI>1.5 Vs The Average Monthly NO₃, B) Variations In The Average Monthly NO₃ Vs Monthly Precipitation.

می‌کند. بررسی شاخص NPI توزیع و نحوه تکامل هاله نیترات در طی زمان را نشان داده و همبستگی تغییرات آن با بارش (با تاخیر تقریباً یک ماهه) را اثبات می‌کند. گرچه شاخص کیفیت CWQI، کیفیت آب برای انواع مصارف را متوسط تا عالی توصیف می‌کند ولی باید به این نکته توجه کرد که در این شاخص از وزن فلزات سنگین و ترکیبات سمی صرف نظر شده است.

پیشنهاد راهکار

با توجه به اینکه عمده نفوذ نیترات به آبخوان به علت فاضلاب شهری و چاه‌های جذبی است. مهمترین راهکار جهت پالایش آبخوان راه‌اندازی سیستم جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب در شهر ایده می‌باشد. مدیریت کودهای کشاورزی به ویژه در فصل بارندگی دومین راهکار برای حل مشکل نفوذ نیترات به آبخوان است. دفع بهداشتی زباله در خارج از حریم آبخوان و ایزوله کردن چاله‌های دفن کود حیوانی بویژه در محدوده زمین‌های کشاورزی جنوب آبخوان که فعالیت دامداری دارند می‌تواند به کاهش نفوذ نیترات کمک کند. با پخش فاضلاب تصفیه شده و یا با استفاده از آب‌های سطحی کم‌نیترات می‌توان آبخوان را بصورت موضعی تغذیه و اقدام به رقیق‌سازی نیترات آن نمود. با این حال بهترین راهکار، جلوگیری از نفوذ نیترات به آبخوان است. پیشگیری از آلودگی نیترات راهی بسیار آسان‌تر برای صرفه‌جویی در وقت و هزینه است، مشروط بر اینکه درک خوبی از منابع و اقدامات

نتیجه‌گیری

برای ارزیابی وضعیت هیدروژئوشیمی آبخوان ایده با تمرکز بر معضل نیترات، به مدت یکسال و در ۶ دوره از ۹ حلقه چاه بهره‌برداری، نمونه تهیه و مورد آنالیز قرار گرفت. آنچه که از بررسی نتایج این مطالعه بر می‌آید این است که آبخوان آبرفتی از بخش جنوب غربی و غرب با آبهای عمدتاً کارستی کربناته کلسیک-منیزیک تغذیه می‌شود و عمده فرایندهای حاکم بر آبخوان آبرفتی تبادل یونی معکوس و انحلال کلسیم است. این آب در مسیر خود در زیر شهر ایده با آب نفوذی از فاضلاب ترکیب می‌شود و محتوای نیترات آن افزایش می‌یابد. در فصل مرطوب شار نیترات ورودی به علت کوددهی کشاورزی مضاعف شده و غلظت نیترات به مقادیر فوق بحرانی (به عنوان مثال در فروردین ۱۴۰۳ غلظت نیترات در چاه W4 برابر ۲۰۶/۷ میلی گرم بر لیتر است) افزایش یافته و هاله آلودگی به نیترات نیز گسترش می‌یابد. کاهش شدید مساحت و میانگین آلودگی نیترات در خرداد ماه ۱۴۰۳، بویژه در بخش‌های شمالی آبخوان می‌تواند متاثر از فرایند نیترات‌زدایی طبیعی آبخوان ریزدانه و محیط احیایی باشد. بررسی شاخص سلامتی HQ نشان می‌دهد که از مجموع ۵۴ نمونه در ۶ دوره، در ۵۴ درصد نمونه‌های برای نوزادان صفر تا ۲ سال، در ۴۶ نمونه‌های برای کودکان ۲ تا ۶ سال، در ۴۱ درصد نمونه‌های برای نوجوانان ۶ تا ۱۶ سال و در ۳۹ درصد نمونه‌ها برای بزرگسالان بالاتر از ۱۶ سال، بیش از ۱ بوده است و نیترات سلامتی اجتماعی را تهدید

Toxicology and Pharmacology. 7(2):135–148. DOI: [10.1016/0273-2300\(87\)90024-9](https://doi.org/10.1016/0273-2300(87)90024-9)

Gibbs, R.J. (1970). Mechanism controlling world water chemistry. *Science* 170: 1088-1090. DOI: [10.1126/science.170.3962.10](https://doi.org/10.1126/science.170.3962.10)

Gupta, S. K., Gupta, R. C., Chhabra, S. K., Eskiocak, S., Gupta, A. B., and Gupta, R. (2008). Health issues related to N pollution in water and air. *Current Science*. 94(11):1469-1477. <https://www.jstor.org/stable/24100503>

Heaton, T.H.E., Stuart, M.E., Sapiano, M., Micallef Sultana, M. (2012). An isotope study of the sources of nitrate in Malta's groundwater. *Journal of Hydrology*. 414–415, 244–254. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.10.037>.

ISIRI: Institute of Standards and Industrial Research of Iran. (1997). *Drinking water Physical and chemical specifications*. 1053. 5th revision. ICS:13.060.020.

Jalali, M., Jalali, M. and Morrison, L. (2024). Groundwater hydrogeochemical processes, water quality index, and probabilistic health risk assessment in an arid and semi-arid environment (Hamedan, Iran), *Groundwater for Sustainable Development*, Volume 26, 101255, ISSN 2352-801X, <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101255>

Khan, F., Husain, T., & Lumb, A. (2003). Water quality evaluation and trend analysis in selected watersheds of the Atlantic region of Canada. *Environmental Monitoring and assessment*, 88, 221-248. DOI: [10.1023/A:1025573108513](https://doi.org/10.1023/A:1025573108513)

Lumb, A., Sharma, T.C., Bibeault, J.F. et al. (2011). A Comparative Study of USA and Canadian Water Quality Index Models. *Water Quality, Exposure and Health* 3, 203–216. <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0056-5>.

Missteart, B., Banks, D., Clark, L. (2017). Appendix 5 *FAO irrigation water quality guidelines*. WaterWells and Boreholes, pp. 473–474. <https://doi.org/10.1002/9781119080176.app5>.

Obeidat M M, Awawdeh M, Al-Rub F A and Ahmad Al-Ajlouni A (2012) An Innovative Nitrate Pollution Index and Multivariate Statistical Investigations of Groundwater Chemical Quality of Umm Rijam Aquifer (B4), North Yarmouk River Basin, Jordan. *Water Quality Monitoring and Assessment*. 169- 188. [https:// DOI:10.5772/32436](https://doi.org/10.5772/32436).

Ogrinc, N., Tamše, S., Zavadlav, S., Vrzel, J., Jin, L. (2019). Evaluation of geochemical processes and nitrate pollution sources at the Ljubljansko Polje aquifer (Slovenia): a stable isotope perspective. *Science of The Total Environment*. 646, 1588–1600. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.245>.

Ossa-Valencia, J., Betancur-Vargas, T. (2018). Hydrogeochemical characterization and identification of a system of regional flow. Case study: the aquifer on the Gulf of Urabá, Colombia.

احتیاطی حاصل شود. تجزیه و تحلیل وقوع و اثرات نیترات بر سلامت انسان و همچنین حیوانات، این واقعیت را ثابت می‌کند که حتی با وجود پیشرفت‌های علمی و فنی متعدد در دهه‌های اخیر، این مشکل هنوز در کشورهای توسعه‌یافته، در حال توسعه و همچنین توسعه نیافته وجود دارد.

منابع

Abascal, E. Gomez-Coma, L. Ortiz, I. and Ortiz, A. (2022). Global diagnosis of nitrate pollution in groundwater and review of removal technologies. *Science of The Total Environment*, 810, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152233>.

Alaei Shahmirzadi, M.A., Hosseini, S.S., Luo, J., Ortiz, I., (2018). Significance, evolution and recent advances in adsorption technology, materials and processes for desalination, water softening and salt removal. *Journal of Environmental Management*. 215, 324–344. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.040>.

Bahrami, A., Bahrami, M. & Haghani, E. (2024). Groundwater quality assessment for potable using WQI and GIS technology in the south of Iran. *Sustain. Water Resources Management*. 10, 177. <https://doi.org/10.1007/s40899-024-01155-7>.

Brindha, K. Parimala, R. and Elango, L. (2017). Sources, toxicological effects and removal techniques of nitrates in groundwater: An overview. Volume 37. *Indian Journal of Environmental Protection*. 37(8):667-700. DOI [10.1007/s12665-013-2257-7](https://doi.org/10.1007/s12665-013-2257-7).

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (1999). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: pH (marine). In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. <https://ccme.ca/en/resources/water-aquatic-life>

Workgroup, O. I. W. (2017). Water Quality Indicators (WQI) Project Background and Technical Specifications. Technical Report, US EPA Office of Compliance. URL <https://echo.epa.gov/tools/data-downloads/wqi-data-review>.

CCME Water Quality Index User's Manual. 2017. http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html.

Fan, A. M. (2011). Nitrate and nitrite in drinking water: a toxicological review. *Encyclopedia of Environmental Health* 137–145. DOI: [10.1016/B978-0-444-52272-6.00563-8](https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52272-6.00563-8)

Fan, A. M., Willhite, C. C., and Book, S. A. (1987). Evaluation of the nitrate drinking water standard with reference to infant methemoglobinemia and potential reproductive toxicology. *Regulatory*

- Evaluation Manual (Part A) EPA/540/1-89/002; U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, Available online: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags_a.pdf (accessed on 18 June 2023).
- United States EPA. (1991). IRIS Summary Nitrate; CASRN 14797-55-8; U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA. Available online: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0076_summary.pdf (accessed on 20 June 2023).
- Varol, S., Şekerci, M. (2018). Hydrogeochemistry, water quality and health risk assessment of water resources contaminated by agricultural activities in Korkuteli (Antalya, Turkey) district center. *Journal of Water and Health* 16, 574–599. <https://doi.org/10.2166/wh.2018.003>.
- Verma, A. Sharma, A. Kumar, R. Sharma, P. (2023). Nitrate contamination in groundwater and associated health risk assessment for Indo-Gangetic Plain, India. *Groundwater for Sustainable Development*, Volume 23, 100978, ISSN 2352-801X, <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100978>.
- Ward, M.H., Jones, R.R., Brender, J.D., de Kok, T.M., Weyer, P.J., Nolan, B.T., Villanueva, C.M., van Breda, S.G. (2018). Drinking water nitrate and human health: an updated review. *Int. Journal of Environmental Research. Public Health* <https://doi.org/10.3390/ijerph15071557>.
- WHO (World Health Organization). (2017). Guidelines for drinking-water quality. 4th edition. ISBN: 978-92-4-154995-0. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>.
- WHO (World Health Organization). (2011). Histories of Guideline Development for the Fourth Edition: Chemical Fact Sheets. Chemical Contaminants in Drinking-Water. Manganese: History of Guideline Development. Available: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/history_guideline_mang.pdf [accessed 13 October 2011].
- World Health Organization. (2003). Nitrate and nitrite in drinking-water: background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. World Health Organization. <https://iris.who.int/handle/10665/75380>.
- Revista Facultad de Ingenieria, 9–18.. <https://doi.org/10.17533/udea.redin.n86a02>.
- Rajmohan, N. and Elango, L. (2004). Identification and evolution of hydrogeochemical processes of groundwater environment in an area of the Palar and Cheyyar River Basins, Southern India. *Journal of Environmental Geology* Volume 46, Issue 1, pp 61-47. <https://doi.org/10.1007/s00254-004-1012-5>.
- Rezaee, M. Zivari, R. Ashjari, J. and Kaboli, A. (2017). Geochemical processes affecting groundwater chemistry in carbonate formations of Khosh Yeylagh, north of Iran. *Environmental Studies Journal*. 43(2), 219-231. <https://doi.org/10.22059/jes.2017.113706.1006871>.
- Rodriguez, J., Perez, B., Nebot, C., Falque, E., Simal-Gandara, J. (2020). Food production link to underground waters quality in a limia river basin. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 297, 106969. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106969>.
- Sailaukhanuly, Y., Azat, S., Kunarbekova, M., Tovassarov, A., Toshtay, K., Tauanov, Z., Carlsen, L., & Berndtsson, R. (2024). Health Risk Assessment of Nitrate in Drinking Water with Potential Source Identification: A Case Study in Almaty, Kazakhstan. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 21(1), 55. <https://doi.org/10.3390/ijerph21010055>.
- Sarkar C, Abbasi SA. (2006). Qualidex--a new software for generating water quality indices. *E Environmental Monitoring and Assessment*. 119(1-3):201-31. . <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9023-6>. Epub 2006 Jun 2. PMID: 16741825.
- Shukla, S. & Saxena, A. (2019). Global Status of Nitrate Contamination in Groundwater: Its Occurrence, Health Impacts, and Mitigation Measures. In: Hussain, C. (eds) *Handbook of Environmental Materials Management*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73645-7_20
- Solgi, E. , Beigmohammadi, F. , Ahmadvand, R. and Baser, S. (2025). Nitrate risk assessment in drinking water in different areas of Malayer city. *Journal of New Approaches in Water Engineering and Environment*, 3(2), 101-117. <https://doi.org/10.22034/nawee.2024.468406.1098>.
- United States EPA. (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund Vol. I: Human Health