

Research Article

Comparison of Physical and Chemical Characteristics of Rivers Water in North Tehran

Maryam Salimi¹, Hamid Reza Nassery^{1*}, Yaser Nikpeyman¹, Mohsen Eslamizadeh²

1- Department of Minerals and Groundwater Resources, Faculty of Earth Sciences, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran

2- Regional Water Company of Tehran, Iran

Keywords: Tehran North Rivers, Geological Formations, Urban Pollution

1-Introduction

According to the United Nations, population growth in urban areas around the world will double by 2050. This growth is associated with environmental effects, including chemical, hydrological, and physical changes in rivers' catchment (Poletto et al., 2009). Weathering and the water-rock interaction through the dissolution and ion exchange process are the main phenomenon affecting the chemical composition of surface water (Mustapha et al., 2013). Among the factors affecting surface water quality, human activities play the most important role (Chaudhary et al., 2017), and urban pollutants are the main cause of surface water pollution in Asian countries (Chaudhry and Malik, 2017; Milovanovic, 2007).

This study aims to assess the water chemical evolution and contamination of rivers in the north of Tehran in terms of geogenic and anthropogenic pollutants, from the tributary to before the entrance of the city. Due to the fact that there is no significant industrial center in the north of Tehran, the impact of human factors away from industrial activities can be predicted, such as the existence of resorts in the north of Tehran in this temperate region.

The study area is located in the north of Tehran metropolitan area, where the altitude is between 1800 and 2700 meters above sea level. The easternmost and westernmost rivers in the study area are Darabad River and Kan River, respectively (Fig. 1). The north of Tehran heights, mostly consist of the Karaj Formation (Eocene period) submarine pyroclastic sediments (green tuff) exposures with sedimentary and volcanic rocks interbeddings, including conglomerate, sandstone, shale, siltstone, and andesitic-dacite-basaltic lava (Fig. 1).

2-Materials and methods

Sampling campaigns was done in the water year 2019-2020 on a seasonally basis along the north of Tehran 6 rivers (35 points per sampling campaign) (Table 1). Some physicochemical properties of rivers' water (including water temperature, T; electrical conductivity, EC; and acidity, pH) were measured in the field at the time of sampling using a portable device. Besides, samples for nitrate and phosphate were filtered using 0.45 μm filters. Samples were transferred to the laboratory on the same day of sampling to measure water quality characteristics. In order to evaluate the amount of coliform in the water, the water samples were collected in sterile glass vials. The samples were analyzed using the American Public Health Association guideline (APHA, AWWA, WEF, 2017).

3-Discussion

In Darabad, Darband, Darakeh and Kan rivers, with temperature increase during the summer period, the pH has reached its maximum value as well. In addition, despite the temporal and spatial negligible variations of bicarbonate ion in the study area; but bicarbonate concentrations have still risen slightly for most rivers in the summer, especially at downstream stations. Therefore, groundwater seems to be the main source of bicarbonate ion in the studied rivers.

* Corresponding author: h-nassery@sbu.ac.ir

DOI: 10.22055/AAG.2023.42410.2329

Received: 2022-12-03

Accepted: 2023-07-04

Moreover, the highest EC and TDS values are recorded at the Kan River downstream samples. However, TDS has increased in Darband and Darakeh rivers in downstream stations as well. Therefore, these clues confirm the impact of resorts' wastewater discharge into the rivers.

The concentration of sodium and calcium ions gradually increases toward the rivers downstream. In addition, the rivers recharge by springs has caused abnormalities in the hydrochemical properties of rivers. Also, leaching of soil cover (inceptisols deposits) in the north of Tehran by rain water has an effect on increasing some ions such as calcium.

Table 1. The geographical location and characteristics of the district intended stations, Starred items represent the samples taken from springs outlet.

River	Spatial description of the station	Distance from the previous station	Height (m)	Geographical latitude	Geographical Longitude	Station ID
Darabad	Khalil Garden	0	2253	35°50'51.20"N	51°28'59.30"E	DA1
	Haft-Hoz Spring	473	2206	35°50'41.80"N	51°29'06.60"E	DA2*
	Chal Magas Waterfall	539	2106	35°50'30.60"N	51°29'11.50"E	DA3
	Jahan Spring	210	2073	35°50'18.70"N	51°29'20.10"E	DA4*
	Kabootarkhān	1459	1904	35°50'13.90"N	51°29'22.10"E	DA5
	Do-Ab Sir-Dorood	752	1829	35°50'00.90"N	51°29'26.30"E	DA6
	Darabad Outlet	1180	1744	35°49'16.20"N	51°29'31.00"E	DA7
Darband	Tochal Spring	0	2456	35°50'36.85"N	51°25'24.17"E	DB1*
	Shirpala	670	2371	35°51'01.90"N	51°25'36.90"E	DB2
	Helicopter landing site	609	2301	35°50'47.73"N	51°25'33.54"E	DB3
	Abdollah-Rish	944	2047	35°50'31.30"N	51°25'26.30"E	DB4
	Restaurant	925	1942	35°50'06.80"N	51°25'24.60"E	DB5
	Darband Outlet	1201	1780	35°49'42.70"N	51°25'37.60"E	DB6
	Haft Cheshmeh	0	2450	35°49'34.93"N	51°22'57.11"E	DK1*
Darakeh	Palangchal Shelter	672	2336	35°51'07.00"N	51°22'48.00"E	DK2
	Ozghalchal	1413	2116	35°50'29.93"N	51°22'55.15"E	DK3
	Jozak Waterfall	1113	2002	35°50'00.00"N	51°22'50.00"E	DK4
	Sports Cultural Complex	941	1888	35°49'35.00"N	51°22'56.00"E	DK5
	Kara	501	1862	35°49'20.00"N	51°22'49.60"E	DK6
	Doostdaran-e Kouhestan	699	1811	35°48'55.00"N	51°22'51.70"E	DK7
	Darakeh Outlet	1357	1699	35°48'21.50"N	51°23'03.50"E	DK8
Chinkalagh	Cheshmeh Bid	0	2275	35°49'06.30"N	51°21'15.60"E	CH1*
	ChinKalagh Outlet	289	2205	35°48'59.60"N	51°21'18.80"E	CH2
Farahzad	Siah Band Waterfall	0	2297	35°51'09.00"N	51°20'25.10"E	F1
	Yonje-Zar	1172	2182	35°50'36.30"N	51°20'12.10"E	F2
	Volozare	1931	2057	35°49'46.60"N	51°20'09.60"E	F3
	Cheshmeh Habib	181	2025	35°49'41.80"N	51°20'08.10"E	F4*
	Ab-e Zendegani	654	1956	35°49'23.20"N	51°20'14.70"E	F5
	Farahzad Outlet	3550	1699	35°47'46.90"N	51°20'36.60"E	F6
	Imamzadeh Davood	0	2698	35°52'58.60"N	51°20'41.90"E	K1
Kan	Sangan	9689	1702	35°50'22.01"N	51°16'3.13"E	K2
	Sulqan	6128	1530	35°47'33.50"N	51°15'14.23"E	K3
	Seyl Bargardan	4187	1390	35°45'59.83"N	51°15'13.63"E	K4
	Kan Outlet	2452	1364	35°44'39.12"N	51°15'54.51"E	K5

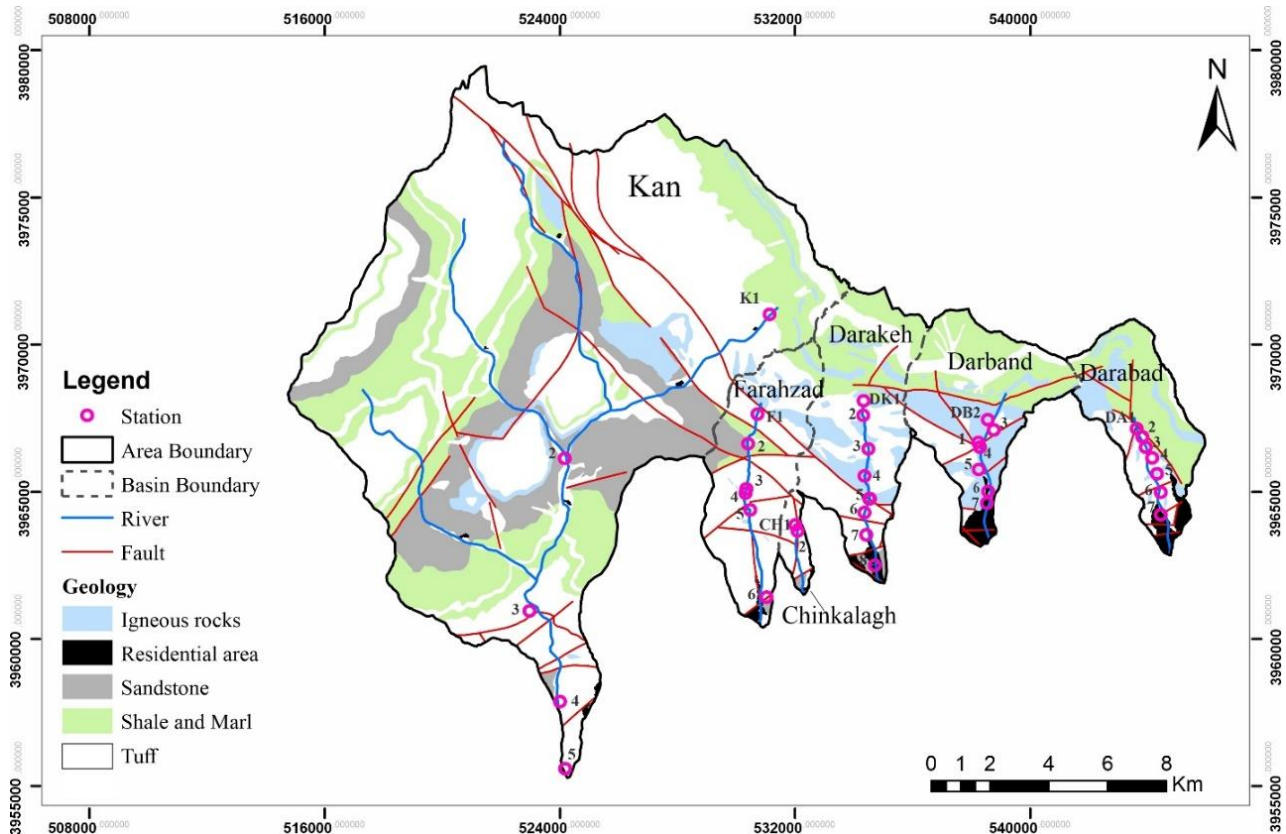


Fig. 1. The geological and hydrological map of the study area (Geological Survey and Mineral Exploration of Iran, 1994)

In the Darakeh River, the K^+ increase significantly during spring and autumn at mid-river stations probably due to the impact of alteration zones as well as basaltic and andesitic lavas.

The Kan River has the highest sulfate concentration at downstream sampling points. Large and densely populated villages on the outskirts of the Kan River probably pollute the river more than other rivers, and the increase in the concentration of many ions in this river is related to this issue.

Nitrate concentrations increased steadily from upstream to downstream, especially along those rivers that are highly affected by human activities, such as Kan River; Phosphate concentration in most rivers has reached its maximum in samples taken during the summer period. Unlike nitrate, phosphate concentrations in springs` outlet are lower than in rivers. Discharge of municipal wastewater and agricultural effluents leads to an increase in this ion in surface water (such as downstream of the Kan River). The presence of cafeterias and restaurants on the outskirts of rivers in the north of Tehran, including Darabad, Darband, Darakeh and Kan, and the discharge of their wastewater into the river greatly increase the amount of nitrate and phosphate in the water.

According to Piper diagrams, the predominant anion and cation in the studied samples are bicarbonate and calcium, respectively.

The north of Tehran Rivers` are almost supersaturated with aragonite, calcite and dolomite minerals during summer and sometimes spring periods (dry seasons) that is potentially related to the precipitation pattern and rivers recharge from groundwater.

Besides, microbial contamination has been observed at downstream sampling points, which is probably due to the discharge of effluent from suburban resorts and restaurants into the rivers. Because the activity of these restaurants decreases sharply in winter; therefore, microbial contamination of rivers is less in winter than in other seasons.

4-Conclusion

The results of this study show that the rivers in the north of Tehran (which also recharge the Tehran aquifer) are all affected by weathering of silicates in geological units exposed along the rivers channel. Although the concentrations of the main anions and cations in all river water samples are within the permitted range according to the drinking water standards such as WHO, but at downstream of the rivers, water quality is strongly affected by the urban and rural wastewater influents and the horticultural drains and the concentration of nitrate and phosphate has also increased significantly. Additionally, the results show that the Kan River is more polluted than the other rivers studied as a result of numerous villages and gardens discharging horticultural and rural wastewater into the river. Finally, the Tehran aquifer recharging rivers water are significant polluted by nitrate, phosphate and biological contaminants.

References

- APHA, AWWA, WEF, 2010. Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater 22th end, Washington, DC.
- Chaudhary, M., Mishra, S., Kumar, A., 2017. Estimation of water pollution and probability of health risk due to imbalanced nutrients in River Ganga, India. *International Journal of River Basin Management* 15, 53-60. <https://doi.org/10.1080/15715124.2016.1205078>
- Chaudhry, F.N., Malik, M.F., 2017. Factor affecting water pollution. Review. *Journal of Ecosystem and Ecograghy* 7, 225-231. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000225>
- Milovanovic, M., 2007. Water quality assessment and determination of pollution sources along the Axios/Vardar River, Southeastern Europe. *Desalination* 213, 159–173. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.06.022>
- Mustapha, A., Zaharin Aris, A., Juahir, H., Firuz Ramli, M., 2013. Surface water quality contamination source apportionment and physicochemical characterization at the upper section of the Jakara Basin, Nigeria. *Arabian Journal of Geosciences* 6, 4903 – 4915. <https://doi.org/10.1007/s12517-012-0731-2>
- Poleto, C., Bortoluzzi, E.C., Charlesworth, S.M., Merten, G.H. 2009. Urban sediment particle size and pollutants in southern. *Journal of Soils and Sediments* 9, 317–327. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0102-0>

HOW TO CITE THIS ARTICLE:

Salimi, M., Nassery, H., Nikpeyman, Y., Eslamizadeh, M., 2023. Comparison of Physical and Chemical Characteristics of Rivers Water in North Tehran. *Adv. Appl. Geol.* 13(3), 836-856.

DOI: 10.22055/AAG.2023.42410.2329

URL: https://aag.scu.ac.ir/article_18569.html

©2023 The author(s). This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution (CC BY 4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, as long as the original authors and source are cited. No permission is required from the authors or the publishers

مقایسه ویژگی های کیفی رودخانه های شمال تهران

مریم سلیمی

دانش آموخته کارشناسی ارشد آب زمین شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران

حمیدرضا ناصری

استاد گروه زمین شناسی معدنی و آب، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران

یاسر نیک پیمان

استادیار گروه زمین شناسی معدنی و آب، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران

محسن اسلامی زاده

دکتری منابع آب، مدیر دپارتمان منابع آب، اداره آب منطقه ای استان تهران، تهران

h-nassery@sbu.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۴/۱۳

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۹/۱۲

چکیده

رودخانه های شمال تهران از رودخانه های دائمی و پرآب استان تهران می باشند که از شرق به غرب شامل رودخانه های دارآباد، دربند، درکه، چین کلاغ، فرحزاد و کن هستند. در این پژوهش، ویژگی های هیدروشیمیایی رودخانه های شمال تهران تا نقطه ورود به شهر و تاثیر عوامل طبیعی از جمله سازندهای زمین شناسی و عوامل انسانی بر ویژگی های کیفی آب، ارزیابی شده است. شش رودخانه یادشده طی چهار دوره فصلی در سال آبی ۹۹-۹۸ و در هر دوره مجموعاً ۳۵ ایستگاه، نمونه برداری شدند. پارامترهای فیزیکوشیمیایی شامل دما، هدایت الکتریکی، pH، غلظت آنیون ها و کاتیون های اصلی و همچنین نیترات و فسفات، طبق روش های استاندارد اندازه گیری شد. نتایج غلظت عناصر اصلی آب با استانداردهای WHO و EPA مقایسه شد. بر این اساس غلظت آنیون ها و کاتیون های اصلی رودخانه های شمال تهران در محدوده استاندارد آب شرب قرار دارند. آلودگی میکروبی شش رودخانه شمال تهران (شامل باکتری های کلیفرم گوارشی) در ایستگاه های خروجی هر رودخانه در چهار فصل مورد بررسی قرار گرفت. طبق نتایج، کمترین میزان آلودگی میکروبی مربوط به رودخانه چین کلاغ است و سایر رودخانه ها آلودگی کلیفرمی نسبتاً بالایی را نشان می دهند. کیفیت آب رودخانه های تهران از نظر مصرف شرب، کشاورزی و صنعت بر اساس نمودارهای شولر و ویلکاکس، نسبت جذب سدیم، درصد سدیم، کربنات سدیم باقی مانده، شاخص خطر منیزیم، شاخص نفوذپذیری و خوردگی آب بررسی شدند. در نهایت به منظور تعیین منشأ احتمالی و فرآیندهای موثر بر کیفیت آب رودخانه ها، از شاخص اشباع کانی ها، نسبت های یونی و نمودارهای ترکیبی بهره گرفته شد. بر این اساس کیفیت آب رودخانه های شمال تهران در بالادست بیشتر توسط فرآیندهای انحلال و هوازگی کنترل می شود و در خروجی تحت تاثیر فعالیت های شهری است. میزان آلودگی میکروبی در تمام رودخانه ها در فصل زمستان نسبت به دیگر فصل ها کمتر است. نمودارهای رسم شده نمایان گر آن است که کیفیت آب رودخانه های شمال تهران در بالادست عمدتاً تحت تاثیر عوامل طبیعی و سازندهای زمین شناسی است و در پایین دست بیشتر توسط فعالیت های انسانی و آلودگی شهری کنترل می شود. این رودخانه ها تا قبل از رسیدن به تفرجگاه ها و مراکز تفریحی شمال شهر تهران، اغلب از کیفیت خوبی برخوردارند.

واژه های کلیدی: رودخانه، تهران، هیدروژئوشیمی، آلودگی میکروبی، شاخص اشباع

۱- مقدمه

توجه است، لذا بررسی تغییرات پارامترهای کیفی آب در طول یک رودخانه، دارای اهمیت است. هوازگی و برهم کنش آب با سنگ یکی از فرآیندهای اصلی، مهم و موثر بر ترکیب شیمیایی آب های سطحی است. طی این برهم کنش ها ترکیبات موجود در سنگ در اثر فرآیند انحلال و تبادل یونی از سنگ خارج شده و وارد ترکیب آب می شود (Mustapha et al., 2013). افزایش

رودخانه ها به عنوان اصلی ترین منبع تامین کننده آب شرب، کشاورزی و صنعت از اهمیت خاصی برخوردار می باشند (Razmkhah et al., 2010). آلودگی آب رودخانه ها، سلامتی انسان و بوم سامانه های آبی را تهدید می کند و کیفیت آنها از لحاظ شرب در زمینه سلامت و بهداشت در سراسر جهان مورد

(Yang et al., 2007).

چندین فاکتور می‌تواند غلظت و تمرکز آلودگی در آب را در فصل‌های مختلف تحت تاثیر قرار دهد؛ ۱- بارش شدید و در نتیجه آن افزایش توربیدیتی حاصل از سیلاب‌های فصلی؛ ۲- رسوب‌گذاری آب؛ ۳- زهکشی زمین‌های کشاورزی؛ و ۴- تاثیر رواناب شهری به داخل رودخانه در فصل‌های تر (Diagomanolin et al., 2004; Okonkwo et al., 2005). بنابراین غلظت‌های متفاوتی از آلودگی (برای مثال فلزات سنگین، مواد مغذی، سموم شیمیایی و ترکیبات آلی انسان‌زاد) می‌تواند متاثر از تاثیر تغییرات فصلی باشد (Davide et al., 2003; Sanchez et al., 2007; Jinzhu et al., 2009). علاوه بر این مطالعات جهانی نشان‌دهنده آن است که ویژگی‌های شیمیایی آب رودخانه‌ها (همچون pH، TDS، BOD، COD، TOC، و آلودگی‌های بیولوژیکی) تابعی از ۱- ویژگی‌های سنگ‌شناسی حوضه، ۲- زمین‌شناسی ساختمانی حوضه، ۳- اقلیم و پوشش گیاهی، ۴- فیزیولوژی حوضه و ۵- برهم‌کنش آب‌های سطحی و زیرزمینی است (Korfali and Jurdi, 2011; Akoto et al. 2017; Zhang et al. 2018). هدف کلی این پژوهش بررسی شیمی آب رودخانه‌های شمال تهران و همچنین ارزیابی میزان آلودگی این رودخانه‌ها است. در این پژوهش سعی بر این شده تا کیفیت آب‌های سطحی رودخانه‌ها از نظر فیزیکی‌وشیمیایی، از سرشاخه تا قبل از ورودی شهر ارزیابی شود تا بتوان برآورد دقیق‌تری از تاثیر عوامل طبیعی و سازندی در میان تغییر آب‌وهوا در فصل‌های مختلف سال بر کیفیت آب داشت. با توجه به اینکه در شمال تهران مرکز صنعتی قابل توجهی وجود ندارد، می‌توان تاثیر عوامل انسانی به دور از فعالیت‌های صنعتی را همچون وجود تفرجگاه‌های شمال تهران در جنبه گردشگری این منطقه خوش آب‌وهوا، پیش‌بینی کرد.

۲- زمین‌شناسی و جغرافیای گستره مورد مطالعه

گستره مورد مطالعه واقع در کوه‌های البرز مرکزی، در شمال تهران با ارتفاع ۱۸۰۰ متر تا ۲۷۰۰ متر بالاتر از سطح دریا است. آب و هوا معتدل و کوهستانی همراه با بارش برف در زمستان است. پوشش گیاهی گستره مورد مطالعه شامل پوشش استپی (پهن دشت) و جنگل‌های پراکنده از درختان کاج است که در خروجی رودخانه‌ها، باغ‌های شخصی به وفور دیده می‌شوند. بنابراین، فعالیت‌های باغبانی همچون استفاده از

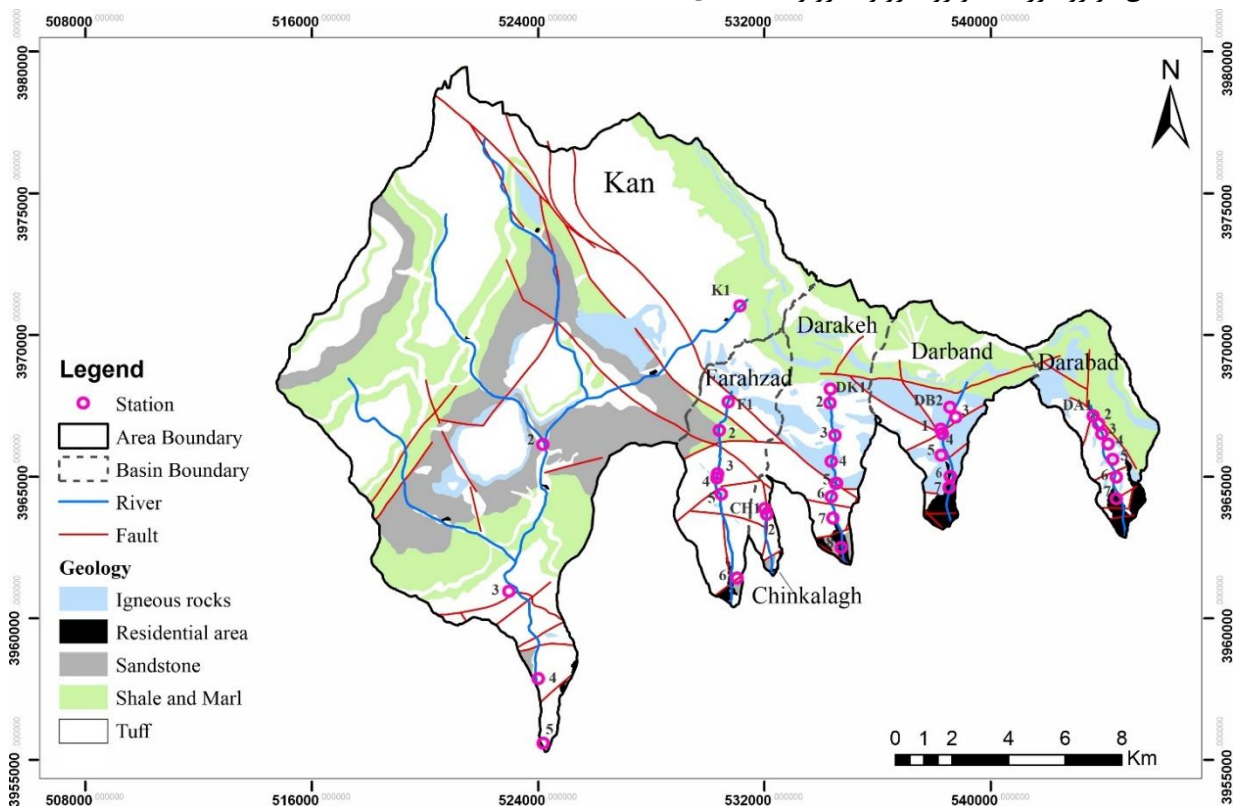
و کاهش نسبت‌های یونی نیز گویای این دسته فرآیندها است. همچنین اقلیم نیز اثر قابل توجهی بر کیفیت آب سطحی دارد. بارش کم، دمای بالا و شدت تبخیر غلظت حل‌شونده‌ها را در آب سطحی افزایش می‌دهد (Zhu et al., 2012).

در میان عوامل موثر بر کیفیت آب سطحی، فعالیت‌های انسانی پررنگ‌ترین نقش را در شهرهای بزرگ و پرجمعیت ایفا می‌کند (Chaudhary et al., 2017). آلاینده‌های شهری اصلی‌ترین عامل آلودگی آب‌های سطحی در کشورهای آسیایی است (Milovanovic, 2007; Chaudhry and Malik, 2017). رشد سریع جمعیت، توسعه فعالیت‌های کشاورزی در حوضه آبریز رودخانه‌ها و ساخت شهرها و صنایع در ساحل آنها خطر آلودگی این منابع آبی را به شدت افزایش داده است (Sumok, 2001). بر طبق پیش‌بینی سازمان ملل متحد رشد جمعیت در مناطق شهری در سراسر جهان تا سال ۲۰۵۰ دو برابر خواهد شد. این رشد با اثرات زیست محیطی همراه است که از جمله آنها می‌توان به تغییرات شیمیایی، فیزیکی و هیدرولوژیکی رودخانه‌ها اشاره کرد (Poletto et al., 2009). در سراسر دنیا مطالعات بسیاری بر روی تاثیر عوامل انسان‌زاد بر کیفیت آب‌های سطحی انجام شده است. تراکم شدید جمعیت و تخلیه پساب‌های خانگی، ورود فاضلاب‌های شهری و صنعتی تصفیه نشده، زهاب کشاورزی و فضولات حیوانی از عوامل اصلی آلوده‌کننده آب‌های سطحی است. عوامل یاد شده ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی، میکروبی و فلزات سنگین رودخانه‌ها را به شدت تحت تاثیر قرار می‌دهند. در نتیجه عملکرد این فاکتورها و با استناد به تحقیقات انجام شده مقادیر TDS (Total Dissolved Solids)، مواد مغذی از جمله نیتريت، نترات، آمونیاک و فسفات، تعداد باکتری‌های کلی-فورمی و غلظت عناصر فلزی در پایین‌دست رودخانه‌ها افزایش می‌یابد و از میزان pH و DO (Dissolved Oxygen) آب کاسته می‌شود (Moravej et al., 2017; Ishtiaq et al., 2017; Chahyani et al., 2020). با توسعه صنایع، میزان مواد معلق، اکسیژن خواهی زیستی، ورود مواد مغذی از جمله نیتروژن کل و فسفات کل و غلظت آلاینده‌هایی چون نفت و فنول در نواحی پایین‌دست رو به افزایش است. غلظت بالای مواد مغذی موجب رشد ریزمغذی‌ها همچون باکتری‌ها می‌شود. بنابراین تجزیه مواد آلی و تنفس باکتری‌ها باعث کاهش غلظت اکسیژن (DO) در توده آب می‌شود (Billen et al., 2001;)

خروجی بازالت، بازالتیک آندزیت، تراکیت آندزیت، تراکیت، داسیت و ریولیت می‌باشند. این سنگ‌ها بیشتر ویژگی‌های سری‌های ماگمایی کالک-آلکان، کالک-آلکان K و شوشونیتی را نشان می‌دهند (Irannezhadi, 2009). سازند آبرفتی هزاردره در گستره شهر تهران قابل مشاهده است. در دشت تهران و بخش جنوبی شهر، پادگانه‌های آبرفتی و تراس‌های قدیمی و جوان قابل مشاهده‌اند که همگی متعلق به کواترنری می‌باشند (Geological Survey and Mineral Exploration of Iran, 1994).

پراکندگی گسل‌های فعال در تهران و اطراف آن به طور سازمان یافته برای نخستین بار توسط Berberian و Berberian (۱۹۸۱) مشخص شد. گسل‌های مشاء، شمال تهران و ری مهم‌ترین گسل‌های فعال منطقه می‌باشند. از دیگر گسل‌های مهم در منطقه مورد مطالعه می‌توان به دره گسلی دارآباد، دربند، شیرپلا، درکه و گسل امام زاده داوود اشاره کرد (شکل ۱).

کودهای شیمیایی و حیوانی، علف‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها را در خروجی گستره مورد مطالعه افزایش داده است. رودخانه‌های گستره مورد مطالعه از شرق به غرب به ترتیب شامل دارآباد، دربند، درکه، فرحزاد و کن و میانگین دبی آنها در خروجی حوضه به ترتیب ۴/۲۵، ۵/۶۷، ۲/۴، ۰/۲۳ و ۲۲/۷ مترمکعب بر ثانیه است (Regional Water Company of Tehran, 2021). همچنین در جنوب شرقی حوضه فرحزاد، رودخانه کوچک چین‌کلاغ مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۱). در حوضه‌های آبریز شمال تهران، سازندهای متنوعی از رسوبات آبرفتی تا گدازه‌های آتشفشانی وجود دارد. در کوهپایه توچال آبرفتی‌های کواترنری نهشته شده است (شکل ۱). بخش عمده ارتفاعات توچال را سازند کرج (اوسن) در بر می‌گیرد که شامل سنگ‌های آذرآواری (توف سبز و برش توفی)، سنگ‌های رسوبی (کنگلو، ماسه‌سنگ، شیل و سیلتستون) و سنگ‌های آتشفشانی (گدازه‌های آندزیتی-داسیتی-بازالتی) است. سنگ‌های آذرین شمال تهران شامل سنگ‌های نیمه عمیق مونزودیوریت، مونزوگابرو و گابرو و سنگ‌های



شکل ۱- نقشه زمین‌شناسی و هیدرولوژی گستره مورد مطالعه (Geological Survey and Mineral Exploration of Iran, 1994)

Fig. 1. The geological and hydrological map of the study area (Geological Survey and Mineral Exploration of Iran, 1994)

۳- مواد و روش‌ها

طی چهار دوره فصلی در سال آبی ۹۹-۹۸ و در هر دوره ۳۵ نمونه از شش رودخانه شمال تهران تهیه شد. موقعیت مکانی و سایر مشخصات ایستگاه‌های انتخابی در جدول ۱ نمایش داده شده است (جدول ۱، صفحه ۱۵). بعضی از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب رودخانه‌ها شامل دما، pH و EC به ترتیب با استفاده از دستگاه‌های دماسنج مدل WTW، EC متر مدل Cond 3110 و pH متر مدل pH3110، در محل اندازه‌گیری شد. نمونه‌ها در همان روز به آزمایشگاه شرکت آب منطقه‌ای تهران برای سنجش پارامترهای فیزیکوشیمیایی منتقل شد. برای اندازه‌گیری کاتیون‌های اصلی (به غیر از کلسیم) از دستگاه کروماتوگرافی یونی (Ion Chromatography) ساخت کشور آلمان با دقت 0.01 mg/l بهره گرفته شد. همچنین آنیون‌های اصلی از جمله نیترات، سولفات و فسفات با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر مدل DR6000 اندازه‌گیری شد. یون‌های بی‌کربنات، کلسیم و کلر نیز به روش تیتراسیون اندازه‌گیری شدند. برای اندازه‌گیری دقیق نیترات و فسفات و جلوگیری از رشد باکتری‌ها، از فیلتر ۰/۴۵ میکرون، استفاده شد. به منظور بررسی میزان کلیفرم موجود در آب، نمونه آب در ظروف شیشه‌ای استریل و در شرایط استریل نمونه برداری و برای بررسی به آزمایشگاه بخش میکروشناسی اداره آب منطقه‌ای استان تهران منتقل شد. در این سنجش از روش بیشترین شمارش احتمالی (Most Probable Number) MPN استفاده شد. این روش به صورت ۱۵ لوله‌ای شامل سه سری پنج تایی از محیط لاکتوز برات ۱۰ سی‌سی حاوی لوله دورهام است که تمامی لوله‌ها در آنکوباتور ۳۵°C گرماگذاری شدند. در نهایت مقدار MPN از رابطه ۱ محاسبه شد (Rompre et al., 2002; APHA et al., 2010).

(رابطه ۱)

$$MPN/100 (ml) =$$

$$\frac{100 \times \text{تعداد لوله‌های مثبت}}{\sqrt{\text{حجم نمونه (ml) در تمام لوله‌ها} \times \text{حجم نمونه (ml) در لوله‌های منفی}}}$$

۴- بحث و نتایج

روند تغییرات فصلی دمای آب در چشمه جهان، چشمه بید و چشمه هفت حوض ناچیز است. به طور کلی در هر شش

رودخانه، در فصل تابستان بیشینه دما و در فصل پاییز کمینه دما است. تغییرات فصلی دما برای هر ایستگاه در هر شش رودخانه، یک روند ثابت با تغییرات جزئی است. این در صورتی است که چشمه‌ها تغییرات متفاوتی را نشان می‌دهند و از روند ثابت تغییرات فصلی تبعیت نمی‌کنند.

با افزایش درجه حرارت، میزان اسیدیته در آب کاهش می‌یابد. همچنین افزایش میزان دی‌اکسیدکربن محلول در آب نیز اسیدیته را افزایش می‌دهد. در حالی که در فصل تابستان در خروجی رودخانه چین کلاغ، کمترین مقدار pH ثبت شد که به دلیل کاهش شدید دبی رودخانه و همچنین تاثیر بیشتر سازندهای زمین‌شناسی و بالارفتن غلظت کربنات کلسیم در منطقه است. بالا بودن این پارامتر در ایستگاه‌های اول به طور قطع مربوط به زمین‌شناسی منطقه است. همین موجب شده تا تیپ غالب رودخانه‌های گستره مورد مطالعه از نوع بی‌کربنات کلسیک باشد (شکل ۲). فاضلاب شهری معمولاً حاوی مقادیر بالایی از مواد آلی است و تجزیه این مواد باعث رها شدن اسیدهای آلی و در نتیجه کاهش pH در مناطق تخلیه فاضلاب-های شهری می‌شود (Vodyanitskii and Yakovlev, 1997; Chetana and Somashekar, 2016). افزایش اسیدیته در ایستگاه‌های خروجی تمامی رودخانه‌ها بیانگر اثر تفرجگاه‌ها و تجمع انسانی و فاضلاب روستایی اهالی ساکن حومه رودخانه‌ها است.

اگرچه تغییرات فصلی و مکانی یون بی‌کربنات در رودخانه‌های مورد بررسی ناچیز است اما غلظت آن در فصل تابستان برای تمامی رودخانه‌ها، به ویژه در خروجی آنها افزایش یافته است. بنابراین به نظر می‌رسد آب‌های زیرزمینی، منبع اصلی این یون در رودخانه‌های شمال تهران باشند. کاهش حجم آب، ورود فاضلاب‌های شهری در ایستگاه‌های پایانی و افزایش اسیدیته محیط نقش مهمی در تولید این یون دارد. در بعضی واحدهای زمین‌شناسی، افزایش بی‌کربنات مرتبط با انحلال کربنات‌ها است. اگرچه واحدهای کربنات گسترده کمی در شمال تهران دارند اما تاثیر خود را بر کیفیت آب رودخانه‌های فرحزاد، چین کلاغ و کن گذاشته‌اند. غلظت این یون در تمام ایستگاه‌ها بالاتر از میانگین غلظت بی‌کربنات در رودخانه‌های جهان (58.5 mg/l) است.

هدایت الکتریکی در شش ایستگاه رودخانه دارآباد، تغییرات کمی را نشان می‌دهد. اصولاً در چشمه‌ها تغییرات فصلی ناچیز

قابل مشاهده است، افزایش میزان EC و TDS در خروجی ایستگاه‌ها است. در این میان رودخانه کن بیشترین مقادیر را به خود اختصاص داده است که حاکی از ورود فاضلاب‌های شهری در پایین دست رودخانه‌ها است.

است. ورود شاخه‌های فرعی و پرآب و یا ورود فاضلاب‌های شهری و کشاورزی می‌تواند باعث تغییرات قابل ملاحظه‌ای در EC و TDS آب شود (El Kashouty et al., 2012). بالاترین مقادیر EC و TDS اندازه‌گیری شده مربوط به خروجی‌های رودخانه کن است. آنچه در رودخانه‌های دربند، درکه و کن

جدول ۱- موقعیت مکانی و مشخصات ایستگاه‌های انتخابی گستره (موارد ستاره دار چشمه می‌باشند).

Table 1. The geographical location and characteristics of the district intended stations, Starred items represent the samples taken from springs outlet.

River	Spatial description of the station	Distance from the previous station	Height † (m)	Geographical latitude	Geographical Longitude	Station ID
Darabad	Khalil Garden	0	2253	35°50'51.20"N	51°28'59.30"E	DA1
	Haft-Hoz Spring	473	2206	35°50'41.80"N	51°29'06.60"E	*DA2
	Chal Magas Waterfall	539	2106	35°50'30.60"N	51°29'11.50"E	DA3
	Jahan Spring	210	2073	35°50'18.70"N	51°29'20.10"E	DA4*
	Kabootarkhān	1459	1904	35°50'13.90"N	51°29'22.10"E	DA5
	Do-Ab Sir-Dorood	752	1829	35°50'00.90"N	51°29'26.30"E	DA6
	Darabad Outlet	1180	1744	35°49'16.20"N	51°29'31.00"E	DA7
Darband	Tochal Spring	0	2456	35°50'36.85"N	51°25'24.17"E	DB1*
	Shirpala	670	2371	35°51'01.90"N	51°25'36.90"E	DB2
	Helicopter landing site	609	2301	35°50'47.73"N	51°25'33.54"E	DB3
	Abdollah-Rish	944	2047	35°50'31.30"N	51°25'26.30"E	DB4
	Restaurant	925	1942	35°50'06.80"N	51°25'24.60"E	DB5
	Darband Outlet	1201	1780	35°49'42.70"N	51°25'37.60"E	DB6
Darakeh	Haft Cheshmeh	0	2450	35°49'34.93"N	51°22'57.11"E	*DK1
	Palangchal Shelter	672	2336	35°51'07.00"N	51°22'48.00"E	DK2
	Ozghalchal	1413	2116	35°50'29.93"N	51°22'55.15"E	DK3
	Jozak Waterfall	1113	2002	35°50'00.00"N	51°22'50.00"E	DK4
	Sports Cultural Complex	941	1888	35°49'35.00"N	51°22'56.00"E	DK5
	Kara	501	1862	35°49'20.00"N	51°22'49.60"E	DK6
	Doostaran-e Kouhestan	699	1811	35°48'55.00"N	51°22'51.70"E	DK7
	Darakeh Outlet	1357	1699	35°48'21.50"N	51°23'03.50"E	DK8
ChinKalagh	Cheshmeh Bid	0	2275	35°49'06.30"N	51°21'15.60"E	*CH1
	ChinKalagh Outlet	289	2205	35°48'59.60"N	51°21'18.80"E	CH2
Farahzad	Siah Band Waterfall	0	2297	35°51'09.00"N	51°20'25.10"E	F1
	Yonje-Zar	1172	2182	35°50'36.30"N	51°20'12.10"E	F2
	Volozare	1931	2057	35°49'46.60"N	51°20'09.60"E	F3
	Cheshmeh Habib	181	2025	35°49'41.80"N	51°20'08.10"E	F4*
	Ab-e Zendegani	654	1956	35°49'23.20"N	51°20'14.70"E	F5
	Farahzad Outlet	3550	1699	35°47'46.90"N	51°20'36.60"E	F6
Kan	Imamzadeh Davood	0	2698	35°52'58.60"N	51°20'41.90"E	K1
	Sangan	9689	1702	35°50'22.01"N	51°16'3.13"E	K2
	Sulqan	6128	1530	35°47'33.50"N	51°15'14.23"E	K3
	Seyl Bargardan	4187	1390	35°45'59.83"N	51°15'13.63"E	K4
	Kan Outlet	2452	1364	35°44'39.12"N	51°15'54.51"E	K5

جدول ۲- نتایج سنجش شیمیایی نمونه‌های آب رودخانه و چشمه (کلیرم کل و مدفوعی در واحد CFU و غلظت یون‌ها بر حسب mg/l است. موارد ستاره‌دار چشمه می‌باشند)

Table 2. Chemical analysis results of water samples taken from river water and springs. Fecal and total coliforms are reported in colony forming unit, CFU. Ion concentration values are reported in mg/l. Starred items represent the samples taken from springs outlet.

River name	Season	ID	Sampling date	Fecal Coliform	Total Coliform	T° C	EC μS/cm	TDS	pH	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	PO ₄	Ca	Mg	Na	K	TH	Sid	Slc	SlA
Kan	Spring	K1	2019/5/17	-	-	8	169	112	7.7	95	9	9	7	0	20	6	12	3	76	-1.61	-0.58	-0.74
		K2	2019/5/17	-	-	12.7	213	141	7.9	114	19	16	9	0	30	8	16	4	107	-0.85	-0.22	-0.37
		K3	2019/5/17	-	-	12.9	218	144	7.8	120	23	21	9	0	35	8	17	4	121	-0.65	-0.09	-0.25
		K4	2019/5/17	-	-	13.6	222	147	7.8	176	38	33	13	0	43	10	37	5	149	-1.36	-0.46	-0.61
		K5	2019/5/18	920	540	13.8	237	156	7.6	256	52	64	14	1	63	14	55	6	217	-0.79	-0.17	-0.32
	Summer	K1	2019/8/1	-	-	8	194	128	7.7	88	10	9	5	0	34	3	4	2	98	-0.36	0.22	0.07
		K2	2019/8/1	-	-	12.7	287	189	7.8	170	11	8	14	0	48	6	9	3	144	0.35	0.51	0.36
		K3	2019/8/1	-	-	12.9	309	204	7.8	187	17	13	15	0	64	7	10	4	189	1.15	0.92	0.77
		K4	2019/8/1	-	-	13.6	480	317	7.2	159	29	25	15	0	68	7	15	3	200	0.11	0.4	0.25
		K5	2019/7/27	>1600	1600	14.3	730	482	7.2	171	35	48	19	0	70	10	19	5	217	-0.04	0.25	0.1
	Autumn	K1	2019/12/14	-	-	18.6	201	133	8.2	129	11	13	11	0	36	6	11	4	117	-1.14	-0.17	-0.33
		K2	2019/12/14	-	-	17.5	383	253	8.1	152	19	28	15	0	47	8	14	4	153	-0.47	-0.11	-0.05
		K3	2019/12/14	-	-	20.1	450	297	8.3	137	24	30	17	0	45	9	14	4	149	-0.45	0.03	-0.12
		K4	2019/12/14	-	-	20.9	451	298	7.8	138	23	37	17	0	44	11	14	4	154	-0.48	0.03	-0.13
		K5	2019/12/10	>1600	1600	22.3	569	376	7.6	174	41	52	28	1	58	13	29	6	198	-0.7	-0.09	-0.25
	Winter	K1	2020/2/26	-	-	4.6	240	158	7.9	115	9	12	11	0	25	6	14	3	88	-1.2	-0.3	-0.46
		K2	2020/2/26	-	-	7.9	318	210	7.9	128	14	25	15	0	29	10	17	3	113	-0.65	-0.13	-0.28
		K3	2020/2/26	-	-	9.1	342	226	7.8	124	20	36	12	0	31	12	18	4	125	-0.67	-0.17	-0.33
		K4	2020/2/26	-	-	10.2	368	243	7.7	141	19	49	12	0	39	14	21	4	155	-0.77	-0.2	-0.36
		K5	2020/2/27	1600	920	12.1	451	298	7.4	176	39	46	16	0	51	15	38	5	190	-0.72	-0.2	-0.35
Chinkalagh	Spring	CH1*	2020/6/2	-	-	13.1	256	169	7.8	128	8	10	12	0	18	3	33	1	57	-1.29	-0.33	-0.48
		CH2	2020/6/2	920	540	15.8	279	184	7.8	140	10	16	9	0	27	3	30	1	79	-0.92	-0.09	-0.24
	Summer	CH1*	2019/8/20	-	-	13.7	263	174	7.1	150	8	10	10	0	42	2	5	2	114	-2.28	-0.56	-0.71
		CH2	2019/8/20	920	540	17.2	356	235	7.4	218	10	17	3	0	55	3	7	3	153	-0.93	0.01	-0.14
	Autumn	CH1*	2019/12/16	-	-	11.3	225	149	7.6	101	12	14	20	0	26	2	30	1	75	-2.04	-0.55	-0.71
		CH2	2019/12/16	920	540	8.3	254	168	7.7	120	11	18	19	0	31	3	29	1	90	-1.62	-0.33	-0.48
Winter	CH1*	2020/3/14	-	-	10.5	244	161	7.8	116	10	10	16	0	31	2	25	1	85	-1.59	-0.21	-0.36	
	CH2	2020/3/14	770	240	10.1	249	164	7.9	119	9	24	15	0	35	2	24	1	95	-1.34	-0.06	-0.22	
Farahzad	Spring	F1	2020/6/1	-	-	11.9	229	151	7.9	126	7	7	4	0	30	3	20	1	89	-0.96	-0.08	-0.24
		F2	2020/6/1	-	-	13.6	299	197	7.9	159	10	11	7	0	41	4	24	1	120	-0.35	-0.22	0.07
		F3	2020/6/1	-	-	14.1	301	199	8	162	10	18	7	0	44	5	25	1	129	-0.06	0.36	2.01
		F4*	2020/6/1	-	-	13.9	304	201	7.9	161	9	1	8	0	33	6	25	1	107	-0.36	0.09	0.07
		F5	2020/6/1	-	-	14.3	304	201	8	160	9	12	8	0	36	6	15	1	117	0.01	0.29	0.14
		F6	2020/6/1	>1600	>1600	12.8	289	191	7.8	128	11	17	13	0	35	5	21	1	110	-0.73	-0.04	-0.19
	Summer	F1	2019/8/9	-	-	16.3	453	299	7.9	240	12	9	3	0	68	6	6	3	195	0.47	0.64	0.49
		F2	2019/8/9	-	-	18.1	467	308	7.9	249	12	14	4	0	71	6	7	4	202	0.5	0.67	0.52
		F3	2019/8/9	-	-	18.9	496	327	7.2	257	15	12	4	0	75	5	10	3	208	-0.89	0.03	-0.12
		F4*	2019/8/9	-	-	16.3	332	219	7.9	188	10	17	5	0	62	3	6	2	166	-0.2	0.48	0.33
		F5	2019/8/9	-	-	19.3	390	257	7.7	196	15	12	6	0	60	4	10	3	165	-2.26	0.33	0.18
		F6	2019/8/9	>1600	>1600	20.4	361	238	7.6	175	14	23	10	0	55	5	11	4	160	-0.42	0.16	0.01
	Autumn	F1	2019/11/15	-	-	4.1	263	174	7.8	129	11	18	10	0	33	8	15	6	116	-1.05	-0.23	-0.39
		F2	2019/11/15	-	-	5.1	295	195	7.9	157	11	21	9	0	33	7	22	5	114	-0.88	-0.13	-0.28
		F3	2019/11/15	-	-	6.5	327	216	7.8	167	11	23	10	0	44	6	13	5	137	-0.68	0.06	-1.1
		F4*	2019/11/15	-	-	13.4	334	220	7.7	178	12	18	8	0	43	9	12	5	147	-0.44	0.03	-0.13
		F5	2019/11/15	-	-	6.9	320	211	7.8	140	15	23	10	0	38	7	14	5	124	-0.84	-0.09	-0.25
		F6	2019/11/15	>1600	>1600	10.6	318	210	7.7	135	15	30	14	0	41	6	12	5	127	-0.97	-0.14	-0.3
Winter	F1	2020/3/15	-	-	5.1	196	129	7.8	109	9	11	7	0	32	5	13	0	101	-1.25	-0.24	-0.39	

ادامه جدول ۲

	Winter	F2	2020/3/15	-	-	8.1	250	165	7.9	123	10	22	12	0	38	7	14	0	123	-0.63	0.02	-0.14
		F3	2020/3/15	-	-	8.2	305	201	7.7	149	11	21	14	0	46	7	14	1	144	-0.86	-0.06	-0.22
		F4*	2020/3/15	-	-	13.6	230	152	8	110	9	21	15	0	35	7	14	0	116	-0.47	0.04	-0.12
		F5	2020/3/15	-	-	9	232	153	7.8	138	9	14	11	0	34	7	14	0	113	-0.77	-0.04	-0.23
		F6	2020/3/15	1600	920	11.4	303	200	7.9	126	10	41	30	0	43	5	19	1	129	-0.67	-0.08	-0.11
Darakeh	Spring	DK1*	2020/5/28	-	-	11.9	153	101	7.1	71	7	9	8	0	20	3	13	1	62	-3.11	-1.22	-1.37
		DK2	2020/5/28	-	-	11.2	150	99	7.3	72	7	5	7	1	21	2	9	1	60	-2.72	-0.95	-1.11
		DK3	2020/5/28	-	-	13.4	152	100	7.3	70	6	8	7	0	21	2	9	1	60	3.87	2.38	2.23
		DK4	2020/5/28	-	-	13.4	156	103	7.3	74	12	5	8	0	22	2	12	2	63	-2.94	-1.05	-1.2
		DK5	2020/5/28	-	-	12.9	157	104	7.5	74	8	5	7	0	18	3	12	3	58	-2.22	-0.83	-0.98
		DK6	2020/5/28	-	-	13.9	163	108	7.6	81	6	6	7	0	17	3	12	2	54	-2.38	-0.84	-0.99
		DK7	2020/5/28	-	-	13.5	165	109	7.6	85	7	5	7	1	20	3	12	2	60	-2.85	-1.02	-1.17
		DK8	2020/5/31	>1600	>1600	11.7	180	119	7.4	86	7	9	8	1	20	3	13	2	63	-2.04	-0.71	-0.86
	Summer	DK1*	2019/7/29	-	-	15.2	155	103	7.2	79	6	7	3	0	24	2	5	2	0	-2.73	-0.95	-1.1
		DK2	2019/7/29	-	-	16.1	163	108	7.5	89	6	9	6	0	26	2	6	2	0	-1.99	-0.55	-0.7
		DK3	2019/7/29	-	-	15.9	175	116	7.5	91	7	7	5	0	25	3	6	2	0	-1.91	-0.56	-0.71
		DK4	2019/7/29	-	-	16.6	196	129	7.6	100	6	10	6	0	29	3	6	3	0	-1.44	-0.32	-0.47
		DK5	2019/7/29	-	-	17.4	200	132	7.7	104	6	12	7	0	33	3	5	2	0	-1.25	-2.19	-0.34
		DK6	2019/7/31	-	-	16.3	230	152	7.7	124	6	8	7	0	37	4	7	3	0	-0.8	-0.02	-0.17
		DK7	2019/7/31	-	-	17.9	242	160	8	131	7	10	8	0	42	1	7	3	0	-0.63	0.31	0.16
		DK8	2019/7/31	>1600	>1600	18.3	315	208	7.7	158	7	13	10	0	53	3	7	4	0	-0.66	0.18	0.04
	Autumn	DK1*	2019/12/10	-	-	6.5	189	125	7.6	99	9	14	9	0	29	2	13	2	11	-2.21	-0.53	-0.69
		DK2	2019/12/10	-	-	1.9	229	151	7.6	119	9	14	13	0	38	2	11	4	16	-2.07	-0.39	-0.55
		DK3	2019/12/10	-	-	4.1	216	143	7.5	110	16	16	14	0	35	2	13	6	18	-2.52	-0.52	-0.68
		DK4	2019/12/10	-	-	5.5	220	145	7.4	119	15	14	16	0	36	3	13	8	24	-2.2	-0.59	-7.75
		DK5	2019/12/10	-	-	5.5	223	147	7.5	110	11	17	14	0	34	4	10	7	30	-1.93	-0.52	-0.68
		DK6	2019/12/10	-	-	6.3	245	162	7.6	113	10	17	17	0	34	5	19	3	39	-1.59	-0.42	-0.58
		DK7	2019/12/10	-	-	6.6	250	165	7.6	115	10	18	17	0	35	7	13	4	52	-1.37	-0.36	-0.52
		DK8	2019/12/10	>1600	>1600	7.2	264	174	7.6	120	11	16	18	0	28	7	14	5	42	-1.48	-0.48	-0.64
Winter	DK1*	2020/2/27	-	-	6.9	176	116	7.6	92	7	7	12	0	27	3	11	1	81	-1.99	-0.55	-0.7	
	DK2	2020/2/27	-	-	7.1	189	125	7.7	93	7	14	13	0	26	3	11	1	79	-1.83	-0.51	-0.67	
	DK3	2020/2/27	-	-	7.5	186	123	7.7	88	8	13	13	0	29	4	11	1	89	-1.7	-0.44	-0.6	
	DK4	2020/2/27	-	-	8.2	189	125	7.7	92	8	11	13	0	30	4	11	1	92	-1.62	-0.43	-0.58	
	DK5	2020/2/27	-	-	7.2	191	126	7.6	97	9	23	14	0	30	5	11	1	94	-1.75	-0.51	-0.67	
	DK6	2020/2/27	-	-	8.9	205	135	7.7	99	9	21	14	0	32	5	11	1	101	-1.36	-0.32	-0.48	
	DK7	2020/2/27	-	-	9.2	207	137	7.8	101	10	15	15	0	33	5	11	1	104	-1.17	-0.24	-0.39	
	DK8	2020/2/27	1600	920	12.2	228	150	7.7	103	11	21	15	0	34	6	11	2	110	-1.1	-0.26	-0.41	
Darband	Spring	DB1*	2019/6/13	-	-	9.8	132	87	7.4	62	8	5	6	0	13	2	12	1	41	-3.02	-1.14	-1.29
		DB2	2019/6/13	-	-	12.3	137	90	7.5	70	5	11	4	0	16	2	12	1	51	-2.01	-0.68	-0.83
		DB3	2019/6/13	-	-	12.8	137	90	7.6	75	7	9	4	0	16	3	12	1	52	-2.18	-0.77	-0.93
		DB4	2019/6/13	-	-	12.8	144	95	7.6	76	6	12	5	0	17	3	11	1	55	-2.16	-0.77	-0.92
		DB5	2019/6/13	-	-	12.8	147	97	7.5	77	8	8	5	0	19	3	13	2	61	-2.16	-0.77	-0.92
		DB6	2019/6/13	>1600	>1600	13.1	149	98	7.5	79	9	10	5	0	16	3	14	2	51	-2.25	-0.86	-1.01
	Summer	DB1*	2019/8/8	-	-	15.9	137	90	7.6	71	4	8	6	0	19	1	15	1	52	-2.33	-0.69	-0.8
		DB2	2019/8/8	-	-	17.3	158	104	7.8	89	6	10	2	1	22	1	15	2	60	-1.62	-0.32	-0.47
		DB3	2019/8/8	-	-	19.1	160	106	7.8	89	6	6	3	0	22	2	15	2	63	-1.42	-2.28	-0.43
		DB4	2019/8/8	-	-	16.5	177	117	7.7	93	4	7	4	0	23	1	13	3	64	-1.74	-0.39	-0.54
		DB5	2019/8/8	-	-	16.9	181	120	7.6	96	6	6	4	0	24	3	14	2	75	-1.51	-0.45	-0.6
		DB6	2019/8/8	1600	1600	17.6	253	167	7.7	124	7	10	6	1	28	5	16	4	90	-0.89	-0.19	-0.34
	Autumn	DB1*	2019/11/11	-	-	9.5	146	96	7.5	68	10	7	7	0	12	6	13	5	56	-2.67	-1.12	-1.28
		DB2	2019/11/11	-	-	6.1	188	124	7.7	95	10	9	10	0	17	9	14	5	80	-1.7	-0.74	-0.9
		DB3	2019/11/11	-	-	7.1	189	125	7.6	88	11	11	11	0	20	7	14	5	78	-1.87	-0.74	-0.89
		DB4	2019/11/11	-	-	7.5	190	125	7.6	95	10	12	10	0	21	8	17	6	85	-1.63	-0.63	-0.79
		DB5	2019/11/11	-	-	7.4	205	135	7.6	97	11	13	9	0	19	8	17	6	81	-1.83	-0.76	-0.92
		DB6	2019/11/11	1600	1600	7.9	262	173	7.3	120	21	24	10	0	23	9	20	9	94	-1.94	-0.81	-0.97
	Winter	DB1*	2020/3/6	-	-	8.3	142	94	7.5	77	8	10	9	0	20	2	13	1	61	-2.54	-0.84	-1
		DB2	2020/3/6	-	-	3.6	176	116	7.8	93	8	11	10	0	26	3	13	1	78	-1.96	-0.5	-0.66

ادامه جدول ۲

Darabad	Spring	DB3	2020/3/6	-	-	7.7	172	114	7.7	82	10	12	11	0	22	3	14	1	69	-2.05	-0.65	-0.81
		DB4	2020/3/6	-	-	6.3	176	116	7.6	85	10	13	10	0	27	4	10	1	85	-2.12	-0.68	-0.83
		DB5	2020/3/6	-	-	7.6	152	100	7.5	75	9	12	11	0	23	3	13	1	68	-2.46	-0.8	-0.96
		DB6	2020/3/6	920	540	7.8	154	102	7.5	79	17	16	11	0	25	3	14	1	75	-2.44	-0.77	-0.93
	Spring	DA1	2020/5/29	-	-	15	152	100	7.6	76	5	7	6	0	15	4	11	1	53	-1.93	-0.79	-0.94
		DA2*	2020/5/29	-	-	13.4	267	176	7.6	113	10	18	13	0	24	6	17	1	87	-1.34	-8.9	-0.63
		DA3	2020/5/29	-	-	14.4	152	100	7.7	66	4	7	10	0	16	4	11	1	55	-1.9	-0.73	-0.88
		DA4*	2020/5/29	-	-	11.5	210	139	7.6	90	7	13	11	0	20	7	14	1	80	-1.57	-0.62	-0.78
		DA5	2020/5/29	-	-	14.5	163	108	7.7	85	7	8	6	0	20	4	11	2	64	-1.65	-0.55	-0.7
		DA6	2020/5/29	-	-	14.2	287	189	7.7	138	6	17	8	0	28	7	17	3	97	-0.85	-0.21	-0.36
		DA7	2020/5/29	>1600	920	15.4	180	119	7.6	87	5	7	8	0	18	5	14	2	65	-1.62	-0.64	-0.79
	Summer	DA1	2019/8/4	-	-	17.1	242	160	8	140	9	12	3	0	44	3	7	2	120	-0.33	0.33	0.18
		DA2*	2019/8/4	-	-	13.6	257	170	7.6	129	7	17	9	0	45	1	9	2	119	-1.62	-0.13	-0.29
		DA3	2019/8/4	-	-	15.8	240	158	8.1	135	5	11	5	1	38	1	3	2	115	-0.63	0.35	0.2
		DA4*	2019/8/4	-	-	13.3	226	149	7.9	131	8	10	6	1	44	4	8	2	126	-0.58	0.16	0
		DA5	2019/8/4	-	-	16.8	231	152	8.1	124	7	10	6	1	38	3	7	2	108	-0.2	0.31	0.16
		DA6	2019/8/4	-	-	22.5	264	174	7.7	135	7	12	8	0	42	3	6	2	117	-0.56	0.12	-0.02
		DA7	2019/8/4	>1600	>1600	25	264	174	8.3	146	9	8	7	0	42	5	6	2	125	0.87	0.73	0.59
	Autumn	DA1	2019/11/4	-	-	8.7	228	150	7.7	108	10	14	15	0	31	6	13	4	105	-1.35	-8.78	-0.53
		DA2*	2019/11/4	-	-	13.3	246	162	7.5	120	9	14	14	0	32	5	16	4	101	-1.51	-0.44	-0.59
		DA3	2019/11/4	-	-	8.7	230	152	7.8	113	9	16	13	0	32	5	19	5	100	-1.19	-0.24	-0.39
		DA4*	2019/11/4	-	-	13.3	236	156	7.6	122	10	14	14	0	38	6	17	5	118	-2.47	-0.27	-0.42
		DA5	2019/11/4	-	-	9.3	238	157	7.8	110	9	18	15	0	34	6	17	5	110	-1.12	-2.23	-0.39
		DA6	2019/11/4	-	-	11.9	294	194	7.8	143	10	20	13	0	41	6	12	3	126	-0.71	0	-0.15
		DA7	2019/11/4	>1600	1600	10.8	245	162	7.8	116	10	14	13	0	34	8	14	5	117	-0.82	-0.15	-0.31
	Winter	DA1	2020/3/10	-	-	8.2	205	135	7.8	92	11	17	12	0	32	4	9	1	98	-1.41	-0.3	-0.46
		DA2*	2020/3/10	-	-	13	201	133	7.8	117	9	21	14	0	40	4	12	1	117	-0.84	-0.02	-0.18
		DA3	2020/3/10	-	-	6.9	202	133	7.8	101	7	15	12	0	32	4	10	1	98	-1.34	-0.26	-0.42
DA4*		2020/3/10	-	-	11.1	202	133	7.8	99	8	19	12	0	33	3	11	1	97	-1.35	-0.25	-0.41	
DA5		2020/3/10	-	-	7.1	254	168	7.8	94	15	20	15	0	32	6	15	3	104	-1.36	-0.34	-0.5	
DA6		2020/3/10	-	-	8.5	257	170	7.8	115	8	21	13	0	36	6	14	4	114	-0.95	-0.12	-0.28	
DA7		2020/3/10	920	540	7.8	209	138	7.8	99	8	14	12	0	32	4	11	4	97	-1.42	-0.32	-0.48	

خود است (جدول ۲، صفحه ۱۷). افزایش این یون‌ها در فصل پرباب (بهار و پاییز) احتمالاً به دلیل بارش و خاک‌شویی زمین‌های منطقه است. غلظت سدیم و کلر به طور قابل ملاحظه‌ای در خروجی رودخانه کن افزایش می‌یابد که می‌تواند متاثر از ورود فاضلاب‌های شهری و روستاهای اطراف رودخانه و رواناب باغ‌های اطراف رودخانه باشد. وجود واحدهای آتش‌فشانی و سیلیکاته در مسیر رودخانه‌های شمال تهران باعث افزایش نسبت سدیم به کلر نسبت به میانگین آن در رودخانه‌های جهان شده است.

افزایش همزمان یون‌های سدیم و کلر می‌تواند نشان‌دهنده منشاء یکسان (انحلال نمک‌های کلره و یا اشباع شدن بر اثر

تمامی ایستگاه‌ها عموماً بر روی واحدهای توفی، شیلی و یا گدازه‌های سازند کرج قرار دارند. علت پایین بودن EC و TDS رودخانه‌های شمال تهران نیز همین موضوع است. سختی کل تمامی نمونه‌ها از نوع سختی موقت است. آب رودخانه دربند نسبت به رودخانه‌های هم‌جوار کمترین سختی و رودخانه کن با بیشترین EC در طول مسیر خود نسبت به رودخانه‌های مجاور، بیشترین سختی را در هر چهار فصل به خود اختصاص داده است. آبشویی کودهای شیمیایی در زمین‌های کشاورزی توسط آب باران نیز می‌تواند باعث بالارفتن سختی آب شود (Bellos and Sawidis, 2005).

غلظت یون سدیم و کلر در فصل تابستان در کمترین مقدار

شده است. غلظت این یون‌ها در رودخانه‌های فرحزاد، چین کلاغ و کن بیشتر از سایر رودخانه‌ها می‌باشد که به دلیل حضور میان لایه‌های کربناته در مسیر کانال‌ها و همچنین ورود فاضلاب‌های روستایی در پایین دست این رودخانه‌ها است.

نسبت یونی $\frac{SO_4^{2-}}{Ca^{2+}}$ برای تمامی رودخانه‌ها کمتر از ۱ است. این مقادیر بیانگر این واقعیت می‌باشند که یون کلسیم آب از منبعی غیر از ژئوس (مانند کلسیم، دولومیت و سیلیکات) تامین می‌شود. با توجه به زمین‌شناسی منطقه منشا یون کلسیم از سیلیکات‌های سازند کرج در ائوسن و میان‌لایه‌های آهکی موجود در برش و خاکسترهای توفی است. در همه ایستگاه‌های مورد مطالعه، نسبت $\frac{Ca^{2+}}{Mg^{2+}} > 1$ می‌باشد که نشان‌دهنده انحلال کلسیت است. وجود سازندهای سیلیکاته در مسیر رودخانه نقش مهمی در تامین یون کلسیم آب دارد.

غلظت یون سولفات از بالادست به سمت پایین دست افزایش یافته است (به جز رودخانه دارآباد و نمونه‌های پاییز و زمستان). علاوه بر این، بالاترین غلظت رودخانه کن در نمونه‌های پایین دست این رودخانه گزارش شده است. روستاهای بزرگ و پرجمعیت حومه رودخانه کن موجب آلودگی بیشتر این رودخانه نسبت به رودخانه‌های دیگر شده و احتمالاً افزایش غلظت بسیاری از یون‌ها در این رودخانه وابسته به همین موضوع است.

به استثناء چشمه هفت حوض دارآباد، سایر چشمه‌ها از سولفات پایینی برخوردارند و یا با روند تغییرات رودخانه پیش می‌روند. اما در چشمه هفت حوض، غلظت سولفات تا حدی بالا می‌رود. وجود واحدهای توفی، کنگلومرای و در بعضی مناطق آتش‌فشانی و نبود سازندهای تبخیری در این منطقه، کیفیت آب را از نظر غلظت سولفات مطلوب کرده است و به جز ایستگاه‌های پایانی رودخانه کن، مقادیر بالای سولفات در رودخانه‌ها دیده نشده است.

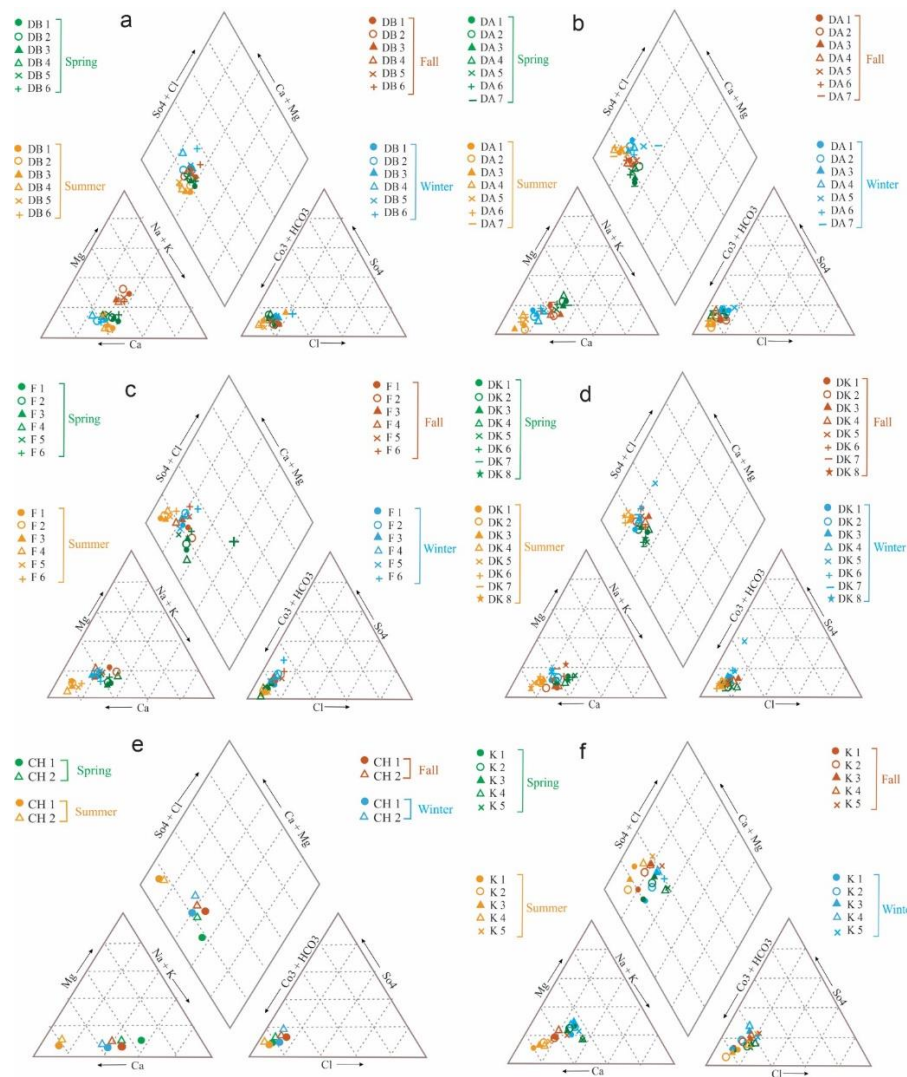
غلظت نیترات در تمام رودخانه‌ها در فصل پاییز و زمستان بیش از سایر فصل‌ها است (جدول ۲). علاوه بر این غلظت این یون از بالادست به سمت پایین دست به طور یکنواخت افزایش می‌یابد (شکل ۳)؛ به خصوص در طول رودخانه‌هایی که بیشترین تاثیر را از فعالیت‌های انسانی می‌پذیرند (مانند رودخانه کن)؛ مگر اینکه کانال رودخانه اصلی توسط منبعی جز

تبخیر) باشد. هر دو یون از خط ۱:۱ تبعیت می‌کنند که نشان‌دهنده انحلال هالیت در آب است. در نمونه‌های بالای خط تعادل، غلظت یون سدیم بیشتر از کلر است که نشان‌دهنده منشاء سدیم از منبعی دیگر (علاوه بر انحلال هالیت) همچون تبادل یونی و احتمالاً انحلال سیلیکات‌ها است (Kumar Sajil and James, 2013). نمونه‌هایی که در زیر خط تعادل قرار دارند شامل مقادیر بیشتری از کلر بوده و نشان‌دهنده فرآیند تبادل یونی معکوس می‌باشند.

در اغلب نقاط نمونه‌برداری، غلظت پتاسیم در فصل تابستان مقادیر بالایی داشته و بیشترین غلظت آن در خروجی ایستگاه‌ها ثبت شده است (جدول ۲) که نمایانگر تاثیر آلودگی شهری در پایین دست رودخانه‌ها است. در رودخانه دربند و کن، غلظت پتاسیم به صورت تدریجی از بالادست به سمت پایین دست افزایش می‌یابد؛ در صورتیکه در رودخانه درکه غلظت این یون به طور قابل توجهی در بهار و پاییز و در ایستگاه‌های میانی افزایش یافته است که احتمالاً به دلیل قرارگیری این ایستگاه‌ها در پهنه‌های دگرسان و هیدروترمال و گدازه‌های بازالتی و آندزیتی است (شکل ۱).

نسبت به تغییرات زمانی، غلظت یون کلسیم در فصل تابستان در هر شش رودخانه افزایش می‌یابد که احتمالاً به دلیل کاهش بارش‌ها می‌باشد، در صورتیکه تغییرات هر ایستگاه نمونه برداری در سایر فصل‌ها قابل چشم پوشی است. رواناب‌های حاصل از کشاورزی که در شمال تهران بیشتر به صورت باغداری دیده می‌شود، غلظت این یون را افزایش می‌دهد. از طرفی با توجه به پوشش خاکی منطقه، بیشترین مساحت حوضه مورد مطالعه را خاک‌های اینسپتی سول (Inceptisol) می‌شوند (Hurkard and Habibi, 2005). این خاک‌ها دارای میزان کلسیم بالایی می‌باشند. جریان آب بر روی زمین و بارش باران باعث فرسایش این خاک‌ها می‌شود و بر میزان غلظت کلسیم تاثیر می‌گذارد.

روند تغییرات یون منیزیم نیز همچون یون‌های دیگر از بالادست به سمت پایین دست مطابق با تغییرات EC افزایشی است و اگر در ایستگاهی این روال به هم می‌خورد به دلیل تغییرات دبی و یا وجود چشمه در آن ایستگاه است. یون منیزیم در سرشاخه رودخانه‌ها در کمترین مقدار است. غلظت یون‌های کلسیم و منیزیم در خروجی رودخانه‌ها افزایش می‌یابد و بیشترین مقادیر آنها در خروجی رودخانه کن گزارش



شکل ۲- نمودار پایپر رودخانه‌های شمال تهران در چهار فصل سال ۹۸-۹۹، به ترتیب (a) رودخانه دربند، (b) رودخانه دارآباد، (c) رودخانه فرحزاد، (d) رودخانه درکه، (e) رودخانه چین کلاغ و (f) رودخانه کن.

Fig. 2. Piper diagrams for the studied rivers in the north of Tehran at four seasons in the water year 2019-2020, (a) Darband river, (b) Darabad river, (c) Farahzad river, (d) Darakeh river, (e) Chinkalagh river and (f) Kan river.

سال ارتباط منطقی با غلظت نیترات سایر نمونه‌ها دارد و گاهی بیشتر از آنها است اما در فصل تابستان به میزان قابل توجهی کاهش می‌یابد و به کمتر از ۱ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد. چشمه حبیب فرحزاد منطبق با تغییرات غلظت نیترات در مسیر رودخانه، در هر چهار فصل است. در مورد غلظت نیترات در چشمه بید، روند کاهشی از بالادست به سمت پایین دست مشاهده شده است. علت آن می‌تواند افزایش دبی آب رودخانه به دلیل پیوستن یک شاخه فرعی از شمال غرب آبراهه به طرف پایین دست باشد.

غلظت فسفات در رودخانه‌های دارآباد، دربند، فرحزاد و چین کلاغ در فصل تابستان به بالاترین مقدار خود رسیده است

دوب برف مانند چشمه‌ها (برای مثال ایستگاه چشمه هفت حوض با غلظت بالای نیترات) و یا رودخانه‌های فرعی (برای مثال ایستگاه چشمه بید)، تغذیه می‌شوند.

علت ایجاد یکسری ناهنجاری‌ها و افزایش یا کاهش‌های ناگهانی، حضور چشمه‌ها در مسیر رودخانه است که ترکیبات متفاوتی با رودخانه دارند. به طور مثال چشمه هفت حوض دارآباد در تمام فصل‌ها حاوی نیترات با غلظت بالایی نسبت به نمونه‌های رودخانه است. اما چشمه جهان در همین رودخانه به دلیل قرارگیری در مسیر رودخانه و تراوش به درون آن، هماهنگ با تغییرات صعودی نیترات از بالادست به سمت پایین دست است. در صورتیکه هفت چشمه درکه، در تمام فصل‌های

را کاهش دهد (Hounslow, 1995). در نمودارهای Na^+ در برابر Cl^- یا $Na^+ + Cl^-$ ، در صورتیکه نمونه‌ها زیر خط تعادل قرار بگیرند نمایانگر تبادل کاتیونی معکوس و یا نرم-شدگی معکوس و در صورتیکه بالای این خط قرار گیرند مبین این هست که سدیم از منشاء دیگری غیر از انحلال‌هالیت مانند تبادل یونی، انحلال سیلیکات‌ها و یا فعالیت‌های انسان‌زاد است. بیشتر ایستگاه‌های انتخابی در رودخانه‌های تهران غلظت سدیم بیشتری نسبت به کلر دارند، در نتیجه سدیم در رودخانه‌های شمال تهران خاستگاهی غیر از هالیت دارد و می‌تواند از سیلیکات‌های آن منطقه که از واحدهای مهم در زمین‌شناسی شمال تهران است، سرچشمه گرفته باشد. علاوه بر این نسبت-های $\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-} > 0.5$ و $\frac{Na^+ + K^+ + Cl^-}{Na^+ + K^+ + Cl^- + Ca^{2+}} \approx 0.2 \sim 0.8$ (شکل ۵) نشان‌دهنده آن است که منشاء یون سدیم آب رودخانه‌های شمال تهران ممکن است از انحلال کانی‌های سیلیکاته همچون آل‌بیت ($NaAlSi_3O_8$) باشد. اگرچه افزایش غلظت کلر نسبت به سدیم در تابستان به خصوص پایین دست رودخانه کن، می‌تواند نتیجه تاثیر فاضلاب‌های شهری و روستایی بر کیفیت این رودخانه باشد.

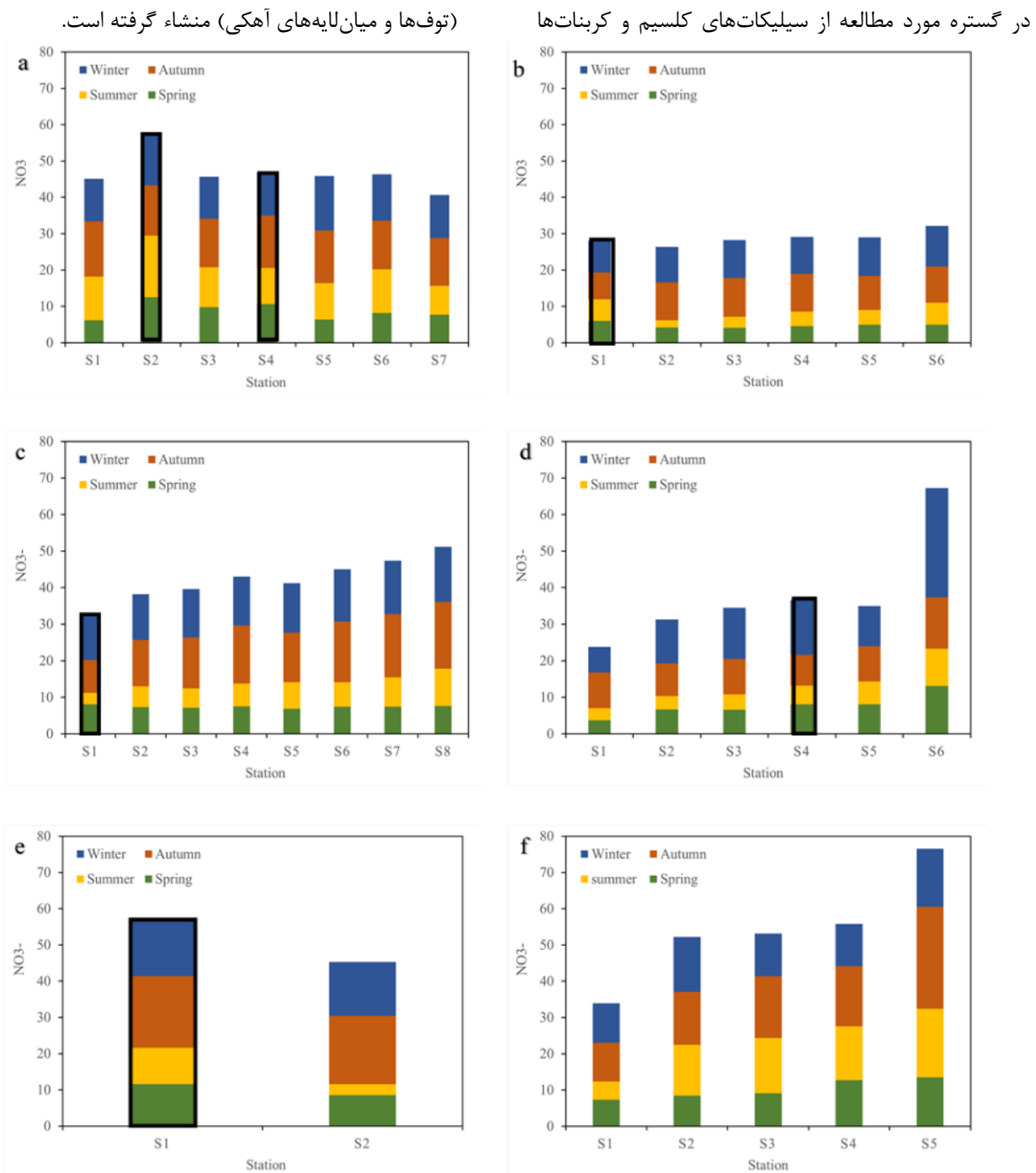
منشاء رایج کلسیم انحلال کلسیت، ژپس و انیدریت است؛ در صورتیکه سولفات به طور کلی از انحلال ژپس و یا انیدریت و خنثی شدن آب‌های اسیدی توسط ماسه‌سنگ یا دولومیت حاصل می‌شود. در صورتیکه $Ca^{2+} > SO_4^{2-}$ باشد یون کلسیم به احتمال زیاد در اثر ته‌نشینی یا تبادل یونی از محلول حذف شده است و چنانچه $Ca^{2+} < SO_4^{2-}$ باشد نشان‌دهنده آن است که کلسیم از منشاء دیگری غیر از ژپس مانند انحلال کانی‌های کلسیت، دولومیت و یا سیلیکات‌ها حاصل شده است (Hounslow, 1995). در نمودارهای Ca^{2+} در برابر SO_4^{2-} و یا $Ca^{2+} + SO_4^{2-}$ تمامی نمونه‌ها بالای خط تعادل ۱:۱ قرار دارند که نشان‌دهنده آن است که منشاء کلسیم در نمونه‌های رودخانه‌های شمال تهران خاستگاهی غیر از انحلال ژپس دارد. انحلال کانی‌های سولفات از نسبت $\frac{Ca^{2+}}{SO_4^{2-} + Ca^{2+}}$ نیز قابل بررسی است. در صورتیکه این نسبت کمتر از ۰/۵ باشد نشانگر انحلال ژپس و در صورتیکه بیشتر از این مقدار باشد نمایانگر نشأت گرفتن کلسیم از منبعی غیر از ژپس (کربنات و یا سیلیکات‌ها) است. نسبت‌های یونی $1 < \frac{SO_4^{2-}}{Ca^{2+}} < 1$ و $\frac{Ca^{2+}}{Mg^{2+}} > 1$ (شکل ۵) نشان می‌دهند که یون کلسیم

(جدول ۲). در رودخانه درکه، غلظت این یون به طور قابل ملاحظه‌ای در فصل بهار افزایش می‌یابد. برخلاف نیترات، غلظت فسفات در چشمه‌ها کمتر از رودخانه‌ها است (شکل ۴). تخلیه فاضلاب شهری و پساب کشاورزی منجر به افزایش این یون در آب‌های سطحی می‌شود که علت اصلی افزایش شدید این یون در خروجی رودخانه کن می‌باشد.

در ایستگاه شیرپلا در تابستان، حضور کوهنوردان و استفاده از مواد شوینده، موجب افزایش این یون می‌شود. وجود سفره-خانه‌ها و رستوران‌ها در حومه رودخانه‌های شمال تهران از جمله دارآباد، دربند، درکه و کن و تخلیه فاضلاب‌های خود به داخل رودخانه میزان نیترات و فسفات آب را به شدت افزایش می‌دهند. کاهش شدید حجم آب رودخانه در زمان معین می‌تواند دلیل افزایش غلظت فسفات در آب رودخانه باشد. تخلیه رواناب و فاضلاب، دو عامل مهم ورود فسفات به آب‌های سطحی می‌باشند (U.S. EPA, 2006). به طور کلی غلظت فسفات در نمونه‌های آب به دلیل سرعت بالای جذب این آنیون، پایین است (Herrera and Espinosa, 2008).

پارامتر کلیفرم مدفوعی در رودخانه‌های شمال تهران، بین 240 CFU در ایستگاه چین کلاغ در فصل زمستان تا بیش از 1600 CFU در اغلب خروجی‌های رودخانه‌های شمال تهران است (جدول ۲). در فصل زمستان میزان آلودگی میکروبی در رودخانه‌ها نسبت به فصل‌های دیگر کمتر است. کمترین میزان آلودگی کلی‌فرمی مربوط به رودخانه چین کلاغ است و سایر رودخانه‌ها از لحاظ آنالیز میکروبی آب، آلوده می‌باشند. بنابراین رودخانه‌های مورد مطالعه برحسب آنالیز میکروبی آب در ایستگاه‌های خروجی، آلوده هستند.

منشاء عمده سدیم و کلر در آب‌های طبیعی عموماً انحلال کانی‌هالیت است. تغییر غلظت این دو یون همچنین به منابع دیگری مانند آب دریا، شورآب‌ها و یا انحلال بعضی سیلیکات‌های سدیک (پلاژیوکلاز سدیک) و کانی‌های کمیاب مانند $NaHCO_3$ بستگی دارد (Subramanian and Saxena, 1985; Hounslow, 1995). غیر از انحلال کانی‌ها، غلظت سدیم در آب می‌تواند متأثر از فرآیند تبادل یونی طبیعی باشد. در این حالت سدیم جایگزین کلسیم و یا منیزیم در آب‌های سخت شده و غلظت آن در آب بالا می‌رود. در نتیجه فرآیندهای تبادل یونی می‌تواند باعث افزایش غلظت سدیم در آب شود در صورتیکه فرآیندهای تبادل یونی معکوس نسبت Na^+/Cl^-



شکل ۳- مقایسه تغییرات نیترات در شش رودخانه تهران از بالادست به پایین دست در چهار فصل سال ۹۹-۹۸، به ترتیب نمودار (a) رودخانه دارآباد، (b) رودخانه دربند، (c) رودخانه درکه، (d) رودخانه فرحزاد، (e) رودخانه چین کلاغ و (f) رودخانه کن است (چشمه‌ها با چارچوب مشکی رنگ مشخص شده‌اند)

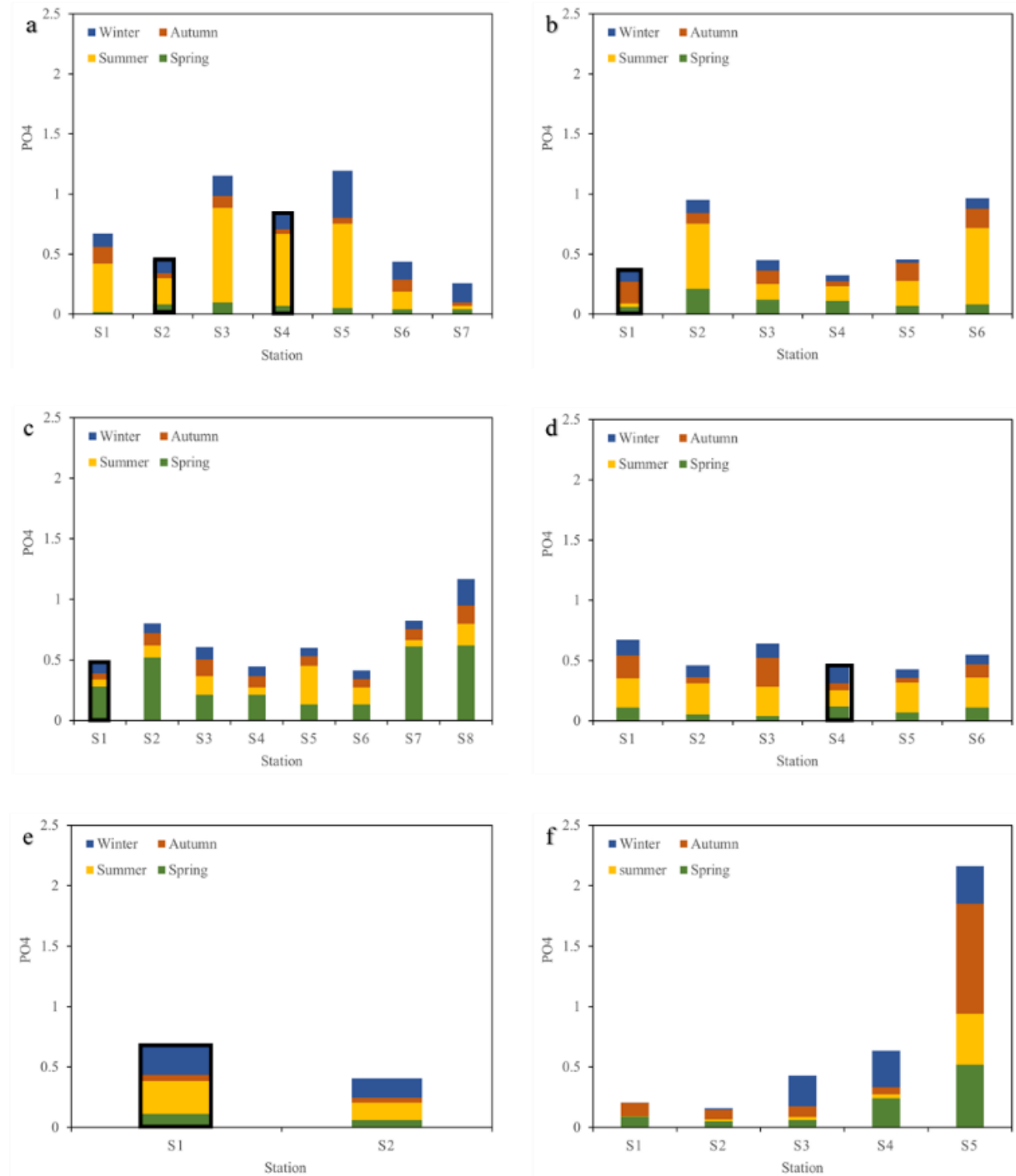
Fig. 3. The chemical evolution of six rivers for nitrate from headwater station toward the entrance of the river at four seasons in the water year 2019-2020, (a) Darabad river, (b) Darband river, (c) Darakeh river, (d) Farahzad river, (e) Chinkalagh river and (f) Kan river. Black borders represent the samples taken from springs outlet.

کانی‌های آراگونیت و کلسیت با درصد پایینی، مثبت می‌باشند (جدول ۲). در فصل تابستان تمامی ایستگاه‌های رودخانه

در فصل تابستان، ایستگاه‌های باغچه خلیل، چشمه هفت حوض، چشمه جهان و دوآب سیردرود در دارآباد نسبت به

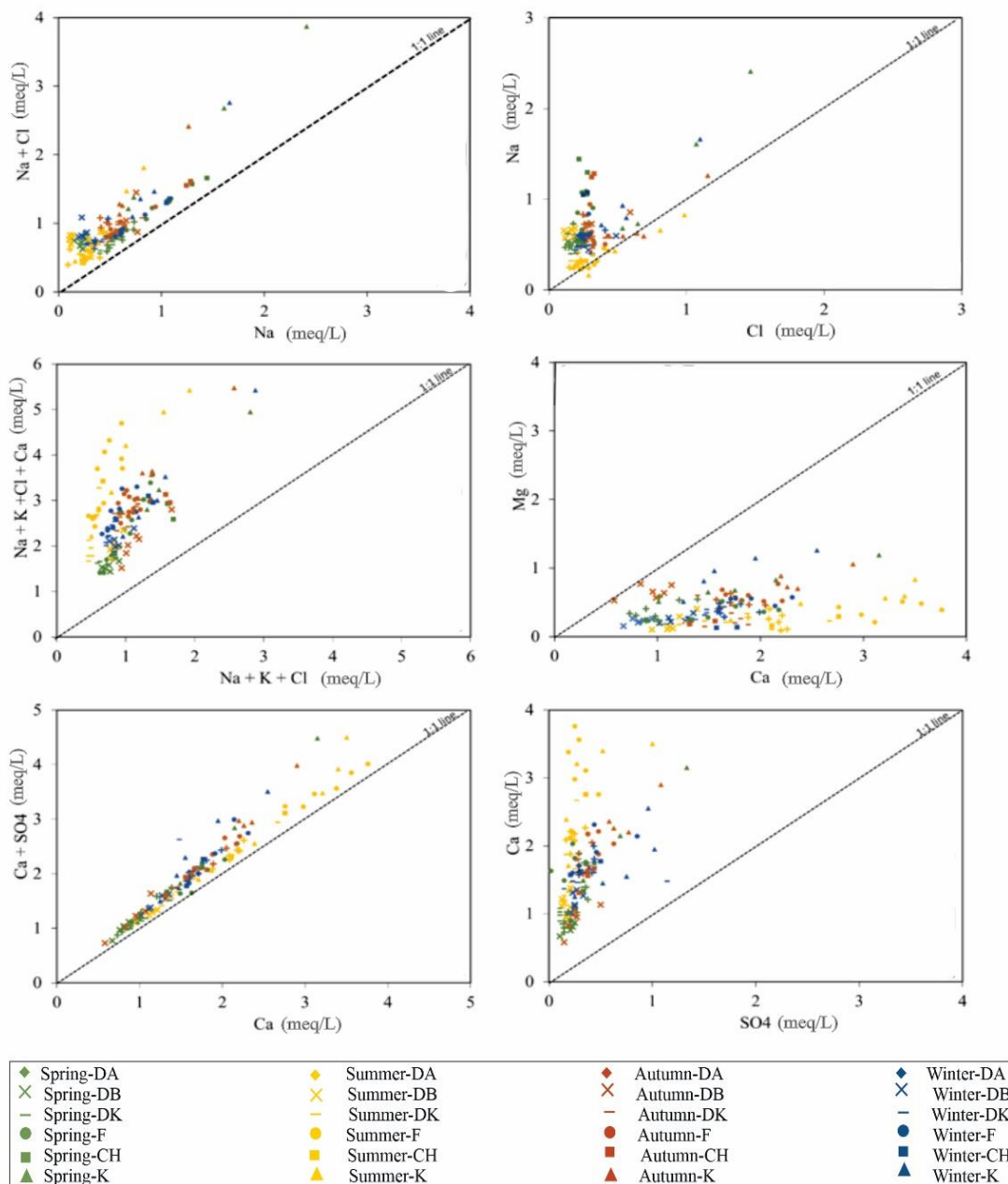
فوق اشباع و سه ایستگاه آخر تحت اشباع می‌باشند. همچنین شاخص اشباع کانی‌ها در رودخانه کن در فصل بهار منفی و در

فرحزاد، دارای شاخص اشباع مثبت نسبت به آراگونیت و کلسیت می‌باشند. همچنین سه ایستگاه اول نسبت به دولومیت



شکل ۴- مقایسه تغییرات فسفات در شش رودخانه تهران از بالادست به پایین دست در چهار فصل سال ۹۹-۹۸، به ترتیب نمودار (a) رودخانه دارآباد، (b) رودخانه دربند، (c) رودخانه درکه، (d) رودخانه فرحزاد، (e) رودخانه چین کلاغ و (f) رودخانه کن (چشمه‌ها با چارچوب مشکی رنگ مشخص شده‌اند).

Fig. 4. The chemical evolution of six rivers for phosphate from headwater station toward the entrance of the river at four seasons in the water year 2019-2020, (a) Darabad river, (b) Darband river, (c) Darakeh river, (d) Farahzad river, (e) Chinkalagh river and (f) Kan river. Black borders represent the samples taken from springs outlet.



شکل ۵- نمودارهای نسبت یونی بر اساس نتایج سنجش‌های شیمیایی ذکر شده در جدول ۲ برای تمامی رودخانه‌ها

Fig. 5. Ion ratio diagrams based on all the results of chemical analysis listed in Table 2 for all rivers.

کاهش می‌دهد. دلیل آن احتمالاً پیوستن شاخه دیگری از شمال غرب رودخانه کن در حوالی سولقان به مسیر رودخانه است که باعث افزایش شدید دبی آن در دو ایستگاه آخر و رقیق‌شدگی در آب می‌شود. آنچه مشهود است، در فصل تابستان و گاهی بهار، رودخانه‌های شمال تهران نسبت به کانی‌های آراگونیت، کلسیت و دولومیت، فوق اشباع می‌باشند. در صورتیکه در فصل پاییز و زمستان، تمام رودخانه‌ها نسبت به تمامی کانی‌های

فصل تابستان نسبت به آراگونیت و کلسیت مثبت است. در این فصل شاخص اشباع نسبت به دولومیت، در امام‌زاده داوود تحت اشباع، در سنگان و سولقان فوق اشباع، در سیل برگردان حدوداً اشباع تا فوق اشباع ولی در ایستگاه آخر کاملاً اشباع است (جدول ۲). این روند مانند یک نمودار سهمی، در ابتدا از ایستگاه امام‌زاده داوود تا سولقان نسبت به کانی‌های ذکر شده، یک روند افزایشی و از سولقان به طرف خروجی یک

۵۰٪ می‌باشند و از نظر کیفیت آب برای مصرف کشاورزی، مناسب هستند. شش رودخانه مورد مطالعه بر اساس مصرف صنعتی در گروه آب‌های خورنده قرار گرفته‌اند.

۵- نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که کیفیت آب رودخانه‌های شمال تهران (که آبخوان تهران را نیز تغذیه می‌کنند) متأثر از هوازدگی سیلیکات‌هایی است که در واحدهای زمین‌شناسی مسیر رودخانه برونزد دارند. بنابراین غلظت سدیم و کلسیم به سمت خروجی افزایش می‌یابد. علاوه بر این، چشمه‌هایی که رودخانه‌ها را تغذیه می‌کنند، موجب ناهنجاری‌هایی در ویژگی‌های هیدروشیمی رودخانه‌ها شده‌اند. آبشویی پوشش خاکی تهران توسط آب باران نیز موجب افزایش یکسری یون‌ها مانند کلسیم در آب شده است. اگرچه غلظت تمامی آنیون و کاتیون‌های اصلی نمونه‌های آب رودخانه‌ها طبق استانداردهای آب شرب همچون WHO (World Health Organization,) (2011) در محدوده مجاز قرار دارند، اما در پایین‌دست رودخانه‌ها، کیفیت آب شدیداً تحت تأثیر فاضلاب شهری و روستایی و رواناب باغ‌ها می‌باشد که غلظت فسفات و نترات را به طور قابل ملاحظه‌ای افزایش داده است. در پایین دست رودخانه‌های شمال تهران، آلودگی میکروبی مشاهده می‌شود که احتمالاً نتیجه‌ی تخلیه فاضلاب‌های تفرجگاه‌ها و رستوران‌های حومه شهر به داخل رودخانه‌ها است. از آنجا که فعالیت این رستوران‌ها در فصل زمستان کاهش می‌یابد، آلودگی میکروبی این رودخانه‌ها در فصل زمستان کمتر از سایر فصل‌ها است. نتایج نشان می‌دهد که رودخانه کن نسبت به دیگر رودخانه‌های شمال تهران بسیار آلوده‌تر می‌باشد که به دلیل تعدد روستاها و تخلیه فاضلاب‌های روستایی و باغ‌های اطراف رودخانه به داخل آن است. این رودخانه‌ها در بخش‌های پایین دست که تغذیه کننده آبخوان تهران می‌باشند، به طور قابل توجهی آلوده به نترات، فسفات و آلاینده‌های میکروبی هستند.

کربناته و تبخیری، تحت اشباع می‌باشند. این موضوع با افزایش بارش و به طبع، افزایش دبی آب در فصل پاییز و زمستان مرتبط است.

طبق یافته‌های حاصل از این نمودار، آنیون غالب در نمونه‌های مورد مطالعه، بی‌کربنات و کاتیون غالب، کلسیم است. در نتیجه تیپ کلی تمامی ایستگاه‌های رودخانه‌های مورد مطالعه از نوع بی‌کربناته کلسیک است. این تیپ، نشان‌دهنده غالب بودن عناصر قلیایی خاکی و اسیدهای ضعیف در رودخانه‌های مورد مطالعه است. تنها دو ایستگاه چشمه بید در فصل بهار و چشمه توچال در فصل پاییز رخساره متفاوتی دارند و از نوع بی‌کربناته سدیک هستند اما در فصل‌های دیگر بی‌کربناته کلسیک می‌باشند (شکل ۲). احتمالاً به دلیل هوازدگی کانی‌های سیلیکاته مانند آلبیت، غلظت سدیم در این دو ایستگاه بالا رفته است. همچنین شایان ذکر است که این دو ایستگاه چشمه می‌باشند و کیفیت آنها متأثر از فرآیندهای متفاوتی است.

با توجه به نمودار شولر، تمامی نمونه‌های آب مورد مطالعه در رده خوب قرار دارند. بهترین نمونه برای مصرف شرب مربوط به آب چشمه توچال در منطقه دربند، آبشار سیاه‌بند در فرحزاد و آب چشمه بید در ارتفاعات چین کلاغ می‌باشد. همچنین دو رودخانه در که و دربند از با کیفیت‌ترین رودخانه‌های شمال تهران از نقطه نظر شرب می‌باشند. از لحاظ شوری تمامی رودخانه‌ها در گروه آب‌های شیرین و خروجی آنها در رده C2 (کمی شور) قرار دارند. نسبت جذب سدیم (Sodium Adsorption Ratio or SAR) برای هر شش رودخانه

تهران در رده C1S1 و مناسب برای آبیاری با خطر قلیائیت کم جای می‌گیرند. رودخانه‌های شمال تهران بر اساس درصد سدیم (%Na) در رده عالی و خوب جای دارد. بر اساس RSC (Residual Sodium Carbonate) و طبق طبقه‌بندی ریچاردز (Richards, 1954)، هر شش رودخانه (به جز خروجی کن) در رده ۱ و مناسب برای آبیاری قرار دارند. هر شش رودخانه شمال تهران، بر اساس شاخص خطر منیزیم زیر

منابع

- Akoto, O., Gyamfi, O., Darko, G., Barnes, V., 2017. Changes in water quality in the Owabi water treatment plant in Ghana. *Applied Water Science* 7, 175–186. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0232-4>
- APHA, AWWA, WEF, 2010. *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* 22th, Washington, DC.

- Bellos, D., Sawidis, T., 2005. Chemical pollution monitoring of The River Pinios (Thessalia_Greece). *Journal of Environmental Management* 76, 282-292. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.01.027>
- Berberian, F., Berberian, M., 1981. Tectono-Plutonic episodes in Iran, – In: Gupta, H.K., F.M. Delany (Eds): Zagros, Hindu kush, Himalaya: Geodynamic Evolution. American Geophysical Union, *Geodynamics* 3, 5-32. <https://doi.org/10.1029/GD003p0005>
- Billen, G., Garner, J., Ficht, A., Cun, C., 2001. Modelling the response of water quality in the Seine River estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries* 24, 977-993. <http://dx.doi.org/10.2307/1353011>
- Chahyani, C., Yanuwadi, B., Rachmansyah, A., 2020. Analysis of effect agricultural and domestic activities on water quality and macrozoobenthos in river of batu city, a case study in sisir and pandanrejo village. *Indonesian journal of Environment and Sustainable Development* 11, 22-26. <https://doi.org/10.21776/ub.jp.al.2020.011.01.04>
- Chaudhary, M., Mishra, S., Kumar, A., 2017. Estimation of water pollution and probability of health risk due to imbalanced nutrients in River Ganga, India. *International Journal of River Basin Management* 15, 53-60. <https://doi.org/10.1080/15715124.2016.1205078>
- Chaudhry, F.N., Malik, M.F., 2017. Factor affecting water pollution. Review. *Journal of Ecosystem and Ecography* 7, 225-231. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000225>
- Chetana, S.A., Somashekar, R.K., 1997. Ecological study on the riverine ecosystem of Karnataka. III. Physico chemical charaterisation of river Virshabhavathi. *Environmental Pollution* 4, 57-63.
- Davide, V., Pardos, M., Diserens, J., Ugazio, G., Thomas, R., Dominik, J., 2003. Characterisation of bed sediments and suspension of the river Po (Italy) during normal and high flow condition. *Water Research* 37, 2847-2864. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00133-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00133-7)
- Diagomanolin, V., Farhang, M., Ghazi-Khansari, M., Jafarzadeh, N., 2004. Heavy metals (Ni, Cr, Cu) in the Karoon waterway river, Iran. *Toxicology Letters* 151, 63-67. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2004.02.018>
- El Kashouty, M., El Sayed E., Aly Kamel, A., 2012. The hydrochemical characteristics and evolution of groundwater and surface water in the western part of the River Nile, El Minia district, Upper Egypt. *Arabian Journal of Geosciences* 5, 637-652. <http://dx.doi.org/10.1007/s12517-010-0219-x>
- Hurkard, B., Habibi, M., 2005. Atlas de Tehran metropole, 1st edition, Geographic Information Center of Tehran, P. 372.
- Geological Survey and Mineral Exploration of Iran, Amini, B., Emami, M.H., 1993. Geological map of Tehran, Index. 1:100000.
- Herrera, M.L., Espinosa, R.J., 2008. Impact of agricultural activity and geologic controls on groundwater quality of the alluvial aquifer of the Guadalquivir River (province of Jae'n, Spain): a case study. *Environmental Geology* 54, 1391-1402. <http://dx.doi.org/10.1007/s00254-007-0920-6>
- Hounslow, A. 1995. *Water Quality Data: Analysis and Interpretation*, CRC-Press, 1st edition, P. 416.
- Irannezhadi, M.R., 2009. Petrology and geochemistry of the Tertiary igneous rocks of the southern flanks of the Central Alborz, North of Tehran. Ph.D thesis. Shahid Beheshti University, Tehran.
- Ishtiyag, N., Anisa, K., Abdul, H., 2017. Evaluation of seasonal variability in surface water quality of Shallow Valley Lake, Kashmir, India, using multivariate statistical techniques. *Pollution* 3, 349-362. <https://doi.org/10.7508/PJ.2017.03.001>
- Jinzhu, M., Zhenyu, D., Guoxiao, W., Hua, Z., Tianming, H., 2009. Sources of water pollution and evolution of water quality in the Wuwei basin of Shiayang river. *Journal of Environmental Management* 90, 1168-1177. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.05.007>
- Korfali, S., Jurdi, M.S., 2011. Speciation of metals in bed sediments and water of Qaraaoun Reservoir, Lebanon. *Environmental Monitoring and Assessment* 178, 563-579. <http://doi.org/10.1007/s10661-010-1713-z>
- Kumar Sajil, P.J., James, E.J., 2013. Physicochemical parameters and their sources in groundwater in the Thirupathur region, Tamil Nadu, South India. *Applied Water Science* 3, 219-228. <https://doi.org/10.1007/s13201-012-0074-x>

- Milovanovic, M., 2007. Water quality assessment and determination of pollution sources along the Axios/Vardar River, Southeastern Europe. *Desalination* 213, 159–173. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.06.022>
- Moravej, M.M., Karimirad, A., Ebrahimi, K., 2017. Evaluation of Karun River water quality status based on Water Quality Index and involving GIS environment. *Iranian Journal of Eco Hydrology* 4, 225-235. <https://doi.org/10.22059/ije.2017.60905>
- Mustapha, A., Zaharin Aris, A., Juahir, H., Firuz Ramli, M., 2013. Surface water quality contamination source apportionment and physicochemical characterization at the upper section of the Jakara Basin, Nigeria. *Arabian Journal of Geosciences* 6, 4903 – 4915. <https://doi.org/10.1007/s12517-012-0731-2>
- Okonkwo, J.O., Mothiba, M., Awofolu, O.R., Busari, O., 2005. Levels and speciation of heavy metals in some river in South Africa. *Environmental Contamination and Toxicology* 75, 1123–1130. <https://doi.org/10.1007/s00128-005-0865-y>
- Poleto, C., Bortoluzzi, E.C., Charlesworth, S.M., Merten, G.H. 2009. Urban sediment particle size and pollutants in southern". *Journal of Soils and Sediments* 9, 317–327. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0102-0>
- Razmkhah, H., Abrishamchi, A., Torkian, A., 2010. Evaluation of spatial and temporal variation in water quality by pattern recognition techniques: A case study on Jajrood River (Tehran, Iran). *Journal of Environmental Management* 91, 852–860. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.11.001>
Regional Water Company of Tehran, offline database, 2021.
- Richards, L.A., 1954. *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils*. No. 60, US Government Printing Office, Washington, DC. P 166.
- Rompere, A., Servais, P., Baudart, J., de-Roubin, M.R., Laurent, P., 2002. Detection and enumeration of coliforms in drinking water: current methods and, emerging approaches. *Journal Microbiol Methods* 49, 31-54. [https://doi.org/10.1016/s0167-7012\(01\)00351-7](https://doi.org/10.1016/s0167-7012(01)00351-7)
- Sanchez, E., Colmenarejo, M.F., Vicente, J., Rubio, A., Garcia, M.G., Travieso, L., Borja, R., 2007. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecological Indicators* 7, 315–328. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.02.005>
- Subramanian V., Saxena, K., 1985. Hydrogeochemistry of groundwater in the Delhi region of India, relation of groundwater quality and quantity. *International Association of Hydrological Sciences* 146, 307-316.
- Sumok, P., 2001. River water quality monitoring: sharing Sarawak experience, in: *proc. 6th Sabah Inter-Agency Tropical Ecosystem (SITE) Research Seminar*. Kota Kinabalu, Malaysia 13, 1–4.
- U.S. EPA, 2006. *Drinking Water Standards and Health Advisories*. Office of water, U. S. Environment Protection Agency, Washington, DC.
- Vodyanitskii, Y.N., Yakovlev, A.S., 2016. Contamination of soils and groundwater with new organic micropollutants: A review. *Eurasian Soil Science* 49, 560–569. <https://doi.org/10.1134/S1064229316050148>
- World Health Organization, 2011. *Guidelines for Drinking-Water Quality*. Geneva. Switzerland 1: Recommendations (Fourth edition), Geneva, p 541.
- Yang, H. J., Shen, Z.M., Zhang, J. P., Wang, W.H., 2007. Water quality characteristics along the course of the Huangpu River (China). *Environmental Sciences* 19, 1193-1198. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(07\)60195-8](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(07)60195-8)
- Zhang, Q., Wang, S., Yousaf, M., Wang, S., Nan, Z., Ma, J., 2018. Hydrochemical characteristics and water quality assessment of surface water in the northeast Tibetan Plateau of China, *Water Science & Technology Water Supply* 11, 1757-1768. <https://doi.org/10.2166/ws.2017.237>
- Zhu, B., Yu, J., Qin, X., Rioual, P., Xiong, H., 2012. Climatic and geological factors contributing to the natural water chemistry in an arid environment from watersheds in northern Xinjiang, China. *Geomorphology* 153-154, 102-114. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.02.014>