



<http://ui.ac.ir/en>

Journal of Stratigraphy and Sedimentology Researches University of Isfahan
E-ISSN: 2423-8007
Document Type: Research Paper
Vol. 35, Issue 4, No. 77, Winter 2020, pp. 105-128
Received: 28.07.2019 Accepted: 03.12.2019

Geochemical study of water and sediments in the Badavar River, Lorestan Province: environmental implications

Nahid Hasanvand

*M.Sc. Student, Faculty of Earth Sciences, Shahrood University of Technology, Shahrood, Iran
nahid.hasanvand95@gmail.com*

Giti Forghani Tehrani*

*Assistant Professor, Faculty of Earth Sciences, Shahrood University of Technology, Shahrood, Iran
forghani@shahroodu.ac.ir*

Abstract

The Badavar River is an important surface water resource in Lorestan province. The purpose of this study is to assess the quality of the Badavar water and sediments. For these purpose, 19 water and five surface sediment samples were collected. The physicochemical properties of the water (i.e. pH, electrical conductivity, the major ion concentrations, microbial analysis, and potentially toxic element concentrations) and sediment samples (i.e. pH, organic matter, carbonate calcium, cation exchange capacity, major and trace element concentrations) were determined using standard methods. The obtained results indicate that the concentration of major ions influenced by natural processes (i.e. halite and gypsum dissolution, calcite, aragonite and dolomite precipitation, and ion exchange) and anthropogenic factors (i.e. discharge of domestic wastewater and agricultural runoff into the river). The concentration of the potentially toxic elements, especially Pb, is influenced by anthropogenic activity. The results of the microbial analysis confirm the pollution of the water samples with pathogenic agents. On the basis of pH values, the sediment samples are placed in neutral to alkaline class. Sediment samples are rich in organic matter and CaCO_3 , and their cation exchange capacity is high. The total concentration of elements in sediments shows that there is a risk of pollution with Cd, Cr, and Ni. The contamination degree values show that the studied sediments are highly polluted, which is due to the discharge of urban and agricultural wastewaters into the Badavar River.

Keywords: Hydrogeochemistry, pollution, Sediment, Badavar River

Introduction

Rivers are the most available water resources for different usage purposes in the world (Chidya et al. 2011). The environmental quality of surface waters is influenced by both natural and man-made factors, the most important of which are mixing, mineral precipitation/dissolution, ion exchange, and discharge of the urban, agricultural and industrial wastewaters (Suthar et al. 2009; Zhang et al. 2010). Naturally- and anthropogenically- sourced pollutants are typically distributed between water and sediments. Therefore, for evaluating the environmental pollution of the river systems, both water and sediment chemistry must be considered. River sediments usually act as a sink and source for the pollutants; therefore, they are a very important component of river systems (Malvandi 2017).

The Badavar is an important river in the Lorestan Province, west of Iran. This river provides the water required for agricultural and livestock usage. This river recharges from the Garin Mountains, East of Noorabad, and discharges into Seymareh River. The long of the Badavar River (with a E-W trend) is about 75 Km and its drainage area is about 1800 Km^2 . The average water discharge of Badavar in spring and

summer is 8.5 and 0.8 m^3/sec , respectively. A part of the Badavar River passes through the Noorabad City. Indeed, agricultural activity is a usual practice around the river. Thus, the quality of water and sediments in Badavar River can be influenced by discharge of agricultural and domestic wastewaters. The aim of the present study is to investigate the environmental quality of water and sediments of Badavar River, and to find the impact of natural and anthropogenic factors on the river.

Material & Methods

Nineteen water and five surface sediment samples were collected in selected sites. At each sampling site, water samples were collected in 1-litre prewashed polyethylene bottles; indeed, one sample was collected in sterile dark bottles for microbial analysis. The first samples were filtered using a vacuum pump and 0.45 μm pore-size filter papers in order to separate particulate matter. The filtered samples were then split into two portions: one portion was acidified with HNO_3 for the measurement of dissolved elements and the second unacidified portion was used for determination of dissolved major ions. The samples were kept at 4°C prior to

*Corresponding author

Copyright©2020, University of Isfahan. This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0>), which permits others to download this work and share it with others as long as they credit it, but they can't change it in any way or use it commercially.

analysis. Some physicochemical properties of the water samples (i.e. pH and electrical conductivity) were measured in situ using a portable multi-meter. The major ion concentrations, microbial analysis, and potentially toxic element concentrations (in water samples) and pH, organic matter, carbonate calcium, cation exchange capacity, and element concentrations (in sediment samples) were determined using standard methods. In order to find the source of major ions in water samples and to determine the most significant processes controlling the water chemistry, ionic ratios, correlation coefficients, and the saturation index of minerals were calculated. The water quality for irrigation usage was assessed through the calculation of sodium adsorption ratio (Zhang et al. 2012) and magnesium hazard (Ravikumar and Somashekar 2011). Indeed, the EC and pH values of the samples were compared with standard values (Sundaray et al. 2009). Water Quality Index (WQI) as a useful method for quality assessment (Kumar et al. 2015, Vasanthavir et al. 2010) was calculated on the basis of ion concentration, EC, pH and Total Hardness. The concentration of toxic elements in the water samples were compared with standard values of FAO (1985) for irrigation purposes and the standard values in world fresh waters (Markert 1994).

For sediment quality assessment, some indices including geo-accumulation index (Muller 1969), enrichment factor (Sutherland, 2000), contamination factor (Hakanson 1980), and modified contamination degree (Abraham and Arker 2008) were calculated.

Discussion of Results & Conclusions:

The EC and pH of the water samples vary between 430-730 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and 5.6-7.1, respectively. The EC values of the samples collected in the city district are higher than other samples, whereas their pH values are a little lower, showing the influence of domestic wastewater discharge on EC and pH of the water samples. The lower pH values may also be an indication of calcite precipitation (Das 2005).

The calculation of ionic ratios, saturation index of minerals and correlation coefficient values indicate that the natural and anthropogenic factors influence the environmental quality of both water and sediments in Badavar River. The most important natural factors which affect the hydrochemical properties of the water samples (i.e. the concentration of major ions) include the dissolution of halite, gypsum and anhydrite, the precipitation of calcite, aragonite and dolomite, and ion exchange. Discharge of agricultural runoff and domestic wastewaters into the river is the most important anthropogenic factor decreasing the water quality, especially with respect to PO_4 , Pb, Cd, Cr, Cu, Mn

and Zn concentrations. The values of Magnesium Hazard are mostly lower than 50%; indeed, the Sodium Adsorption Ratios are $<2\text{meq}/\text{l}$. Therefore, the water of Badavar River is suitable for irrigation. The values of WQI of the Badavar River varies between 58.4–42.7; indicating the good to excellent quality of the water samples. However, the river water is microbially polluted, mainly because of domestic wastewater discharge. The concentration of Pb in most sites is higher than FAO standard ($5\mu\text{g}/\text{L}$; FAO 1985) and the concentrations of Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Se and Zn are lower than FAO guidelines (1, 50, 100, 200, 5000, 200, 200, 20, and 2000 $\mu\text{g}/\text{L}$, respectively; FAO 1985). The concentrations of Cd, Co, Ni, Pb and Se in some samples, and the concentrations of Cr, Cu, Mn and Zn in all samples are higher than their values in natural fresh waters (Markert 1994) which confirms the impacts of anthropogenic activities (i.e. agricultural and domestic wastewater discharge into the river) on water quality.

Physicochemical properties of sediments play a significant role in retention, adsorption and re-adsorption of pollutants (Duodu et al. 2017). The pH value of the sediment samples ranges between 7.7 to 8.5; thus the samples are placed in neutral to alkaline class. Sediment samples are rich in organic matter (7.8–14.7%) and CaCO_3 (26–45.5%), and their cation exchange capacity is high (37.4–77.3 $\text{meq}/100\text{ gr}$). On the basis of total concentration data, the concentration of Cu in some stations and the concentration of Cr and Ni in all sites are higher than TEC values (36.1, 34.4, and 22.7 mg/kg , respectively; MacDonald et al. 2000). Moreover, the concentration of Ni and Cr in all stations is higher than Probable Effect Concentration (PEC) values (111 and 149 mg/kg ; MacDonald et al. 2000). These evidences show that the ecosystem of the Badavar River is at risk of being threatened by Ni and Cr. On the basis of total concentration data, the Badavar River sediments are polluted with Cd, Pb, Cr, Zn, Cu, Mn and Ni. The calculation of enrichment factor shows that Pb, Cd and Cr are mainly from anthropogenic activities ($\text{EF}>1.5$), whereas Zn, Cu, Mn and Ni are mostly from natural sources ($\text{EF}<1.5$). The contamination factor values are higher in sediments collected in the city district, confirming the effect of anthropogenic factors on sediment quality. The contamination degree values show that the studied sediments are placed in highly polluted class, which is due to the discharge of urban and agricultural wastewaters into the Badavar River. The obtained results in this study emphasize on the necessity of environmental management in the study area. The discharge of different kinds of wastewaters must be controlled.

مطالعه ژئوشیمیایی آب و رسوب رودخانه بادآور، استان لرستان با نگرش زیست‌محیطی

ناهید حسوند، دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، شاهرود، ایران

nahid.hasanvand95@gmail.com

گیتی فرقانی تهرانی^{*}، استادیار، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، شاهرود، ایران

forghani@shahroodut.ac.ir

چکیده

هدف مطالعه حاضر، ارزیابی کیفیت آب و رسوبات رودخانه بادآور در شهرستان نورآباد (استان لرستان) است؛ به این منظور، ۱۹ نمونه آب و ۵ نمونه رسوب سطحی از رودخانه برداشت و شاخص‌های فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب (شامل pH، هدایت الکتریکی، غلظت یون‌های اصلی، آنالیز میکروبی و غلظت عناصر بالقوه سمی) و رسوب (شامل pH، ماده آلی، درصد کربنات، تبادل کاتیونی، غلظت عناصر اصلی و جزئی) اندازه‌گیری شد. نتایج نشان می‌دهند عوامل طبیعی (انحلال هالیت، ژپس و اندریت، ته‌نشست کلسیت، آراگونیت، دولومیت و فرایند تبادل یونی) و انسانی (تخلیه فاضلاب‌های خانگی و رواناب‌های کشاورزی) مهم‌ترین فرایندهای کنترل‌کننده غلظت یون‌های اصلی در آب رودخانه بادآور هستند. غلظت عناصر بالقوه سمی به‌ویژه عنصر سرب در نمونه‌های آب به‌واسطه فعالیت‌های انسان افزایش یافته است. نتایج آنالیز میکروبی آب نیز نشان‌دهنده آلودگی آب رودخانه بادآور است. pH نمونه‌های رسوب خنثی تا قلیایی است. رسوبات حاوی مقدار زیادی ماده آلی و کربنات کلسیم هستند و ظرفیت تبادل کاتیونی رسوبات زیاد است. بر اساس نتایج آنالیز غلظت کل، رسوبات رودخانه بادآور به عناصر کادمیم، کروم، نیکل آلوده هستند. بر اساس محاسبه درجه آلودگی، نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور در رده آلودگی درخور توجه تا بسیار آلوده به عناصر بالقوه سمی قرار دارند؛ این امر از فعالیت‌های انسان به‌ویژه تخلیه فاضلاب‌های شهری و رواناب‌های کشاورزی به رودخانه بادآور ناشی می‌شود.

واژه‌های کلیدی: هیدروژئوشیمی، آلودگی، رسوب، رودخانه بادآور

^{*} نویسنده مسئول: ۰۲۳۳۳۹۶۰۰۷

مقدمه

رودخانه‌ها در دسترس‌ترین منابع آب سطحی برای مقاصد مختلف هستند (Chidya et al. 2011). طی سال‌های اخیر، برداشت بیش از اندازه از منابع آب سطحی همراه با وقوع خشکسالی‌ها سبب کم‌آبی و خشک‌شدن رودخانه‌ها در ایران و بسیاری از کشورهای جهان شده است؛ همچنین عملکرد عوامل طبیعی (شامل زمین‌شناسی و تغییرات آب‌وهوایی) و فعالیت‌های انسان (مانند توسعه صنعتی، شهرنشینی و کشاورزی) موجب کاهش کیفیت و آلودگی رودخانه‌ها به انواع آلاینده‌های شیمیایی و میکروبی خطرناک شده است (Suthar et al. 2009; Zhang et al. 2010). عناصر بالقوه سمی (Potentially Toxic Elements, PTEs) به علت فراوانی، سمناکی و قابلیت انباشت در محیط از مهم‌ترین آلاینده‌های شیمیایی هستند و حضور آنها در اکوسیستم‌های آبی بسیار نگران‌کننده است. اگرچه برخی عناصر بالقوه سمی مانند Fe، Cu، Co، Mn و Zn ریزمغذی‌های ضروری برای حیوانات و گیاهان به شمار می‌آیند، در مقادیر زیاد خطرناک هستند (Moore et al. 2009) و ورود آنها به زنجیره غذایی می‌تواند آثار خطرناک متعددی بر سلامتی داشته باشد؛ برای نمونه، Pb باعث اختلال در عملکرد سیستم عصبی مرکزی می‌شود، Fe در غلظت‌های زیاد مسمومیت‌زا است و سبب اختلالات پوستی و بیماری‌های قلبی و عروقی می‌شود، افزایش غلظت Cu با بروز ناراحتی‌های کبدی، مسمومیت و حمله قلبی همراه است (Selinus 2005) و مقادیر زیاد Co ممکن است باعث آسیب‌رساندن به ریه، قلب و آماس پوستی شود (Bhuyan et al. 2017).

در سیستم‌های آبرگین، غلظت عناصر بالقوه سمی (از منابع طبیعی و انسان‌زاد) در رسوبات بسیار بیشتر از ستون آب است که از تمایل این عناصر به انباشت در کانی‌های رسی، ماده آلی و سایر ترکیبات موجود در رسوبات بستر ناشی می‌شود (Bhuyan et al. 2017). رسوبات، بخش بسیار مهمی از سیستم اکولوژیکی را تشکیل می‌دهند؛ زیرا نه تنها به شکل

حامل و نگهدارنده (مخزن) آلاینده‌ها عمل می‌کنند، منبع ثانویه آلودگی پیکره‌های آبی محسوب می‌شوند؛ به این ترتیب که با تغییر شرایط محیط (pH، هدایت الکتریکی، دبی رودخانه، آشفته‌گی‌های فصلی و سایر موارد)، فلزات موجود در فازهای مختلف رسوب دوباره وارد ستون آبی می‌شوند؛ بنابراین آنالیز نمونه‌های رسوب رودخانه‌ها، روش مناسبی برای بررسی و پایش کیفیت آنهاست (Malvandi 2017). به‌طور کلی، برنامه مدیریت آب متناسب باید مبنی بر ارزیابی غلظت و توزیع فلزات در هر دو بخش آب و رسوب محیط آبی باشد.

رودخانه بادآور که در استان لرستان جریان دارد، تأمین‌کننده آب لازم برای مصارف دامداری و کشاورزی در طول مسیر خود است. بخشی از مسیر این رودخانه از مناطق مسکونی (شهرستان نورآباد) عبور می‌کند؛ بنابراین تخلیه پساب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری، کیفیت آب رودخانه بادآور را تحت تأثیر قرار می‌دهد. باتوجه به اهمیت رودخانه‌ها در تأمین نیازهای آبی، لازم است مطالعه‌های جامعی روی ویژگی‌های کیفی رودخانه انجام شوند و نقش عوامل تأثیرگذار بر کیفیت آب رودخانه به‌منظور مدیریت مؤثر و مناسب آب ارزیابی شود؛ در نتیجه هدف مطالعه حاضر، ارزیابی ویژگی‌های کیفی آب و رسوب رودخانه بادآور و بررسی عوامل مؤثر بر ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی است.

روش انجام پژوهش

محدوده مطالعه شده

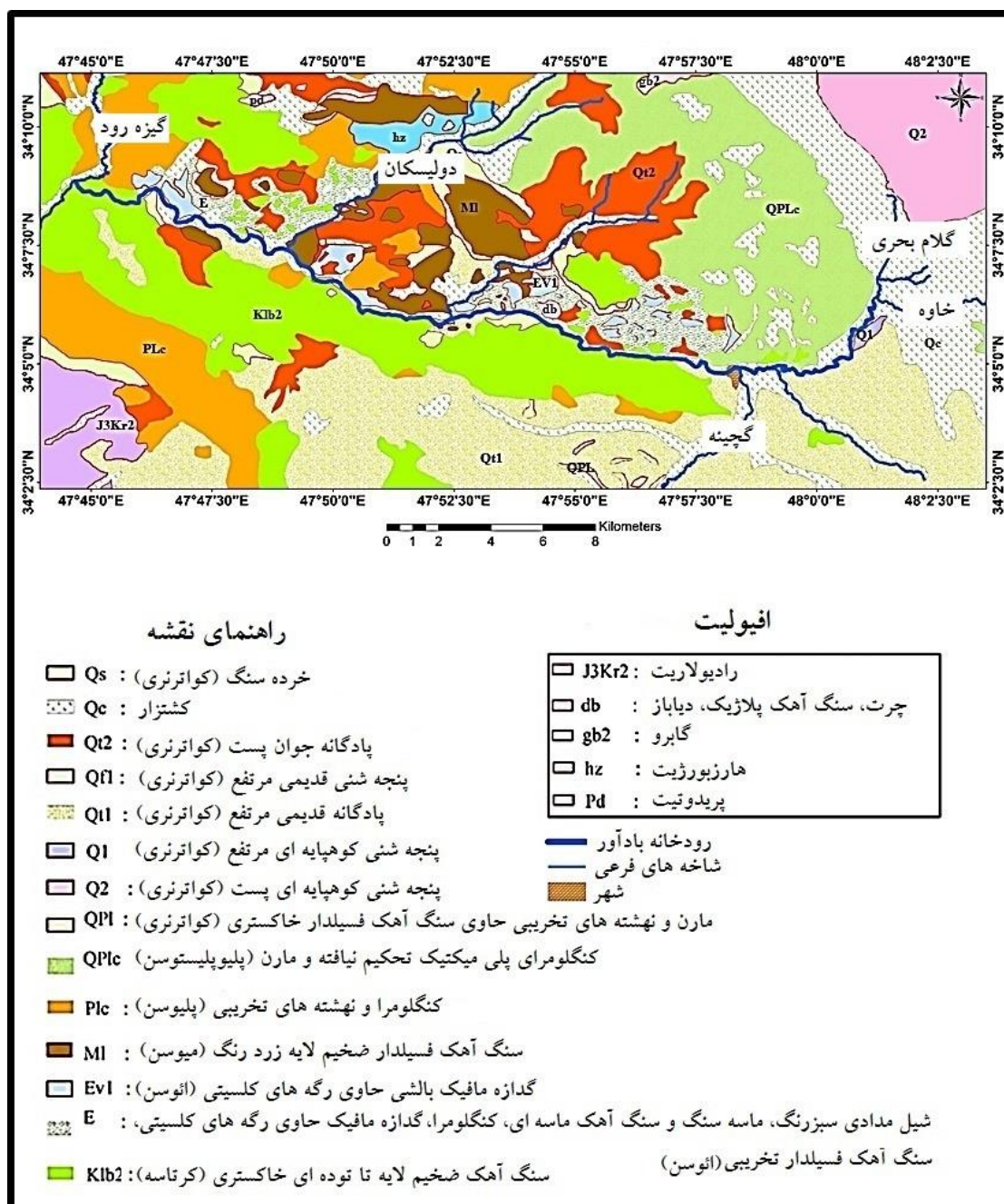
سرشاخه اصلی رودخانه بادآور، خاوه نامیده می‌شود و از دامنه‌های جنوبی کوه گرین واقع در ۲۶ کیلومتری شرق نورآباد سرچشمه می‌گیرد. رودخانه بادآور نورآباد به طول حدود ۷۵ کیلومتر، آب‌های این منطقه را پس از عبور از منطقه پرجمعیت نورآباد جمع‌آوری می‌کند و پس از پیوستن به گیزه‌رود در غرب نورآباد، سرانجام به رودخانه سیمره

نمونه‌برداری و آنالیز شیمیایی

پس از انجام مطالعه‌های پایه و بازدید میدانی در شهریورماه سال ۱۳۹۷، تعداد ۱۹ ایستگاه طی شاخه اصلی و شاخه‌های فرعی گلام‌بحری، خاوه، گچینه و دولیسکان انتخاب شدند (شکل ۱). ۱۹ نمونه برای اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی آب، ۱۲ نمونه برای آنالیز عناصر بالقوه سمی در آب و ۵ نمونه برای بررسی آلودگی میکروبی آب انتخاب شدند. بطری‌های پلی‌اتیلنی یک لیتری (برای آنالیز یون‌های اصلی و عناصر بالقوه سمی) و بطری‌های تیره‌رنگ شیشه‌ای استریل (به‌منظور آنالیز میکروبی) برای نمونه‌برداری آب استفاده شدند. هر بطری نمونه‌برداری به‌وسیله آب رودخانه در محل نمونه‌برداری شسته و زیر سطح آب پر شد. شاخص‌های pH و هدایت الکتریکی (EC) نمونه‌ها در محل نمونه‌برداری با دستگاه مولتی‌متر مدل HI9812-5 اندازه‌گیری شدند. نمونه‌ها پس از برداشت، بی‌درنگ با کاغذ فیلتر ۰/۴۵ میکرون فیلتر شدند. ۱۲ نمونه استفاده‌شده برای اندازه‌گیری غلظت عناصر بالقوه سمی با چند قطره نیتریک‌اسید ۶۵ درصد اسیدی شدند تا pH آب به کمتر از ۲ کاهش یافت و به‌این‌ترتیب، عمل تثبیت نمونه‌های آب انجام شد؛ این امر به‌منظور جلوگیری از تغییر ویژگی‌های شیمیایی نمونه‌ها در اثر فرایندهای ته‌نشینی و لخته‌سازی کلئیدها انجام می‌شود. غلظت یون‌های Mg^{2+} ، Ca^{2+} ، Na^{+} ، K^{+} ، Cl^{-} ، SO_4^{2-} ، NO_3^{-} و PO_4^{3-} با دستگاه کروماتوگرافی یونی (IC) و غلظت یون HCO_3^{-} به روش تیتراسیون اندازه‌گیری شد. به‌منظور برآورد درستی داده‌های کیفی آب، درصد خطا (E) از طریق رابطه ۱ و با استفاده از مجموع غلظت کاتیون‌ها ($total_{cations}$) و آنیون‌ها ($total_{anions}$) محاسبه شد (Shafie et al. 2014):

$$E = \frac{|total_{cations} - total_{anions}|}{total_{cations} + total_{anions}} \quad \text{رابطه ۱}$$

می‌ریزد. حوضه آبریز رودخانه بادآور یکی از زیرحوضه‌های مهم رودخانه کرخه (سیمره) است. محدوده حوضه آبریز رودخانه بادآور با مساحت ۱۸۰۰ کیلومترمربع بین طول‌های $52^{\circ} 25' 47''$ تا $48^{\circ} 18' 25''$ شرقی و عرض‌های $56^{\circ} 10'$ تا $33^{\circ} 19' 5''$ شمالی واقع شده است. بیشترین متوسط ماهانه دبی رودخانه بادآور طی دوره آماری ۱۳۴۸ تا ۱۳۹۶ در فروردین‌ماه ($8/52$ مترمکعب‌برثانیه) و کمترین مقدار آن در شهریورماه ($0/81$ مترمکعب‌برثانیه) برآورد شده است. بر اساس داده‌های مقدار متوسط بارش ماهانه (برحسب میلی‌متر) طی سال‌های ۱۳۸۲ تا ۱۳۹۶، بیشترین مقدار متوسط بارش ماهانه به اسفندماه ($143/96$ میلی‌متر) و کمترین مقدار آن به مردادماه ($0/47$ میلی‌متر) مربوط است. مردادماه دارای بیشترین متوسط دما ($24/7$ درجه سانتی‌گراد) و دی و بهمن‌ماه دارای کمترین میزان متوسط دما ($0/2$ درجه سانتی‌گراد) هستند. در شکل ۱، نقشه زمین‌شناسی محدوده مطالعه‌شده ارائه شده است. از نظر زمین‌شناسی، حوضه آبریز بادآور عمدتاً از رسوبات آهکی تشکیل شده است. رسوبات جوان به‌وفور در سراسر منطقه مطالعه‌شده مشاهده می‌شوند؛ این رسوبات به‌طورکلی رسوبات جدید بستر رودخانه‌ها و حاشیه رودخانه و دشت (آبرفت‌های جوان کواترنر) را شامل می‌شوند. بخش گسترده‌ای از نهشته‌های جوان در این منطقه شامل تناوبی از نهشته‌های کنگلومرایی سخت‌شده با میان‌لایه‌های مارن رسی و در برخی نقاط کاملاً رسی است. ذرات و قلوه‌های سازنده بخش کنگلومرایی عمدتاً از سنگ‌آهک‌های کرتاسه و سنگ‌های آذرین تشکیل شده‌اند. رسوبات پهنه دشت شامل تراس‌های قدیمی آبرفتی است که عمدتاً از رس و مارن با افق‌های گراول تشکیل شده‌اند. گدازه‌های بازالتی و آندزیتی متعلق به پالئوسن، بخش‌های مرکزی محدوده مطالعه‌شده و اطراف رودخانه را پوشش می‌دهند. رخنمون افیولیت‌ها در نقاط مختلف مطالعه‌شده مشاهده می‌شود.



شکل ۱- نقشه زمین‌شناسی محدوده مطالعه شده و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری (برگرفته از نقشه ۱:۱۰۰۰۰۰ هرسین و نهاوند)

عناصر مطالعه شده اندازه‌گیری شد. دقت نتایج با شاخص RSD (انحراف استاندارد نسبی) و پس از پنج بار اندازه‌گیری غلظت نمونه کنترل شد (رابطه ۲):

$$RSD = \frac{S.D.}{X} \times 100 \quad \text{رابطه ۲}$$

در نمونه‌های مطالعه شده، درصد خطا بین ۰/۱ تا ۱۰/۷ متغیر بود که نشان‌دهنده درستی نتایج هیدروشیمیایی است. غلظت عناصر بالقوه سمی (Cd, Co, Cr, Ni, Cu, Zn, Pb), Se, Mn, Fe) پس از پنج بار تغلیظ نمونه، با دستگاه ICP-OES مدل Optima 7300 dv و با حد تشخیص ۱ ppb برای

تفاوت بین غلظت داده‌ها در هر بار اندازه‌گیری کمتر از ۱۰ درصد انحراف استاندارد نسبی بود که نشان‌دهنده دقت خوب اندازه‌گیری‌هاست. درستی اندازه‌گیری‌ها با استانداردهای Merck ارزیابی شد.

به منظور اندازه‌گیری آلودگی میکروبی، ابتدا ۲۵۰ میلی‌لیتر محیط‌کشت لاکتوز آماده شد و سپس در دستگاه اتوکلاو با دمای ۱۲۱ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد تا استریل شود؛ سپس لوله‌های آزمایشگاهی (۵ لوله برای هر نمونه) در جالوله‌ای قرار داده شدند و درون هر لوله، یک عدد لوله دورهام (برای جمع‌آوری حباب گاز ایجادشده و تأیید وجود کلی‌فرم‌های احتمالی) به شکل وارونه گذاشته شد و سپس ۱۰ میلی‌لیتر از نمونه و ۱۰ میلی‌لیتر از محیط‌کشت به آن اضافه و به شکل دورانی تکان داده و به مدت ۴۸ ساعت در دستگاه انکوباتور گذاشته شد. تولید گاز در لوله‌ها پس از ۴۸ ساعت بیان‌کننده پاسخ مثبت به آزمایش است. در نهایت، تراکم باکتریایی (MPN) در نمونه‌ها به کمک رابطه ۳ تعیین شد:

$$\text{رابطه (۳)} \quad \text{MPN}/100 \text{ mL} = 100 \times P / (N \times T)^{1/2}$$

در این رابطه، P شاخص MPN در جدول استاندارد، N تعداد نمونه‌های منفی، T حجم نمونه در تمام لوله‌ها (میلی‌لیتر) است. پنج نمونه رسوب سطحی (از عمق صفر تا ۱۰ سانتی‌متری) با بیلچه فولادی ضدزنگ برداشت و در دمای اتاق خشک شدند و سپس در آزمایشگاه از الک ۲۰۰ مش (۷۵ میکرومتر) عبور داده شدند. ۵ گرم از هر نمونه الک‌شده جدا و برای اندازه‌گیری غلظت عناصر بالقوه سمی با دستگاه ICP-OES مدل Varian-735 با حد آشکارسازی ۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای Cd، ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای Co، Cr، Cu، Pb، Zn و Ni و ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای Mn به

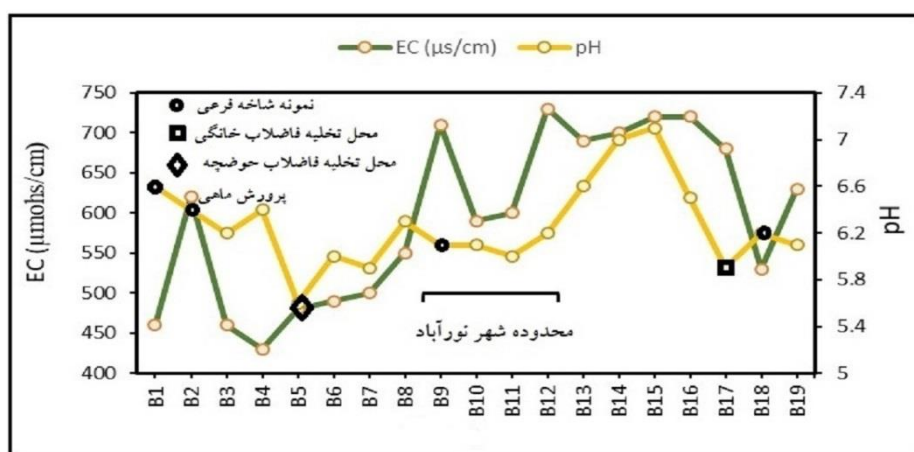
آزمایشگاه فرستاده شد. pH نمونه‌های رسوب به روش استاندارد سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا (USEPA Test Method 9045D) و با دستگاه pH متر و دقت ۰/۰۱ اندازه‌گیری شد. به منظور اندازه‌گیری ماده آلی از روش والکلی بلاک (Nelson and Sommers 1996) و برای تعیین درصد کربنات نمونه‌ها از روش تیتراسیون استفاده شد. ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه‌ها بر اساس روش استاندارد سازمان حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده (USEPA 1989) تعیین شد.

نتایج

در جدول ۱، آمار توصیفی نتایج آنالیز هیدروشیمیایی نمونه‌ها و در شکل ۲، تغییرات شاخص‌های هدایت الکتریکی (EC) و pH نمونه‌ها ارائه شده است. مقدار هدایت الکتریکی نمونه‌ها بین ۴۳۰ و ۷۳۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر و مقدار pH نمونه‌ها بین ۵/۶ و ۷/۱ متغیر است. باتوجه به شکل ۲، مقدار هدایت الکتریکی نمونه‌های آب برداشت‌شده از محدوده شهر بیشتر از سایر ایستگاه‌هاست. کمترین مقدار pH در ایستگاه B5 (نزدیک به حوضچه پرورش ماهی) مشاهده می‌شود. مقدار pH از ایستگاه B5 تا B8 (ورودی شهر) افزایش نشان می‌دهد و در محدوده شهر (ایستگاه‌های B8 تا B11)، مقدار آن اندکی کاهش می‌یابد که احتمالاً از تخلیه فاضلاب‌های خانگی و دورریزی زباله‌های شهری در این محدوده ناشی می‌شود. به‌طور کلی، pH اسیدی‌تر اغلب در نتیجه غلظت زیاد دی‌اکسیدکربن، تجزیه مواد آلی موجود در فاضلاب یا رسوب کربنات کلسیم در آب رودخانه است.

جدول ۱- شاخص‌های فیزیکوشیمیایی و غلظت یون‌های اصلی نمونه‌های آب رودخانه بادآور

ایستگاه	EC ($\mu\text{S/cm}$)	TDS (mg/l)	pH	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)
B1	۴۶۰	۲۳۰	۶/۶	۱۲/۲	۵/۳	۶۱/۲	۱/۰	۳/۶	۵/۶	۲۴۴	۸/۳	<۱
B2	۶۲۰	۳۱۰	۶/۴	۲۱/۲	۷/۹	۸۶/۶	۰/۸	۵/۲	۷/۴	۳۱۱	۱/۲	۳/۸
B3	۴۶۰	۲۳۰	۶/۲	۱۶/۱	۵/۳	۶۲/۱	۱/۰	۳/۳	۴/۸	۲۵۰	۹/۳	<۱
B4	۴۳۰	۲۲۰	۶/۴	۱۴/۷	۵/۸	۶۹/۸	۱/۰	۳/۵	۶/۰	۲۶۲	۷/۴	<۱
B5	۴۸۰	۲۴۰	۵/۶	۱۳/۲	۶/۰	۶۳/۷	۱/۰	۳/۷	۶/۷	۲۶۸	۷/۹	<۱
B6	۴۹۰	۲۵۰	۶/۰	۱۳/۲	۴/۲	۶۶/۰	۱/۲	۳/۷	۷/۰	۲۶۸	۶/۰	<۱
B7	۵۰۰	۲۵۰	۵/۹	۱۴/۳	۶/۱	۷۳/۰	۱/۲	۴/۷	۷/۴	۲۷۴	۱۰/۱	<۱
B8	۵۵۰	۲۷۰	۶/۳	۱۶/۵	۸/۲	۶۴/۰	۱/۶	۶/۲	۱۰/۲	۲۶۸	۱۰/۵	<۱
B9	۷۱۰	۳۵۰	۶/۱	۱۸/۸	۱۴/۳	۸۷/۰	۲/۴	۱۵/۷	۳۱/۳	۳۳۵	۲/۰	<۱
B10	۵۹۰	۲۹۰	۶/۱	۱۷/۴	۱۰/۴	۶۸/۰	۱/۸	۹/۵	۱۵/۲	۳۰۵	۷/۸	<۱
B11	۶۰۰	۳۰۰	۶/۰	۱۶/۲	۱۴/۷	۷۲/۵	۲/۳	۱۱/۰	۱۸/۷	۳۱۱	۳/۷	<۱
B12	۷۳۰	۳۶۰	۶/۲	۵۴/۰	۲۸/۲	۶۸/۶	۴/۳	۲۲/۲	۸/۹	۴۰۳	۱/۴	۳۰/۴
B13	۶۹۰	۳۴۰	۶/۶	۱۸/۰	۱۶/۹	۶۵/۷	۲/۶	۱۴/۹	۱۸/۱	۳۷۲	<۱	۱/۰
B14	۷۰۰	۳۵۰	۷/۰	۱۵/۷	۲۴/۶	۶۷/۶	۴/۲	۱۹/۳	۲۱/۵	۳۳۵	<۱	۱/۶
B15	۷۲۰	۳۶۰	۷/۱	۲۸/۶	۱۶/۵	۸۶/۰	۴/۰	۱۵/۸	۱۸/۲	۳۳۵	۴/۸	۲/۲
B16	۷۲۰	۳۶۰	۶/۵	۱۳/۸	۱۸/۸	۶۶/۴	۱/۶	۱۶/۸	۱۹/۲	۳۴۲	۷/۶	۳/۷
B17	۶۸۰	۳۴۰	۵/۹	۱۷/۸	۱۸/۵	۷۸/۲	۲/۳	۱۶/۱	۱۷/۲	۳۴۲	۱۳/۷	۵/۱
B18	۵۳۰	۲۷۰	۶/۲	۲۰/۱	۹/۶	۵۵/۲	۰/۹	۴/۳	۷/۲	۲۷۴	۷/۸	<۱
B19	۶۳۰	۳۲۰	۶/۱	۱۵/۵	۱۵/۱	۷۱/۸	۲/۱	۱۲/۰	۱۵/۴	۲۸۷	۱۴/۲	۱/۴
min	۴۳۰	۲۲۰	۵/۶	۱۲/۲	۴/۲	۵۵/۲	۰/۸	۳/۳	۴/۸	۲۴۴	۱/۲	۱/۰
max	۷۳۰	۳۶۰	۷/۱	۵۴/۰	۲۸/۲	۸۷/۰	۴/۳	۲۲/۲	۳۱/۳	۴۰۳	۱۴/۲	۳۰/۴
mean	۵۹۴	۲۹۷	۶/۳	۱۹/۰	۱۲/۵	۷۰/۲	۲/۰	۱۰/۰	۱۳/۰	۳۰۴	۶/۵	۲/۶
S.D.	۱۰۴	۵۰/۵	۰/۴	۹/۳	۷/۰	۸/۹	۱/۱	۶/۳	۷/۱	۴۳/۹	۴/۳	۷/۰



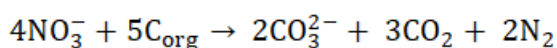
شکل ۲- تغییرات هدایت الکتریکی و pH در مسیر رودخانه بادآور

تغییرات غلظت یون‌های اصلی و منشأ یون‌ها

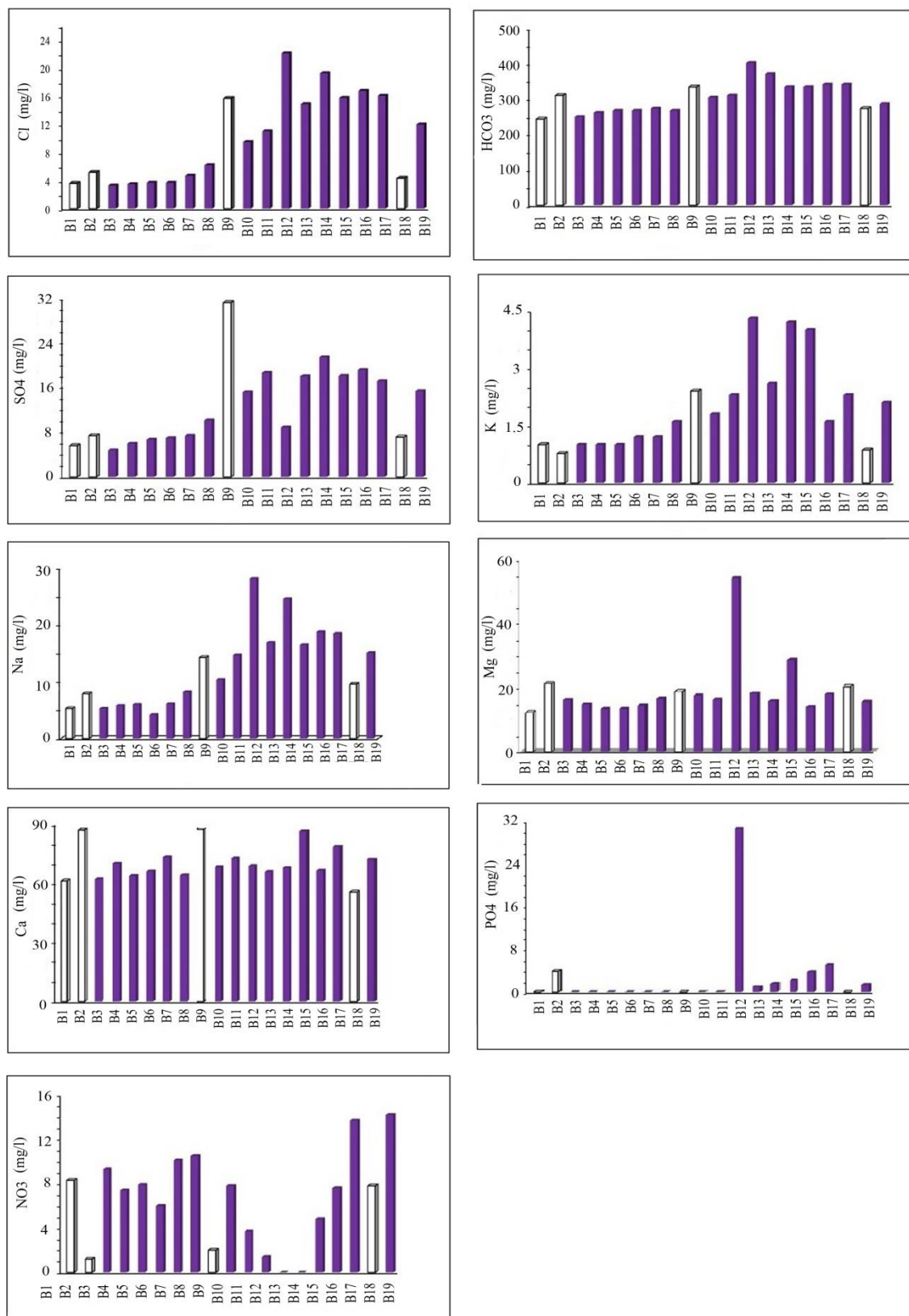
در شاخه اصلی رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی، میانگین غلظت کاتیون‌های کلسیم، منیزیم، سدیم و پتاسیم به ترتیب ۷۰/۲، ۱۹، ۱۲/۵ و ۲ میلی گرم بر لیتر و میانگین غلظت آنیون‌های بیکربنات، سولفات، فسفات، نیتрат و کلر به ترتیب ۳۰۴، ۱۳، ۲/۶ و ۶/۵ و ۱۰ میلی گرم بر لیتر است. باتوجه به شکل ۳، غلظت یون‌های اصلی در محدوده مطالعه شده تغییرات زیادی دارد. روند تغییرات غلظت یون‌های سدیم، پتاسیم، کلر و سولفات مشابه یکدیگر است که منشأ یکسان این یون‌ها را تأیید می‌کند.

برای یافتن منشأ یون‌ها و فرایندهای حاکم بر شیمی آب از نسبت‌های یونی، روابط ترکیبی بین یون‌ها (شکل ۴)، ضرایب همبستگی بین یون‌ها (جدول ۲) و شاخص اشباع کانی‌های هالیت، ژپس، انیدریت، کلسیت، دولومیت و آراگونیت (شکل ۵) استفاده شد. افزایش هماهنگ غلظت سدیم و کلر در نمونه‌های آب نشان‌دهنده انحلال هالیت در آب است (Hounslow 1995). انحلال هالیت، مقادیر یکسانی از یون‌های کلر و سدیم را وارد آب می‌کند؛ بنابراین، تبعیت این دو یون از خط تعادل ۱:۱ (شکل ۴، الف)، ضریب همبستگی زیاد کلر و سدیم ($r=0.959$) و شاخص اشباع منفی هالیت در تمام نمونه‌های آب (شکل ۵) نشان‌دهنده انحلال هالیت در آب رودخانه بادآور است؛ باوجود این، زیادبودن غلظت سدیم نسبت به کلر در نمونه‌های آب رودخانه بادآور (شکل ۴، الف) نشان می‌دهد علاوه بر انحلال هالیت، منابع دیگری نیز برای سدیم وجود دارند (برای نمونه، انحلال سیلیکات‌ها، فرایند تبادل یونی و ورود فاضلاب به رودخانه). نمودار ترکیبی مجموع کلسیم و منیزیم در برابر مجموع کاتیون‌ها نیز غالب‌بودن یون سدیم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور را تأیید می‌کند. نمودار ترکیبی (Na/Cl) در برابر هدایت الکتریکی (شکل ۴، ب)، نمودار ترکیبی $\text{Ca}+\text{Mg}-\text{HCO}_3-\text{SO}_4$ در برابر $\text{Na}+\text{K}-\text{Cl}$ (شکل ۴، ج) و همچنین بیشتر بودن مقدار نسبت $\frac{\text{Na}^+}{\text{Na}^++\text{Cl}^-}$ از ۰/۵ و کمتر بودن نسبت $\frac{\text{Ca}^{2+}}{\text{Ca}^{2+}+\text{SO}_4^{2-}}$ از ۱،

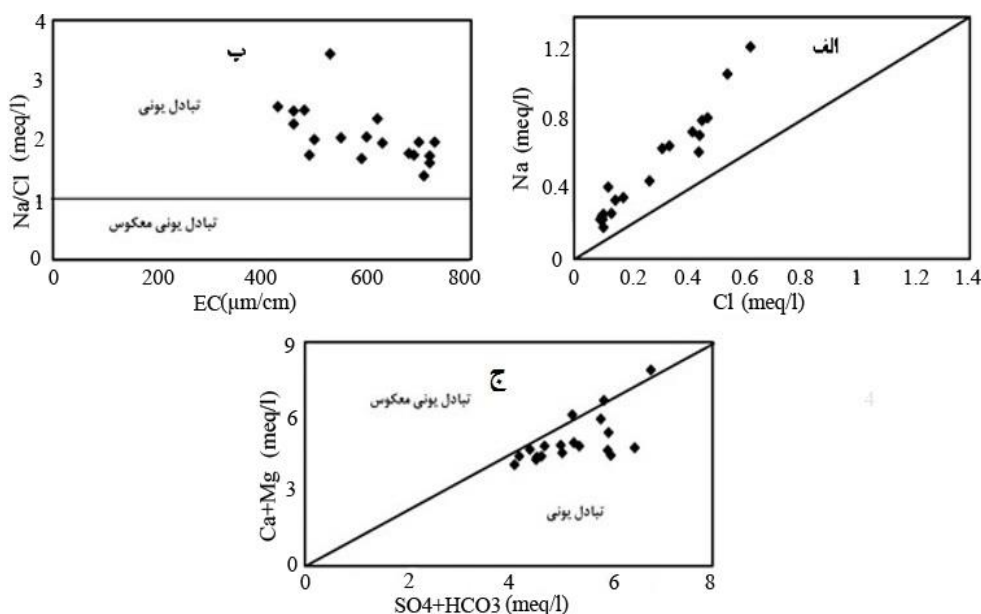
رخداد فرایند تبادل یونی را تأیید می‌کند (Hounslow 1995). طی فرایند تبادل یونی، کلسیم و منیزیم از آب جایگزین سدیم در موقعیت‌های تبدلی می‌شوند و بنابراین، غلظت سدیم در آب افزایش می‌یابد. نسبت یونی بیکربنات به مجموع آنیون‌ها $\frac{\text{HCO}_3^-}{\text{Sum Anions}}$ در تمام نمونه‌های مطالعه شده بیش از ۰/۸ است که نشان‌دهنده رخداد انحلال ژپس در نمونه‌های آب مطالعه شده است؛ شاخص اشباع منفی ژپس و انیدریت (شکل ۵) نیز مؤید این نتیجه‌گیری است. باتوجه به شاخص اشباع مثبت کانی‌های کربناتی، احتمالاً کلسیت، دولومیت و انیدریت در حال ته‌نشینی هستند؛ این امر pH کمتر از ۷ نمونه‌ها را توجیه می‌کند. میانگین غلظت نیترات در نمونه‌های آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی ۶/۵ میلی گرم بر لیتر است. باتوجه به جدول ۳، غلظت نیترات در نمونه‌های مطالعه شده در محدوده مناسب برای مصرف آبیاری قرار می‌گیرد. غلظت یون نیترات در طول رودخانه بادآور تغییرات نامنظمی از بالادست به سمت پایین دست نشان می‌دهد (شکل ۳). غلظت کم یون نیترات احتمالاً به علت مصرف این یون در اثر اکسایش مواد آلی موجود در فاضلاب‌ها طبق واکنش زیر است (Lang et al. 2006):



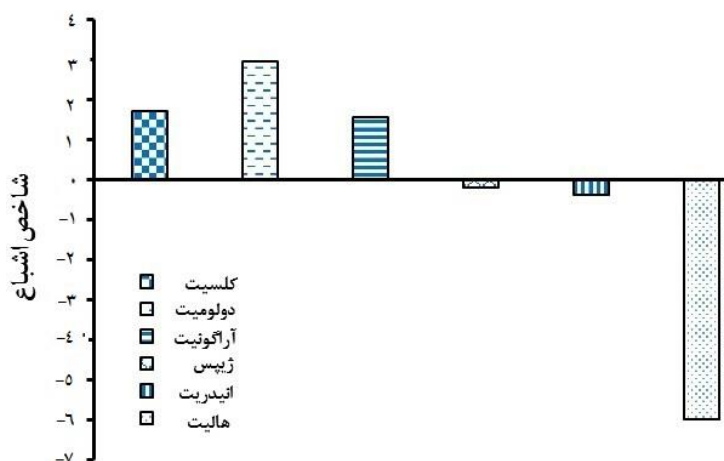
از نظر ترمودینامیکی، اکسایش کربن آلی حل شده موجود در فاضلاب‌ها (C_{org}) به ترتیب باعث احیای اکسیژن حل شده، نیترات، منگنز (IV)، آهن (III)، سولفات و دی‌اکسید کربن می‌شود (Lorite-Herrera and Jimenez-Espinosa 2008). بنابراین، غلظت کم نیترات در نمونه‌های آب مطالعه شده باوجود فعالیت گسترده کشاورزی را می‌توان ناشی از اکسایش مواد آلی موجود در نمونه‌ها دانست. میانگین غلظت یون فسفات در نمونه‌های آب مطالعه شده ۲/۶ میلی گرم بر لیتر است. باتوجه به کم بودن غلظت یون فسفات تا پیش از ایستگاه B12 (محل دفن زباله و ورود رواناب کشاورزی) و روند افزایشی آن در ادامه مسیر (شکل ۳)، منشأ یون فسفات را می‌توان رواناب کشاورزی در نظر گرفت.



شکل ۳- تغییرات غلظت یون‌های اصلی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور



شکل ۴- نمودارهای پراکندگی یون‌های اصلی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور



شکل ۵- شاخص اشباع کانی‌های هالیت، ژبیس، اتیدریت، آراگونیت، دولومیت و کلسیت در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

جدول ۲- ضرایب همبستگی اسپیرمن بین غلظت یون‌های اصلی نمونه‌های آب مطالعه‌شده

Mg^{2+}	Na^+	Ca^{2+}	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	NO_3^-	PO_4^{3-}
								۱
							۱	PO_4^{3-}
							-0.278	NO_3^-
						-0.510^*	0.257	HCO_3^-
					0.782^{**}	-0.383	0.415	SO_4^{2-}
				0.855^{**}	0.922^{**}	-0.365	0.739^{**}	Cl^-
			0.842^{**}	0.759^{**}	0.743^{**}	-0.368	0.456^*	K^+
		0.379	0.447	0.513^*	0.480^*	-0.221	0.400	Ca^{2+}
	0.333	0.794^{**}	0.959^{**}	0.799^{**}	0.908^{**}	-0.336	0.737^{**}	Na^+
0.499^*	0.399	0.384	0.473^*	0.354	0.592^{**}	-0.400	0.447	Mg^{2+}

** درجه اطمینان ۹۹ درصد، * درجه اطمینان ۹۵ درصد

رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف کشاورزی

بر اساس مقادیر استاندارد هدایت الکتریکی و TDS برای مصارف آبیاری (جدول ۳)، تمام نمونه‌های آب مطالعه‌شده در رده خوب قرار دارند. گستره طبیعی pH در آب‌های آبیاری ۶/۵ تا ۸/۴ است و آب‌های آبیاری با pH خارج از این محدوده می‌توانند حاوی یون‌های سمی باشند (Sundaray et al. 2009). نمونه‌های B1, B13, B14, B15 و B16 از نظر میزان pH برای آبیاری مشکلی ندارند و سایر نمونه‌های آب رودخانه در رده مجاز قرار می‌گیرند. به‌منظور تعیین کیفیت آب برای مصارف کشاورزی، معمولاً از نمودار ویلکاکس استفاده می‌شود؛ آزمایشگاه شوری ایالات متحده آمریکا این نمودار را ارائه کرده است. نمودار ویلکاکس بر اساس دو شاخص EC و SAR روی محور لگاریتمی رسم شده است که در آن، EC خطر شوری و SAR نسبت جذب سدیم (Sodium Adsorption Ratio) است (Zhang et al. 2012; Sundaray et al. 2009). این شاخص از رابطه ۴ محاسبه می‌شود (مقادیر بر حسب meq/l):

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca+Mg}{2}}} \quad \text{رابطه (۴)}$$

بر اساس نمودار ویلکاکس (شکل ۶)، نمونه‌های آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی در گروه C2S1 (شوری متوسط - سدیم کم) قرار می‌گیرند و کیفیت تقریباً مناسبی

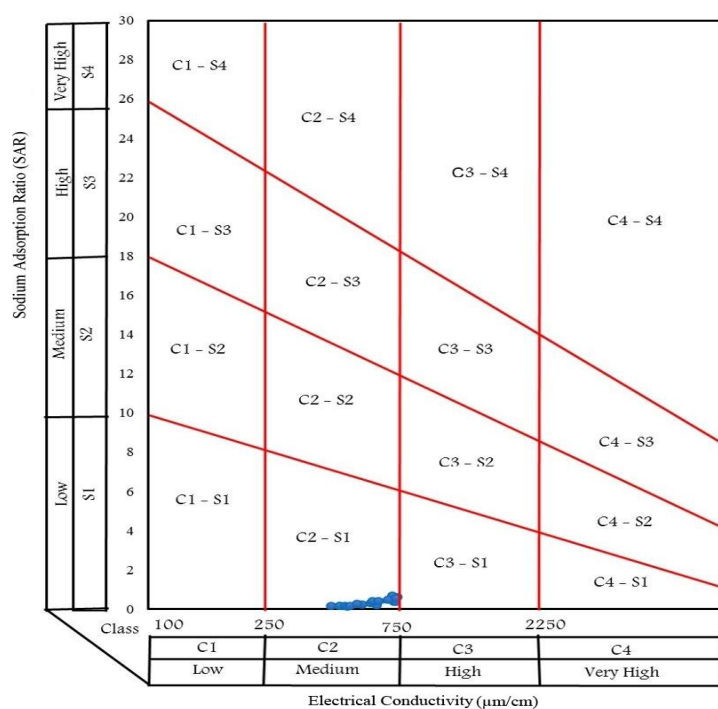
برای مصرف کشاورزی دارند. شاخص خطر منیزیم (Magnesium Hazard, MH) نیز از شاخص‌های مهم برای ارزیابی کیفیت آب به‌منظور مصارف کشاورزی است. این شاخص از رابطه ۵ محاسبه می‌شود (در این رابطه، غلظت یون‌ها برحسب میلی‌اکی‌والان برلیتر است):

$$MH = \frac{Mg^{2+} \times 100}{Ca^{2+} + Mg^{2+}} \quad \text{رابطه (۵)}$$

کلسیم و منیزیم در سیستم خاک، رفتار مشابهی از خود نشان نمی‌دهند، به‌ویژه زمانی که آب شور و دارای سدیم زیاد باشد. مقدار بیش از حد منیزیم در آب باعث تخریب ساختار خاک می‌شود. چنانچه در منابع آبی، مقدار شاخص خطر منیزیم به بیش از ۵۰ درصد برسد، احتمال پراکنش ذرات خاک و تخریب ساختار آن افزایش می‌یابد؛ زیرا در خاک‌های منیزیمی، سدیم با سهولت بیشتری جایگزین منیزیم می‌شود و تأثیر سدیم (خطر قلیایی‌شدن آب) افزایش می‌یابد (Ravikumar and Somashekar 2011). شاخص خطر منیزیم برای ایستگاه B12 بیش از ۵۰ درصد و برای سایر ایستگاه‌ها کمتر از ۵۰ درصد است؛ در نتیجه، آب رودخانه بادآور در ایستگاه B12 برای مصارف آبیاری نامناسب و در سایر ایستگاه‌ها برای این منظور مناسب است.

جدول ۳- رده‌بندی شاخص‌های کیفی آب‌های آبیاری و قرارگیری نمونه‌های مطالعه‌شده در رده‌های مختلف

نمونه‌ها	شاخص	رده‌بندی کیفی
B1, B13, B14, B15, B16	pH	۶/۵-۸/۴ خوب
B2-B12, B17, B18, B19		۸/۵-۹/۵ و ۶/۵-۴/۱ مجاز
		۰-۵ و <۹/۵ نامناسب
B1-B19	EC (μmhos/cm)	<۲۵۰ عالی
		۷۵۰-۲۵۰ خوب
		۲۲۵۰-۷۵۰ مجاز
		۵۰۰۰-۲۲۵۰ نامناسب
B2, B9, B11-B15	NO ₃ -N (mg/l)	<۵ خوب
B1, B3-B8, B10, B16-B19		۳۰-۵ مجاز
		>۳۰ نامناسب



شکل ۶- موقعیت نمونه‌های آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی در نمودار ویلکاکس

شامل سه مرحله وزن‌دهی به شاخص، وزن نسبی (جدول ۴) و رتبه‌بندی کیفی است (Kumar et al. 2015, Vasanthavigar et al. 2010). نتایج محاسبه شاخص کیفی آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی در شکل ۷ آورده شده است.

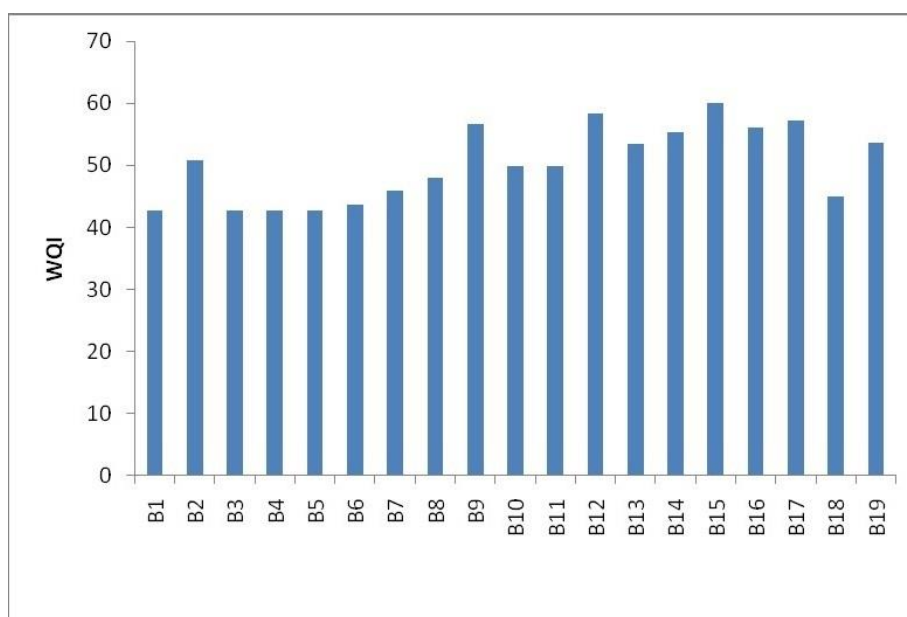
ارزیابی کیفیت آب رودخانه بادآور با استفاده از شاخص‌های کیفیت آب یکی از مؤثرترین روش‌ها برای توصیف کیفیت آب و تعیین مناسب بودن آن، استفاده از شاخص‌های کیفی آب (Water Quality Index, WQI) است. محاسبه شاخص کیفی آب

جدول ۴- وزن‌دهی به شاخص‌های آب و استانداردهای سازمان بهداشت جهانی (WHO 2011) برای هر شاخص

شاخص شیمیایی	وزن	وزن نسبی (W_i)	استاندارد سازمان بهداشت جهانی
pH	۴	۰/۱۱۱	۷/۵
EC	۴	۰/۱۱۱	۵۰۰
HCO_3^-	۳	۰/۰۸۳	۵۰۰
Cl^-	۳	۰/۰۸۳	۲۵۰
SO_4^{2-}	۴	۰/۱۱۱	۲۵۰
Ca^{2+}	۲	۰/۰۵۵	۷۵
Na^+	۲	۰/۰۵۵	۲۰۰
Mg^{2+}	۱	۰/۰۲۷	۵۰
K^+	۲	۰/۰۵۵	۱۲
NO_3^-	۵	۰/۱۳۸	۴۵
TH	۱	۰/۰۲۷	۱۵۰

جدول ۵- مقادیر شاخص کیفیت آب (WQI) و رتبه‌بندی سازمان بهداشت جهانی (WHO 2011)

مقدار شاخص	کیفیت آب
$WQI < 50$	عالی
۵۰-۱۰۰	خوب
۱۰۰-۲۰۰	ضعیف
۲۰۰-۳۰۰	خیلی ضعیف
$WQI > 300$	نامناسب



شکل ۷- مقادیر شاخص کیفیت آب برای نمونه‌های آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی

غلظت عناصر بالقوه سمی ممکن است از حد سمناکی بوم‌سامانه آبی بیشتر شود که این امر به کاهش جمعیت حیات آبی منجر می‌شود و چنانچه غلظت فلزات در آب رودخانه بیشتر از حد گیاه-سمناک باشد، برای آبیاری محصولات کشاورزی مناسب نیست؛ بنابراین، غلظت زیاد عناصر زیست‌دردسترس می‌تواند برای حیات آبی، کشنده و برای سلامتی انسان و جانوران نگران‌کننده باشد. ارزیابی شدت آلودگی آب رودخانه بادآور (آب استفاده‌شده برای کشاورزی) به عناصر بالقوه سمی به‌علت عبور این رودخانه از منطقه شهری و تخلیه انواع فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی به درون آن اهمیت دارد. در جدول ۶، غلظت عناصر مطالعه‌شده در مقایسه با استاندارد فائو (FAO 1985) ارائه شده است.

نتایج به‌دست‌آمده نشان می‌دهند مقادیر شاخص کیفی آب رودخانه بادآور بین ۴۲/۷ تا ۵۸/۴ متغیر است. باتوجه‌به رده‌بندی سازمان بهداشت جهانی برای مقادیر این شاخص (جدول ۵)، شاخص کیفی نمونه‌های آب رودخانه بادآور از ابتدا تا ایستگاه B11 در رده عالی و در سایر ایستگاه‌ها در رده خوب قرار دارد. بر اساس شاخص کیفی آب، نمونه‌های شاخه‌های گلام‌بحری و دولیسکان (B1 و B18) در رده عالی و شاخه‌های خاوه و گچینه (B2 و B9) در رده خوب قرار دارند. زیاده‌بودن این شاخص در برخی نمونه‌ها احتمالاً از نفوذ پساب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های خانگی ناشی می‌شود.

غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

جدول ۶- غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور (FAO 1985; Markert 1994)

ایستگاه	Cd (µg/L)	Co (µg/L)	Cr (µg/L)	Cu (µg/L)	Fe (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)	Pb (µg/L)	Se (µg/L)	Zn (µg/L)
B3	b.d.l.	۱/۲	۱۱/۲	۲۱/۶	۲۲۵/۸	۲۲/۶	b.d.l.	۲/۲	b.d.l.	۲۹/۸
B5	b.d.l.	۰/۸	۳/۸	۳۵/۴	۱۷۴	۲۰/۶	b.d.l.	۳۹/۶	b.d.l.	۲۸/۲
B7	b.d.l.	۱/۶	۲۱/۴	۲۰/۸	۱۸۲/۲	۱۰/۸	b.d.l.	۳	b.d.l.	۲۴/۲
B8	b.d.l.	۰/۶	۵/۲	۳۶/۴	۶۰/۴	۸	b.d.l.	۴/۴	۸/۶	۱۷
B10	b.d.l.	۲	۹/۶	۲۶/۲	۶۷	۲۴/۸	b.d.l.	۱۲/۲	۲/۴	۱۸/۶
B11	b.d.l.	۱	۹/۴	۱۸/۲	۶۳/۴	۵۷	b.d.l.	b.d.l.	b.d.l.	۲۴/۸
B12	۰/۶	۱	۷	۱۷/۶	۸۱/۶	۸۷/۶	b.d.l.	۱۳/۸	b.d.l.	۱۵/۲
B13	۰/۴	۰/۴	۱۲/۴	۳۲	۱۱۰	۸۲/۸	b.d.l.	۰/۲	b.d.l.	۱۷/۸
B14	b.d.l.	۰/۴	۲۳	۳۶/۶	۲۶۹/۶	۸۷/۶	b.d.l.	۱۲/۸	b.d.l.	۱۲/۸
B15	b.d.l.	۰/۸	۸	۳۱/۸	۱۷۶/۸	۶۸/۴	b.d.l.	۲۲/۶	b.d.l.	۲۶
B16	b.d.l.	۰/۲	۷/۴	۶۳/۸	۱۰۹/۸	۷۷/۴	۰/۸	۲۷/۴	۲/۸	۲۳/۸
B19	b.d.l.	۰/۲	۸	۹۲	۱۷۴/۲	۳۲/۶	b.d.l.	۴۰/۶	۳	۱۴
میانگین	۰/۰۳	۰/۰۴	۰/۵۳	۱/۸۰	۷/۰۶	۲/۴۱	۰/۰۴	۰/۸۱	۰/۲۱	۱/۰۵
استاندارد فائو ^۱	۱۰	۵۰	۱۰۰	۲۰۰	۵۰۰۰	۲۰۰	۲۰۰	۵	۲۰	۲۰۰۰
آبهای شیرین ^۲	۰/۲	۰/۵	۱	۳	۵۰۰	۵	۰/۳	۳	۰/۲	۵

b.d.l.: کمتر از حد تشخیصی دستگاه

^۱ FAO (1985)^۲ Markert (1994)

کادمیم

غلظت کادمیم در تمام ایستگاه‌ها به‌استثنای ایستگاه‌های B12 و B13، زیر حد آشکارسازی دستگاه (۱ میکروگرم برلیتر) است. عامل اصلی کنترل‌کننده غلظت کادمیم در آب‌های سطحی، pH آب و جذب آن توسط مواد معلق و رسوبات بستر به‌ویژه کانی‌های رسی است. به‌طور کلی، غلظت عنصر کادمیم در آب‌های با pH به‌شدت اسیدی، بیشتر است و در شرایط pH خنثی تا قلیایی، این عنصر جذب رسوبات بستر و ذرات معلق موجود در آب می‌شود. حضور کادمیم در دو نمونه برداشت‌شده از ایستگاه‌های B12 و B13، احتمالاً از تخلیه زباله‌ها در اطراف ایستگاه B12 و ورود رواناب کشاورزی ناشی می‌شود؛ زیرا رواناب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری از منابع اصلی ورود کادمیم به رودخانه‌ها هستند (Selinus 2005). غلظت کادمیم در این ایستگاه‌ها کمتر از استاندارد فائو (FAO 1985) برای آب آبیاری (۱۰)

کبالت

غلظت کبالت در نمونه‌های آب رودخانه بادآور در گستره ۰/۲ تا ۲ میکروگرم برلیتر قرار دارد. بیشترین غلظت این عنصر در سایت B10 (پس از ورود شاخه فرعی گچینه در مرکز شهر) و B7 (محل ورود رواناب کشاورزی) و کمترین غلظت آن در ایستگاه‌های B16 و B19 مشاهده می‌شود. دلیل غلظت بیشتر کبالت در سایت B10 را می‌توان به ورود شاخه فرعی گچینه نسبت داد که فاضلاب‌های داخل شهر را دریافت می‌کند و به بادآور می‌پیوندد. کبالت، فلزی پرتحرک است و حضور آن در آب‌های با pH نرمال دور از انتظار نیست (Bhuyan et al. 2017). غلظت کبالت در تمام نمونه‌های آب برداشت‌شده از رودخانه بادآور کمتر از استاندارد فائو (FAO 1985) برای آب

میکروگرم برلیتر) و بیشتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۰/۲ میکروگرم برلیتر) است که نشان‌دهنده آلودگی آب دو ایستگاه یادشده به عنصر کادمیم است.

آبیاری (۵۰ میکروگرم برلیتر) است؛ در نتیجه، تمام نمونه‌های آب رودخانه از نظر غلظت کبالت برای کشاورزی مناسب هستند. غلظت کبالت در برخی ایستگاه‌ها (B3، B5، B7، B8، B10، B11، B12، B13) بیشتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۰/۵ میکروگرم برلیتر) است.

کروم

در نمونه‌های مطالعه‌شده، غلظت کروم بین ۳/۸ (در ایستگاه B3) تا ۲۳ میکروگرم برلیتر (در ایستگاه B15) متغیر است. فائو (FAO 1985) حد مجاز کروم در آب آبیاری را ۱۰۰ میکروگرم برلیتر در نظر گرفته است؛ در نتیجه، غلظت کروم در تمام ایستگاه‌ها در محدوده مجاز برای آبیاری است. غلظت کروم در تمام ایستگاه‌ها بیشتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۱ میکروگرم برلیتر) است. فعالیت کشاورزی و مصرف کودهای مختلف فسفاتی، نیتراتی و پتاسیمی از منابع انسان‌زاد اصلی کروم هستند (Selinus 2005; Kabata and Mukherjee 2007).

مس

غلظت مس در نمونه‌های آب رودخانه بادآور از ۱۷/۶ تا ۹۲ میکروگرم برلیتر متغیر است. بیشترین غلظت مس در ایستگاه B19 مشاهده می‌شود. غلظت مس در تمام ایستگاه‌ها کمتر از استاندارد فائو (FAO 1985) برای این عنصر (۲۰۰ میکروگرم برلیتر) و بیشتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۳ میکروگرم برلیتر) است. باتوجه به اینکه کاربرد کودها، حشره‌کش‌ها و قارچ‌کش‌ها از منابع انسان‌زاد ورود مس به آب‌های سطحی هستند (Selinus 2005; Kabata and Mukherjee 2007)، آلودگی آب رودخانه بادآور به وسیله رواناب کشاورزی دور از انتظار نیست؛ ورود پساب‌های خانگی نیز دلیل دیگر این افزایش غلظت است.

آهن

غلظت آهن در نمونه‌های آب رودخانه بادآور از ۶۰/۴ تا

۲۶۹/۶ میکروگرم برلیتر متغیر است. بیشترین غلظت آهن در ایستگاه B15 (به علت ورود رواناب کشاورزی) و کمترین غلظت در ایستگاه B8 مشاهده می‌شود. غلظت آهن در تمام نمونه‌های آب رودخانه بادآور کمتر از استاندارد فائو (FAO 1985) برای آب آبیاری (۵۰۰ میکروگرم برلیتر) و کمتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۵۰۰ میکروگرم برلیتر) است.

منگنز

غلظت منگنز در آب رودخانه بادآور از حداقل ۸ (ایستگاه B8) تا حداکثر ۸۷/۶ میکروگرم برلیتر (ایستگاه B13 و B15) متغیر است. فائو (FAO 1985) بیشترین غلظت مجاز منگنز در آب آبیاری را ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر بیان کرده است؛ بر اساس این، غلظت منگنز در تمام ایستگاه‌ها در محدوده مجاز برای مصرف آبیاری است؛ هرچند غلظت منگنز در تمام ایستگاه‌ها بیشتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۵ میکروگرم برلیتر) است که مؤید آلودگی آب رودخانه بادآور به این عنصر است.

نیکل

در تمام ایستگاه‌ها به جز ایستگاه B16، غلظت نیکل زیر حد آشکارسازی دستگاه (۱ میکروگرم برلیتر) است. حضور نیکل در نمونه B16 را می‌توان به تخلیه رواناب‌های کشاورزی نسبت داد. در ایستگاه B16، غلظت نیکل (۰/۸ میلی گرم برلیتر) کمتر از استاندارد فائو (FAO 1985) برای این عنصر در آب آبیاری (۲۰۰ میکروگرم برلیتر) است؛ براساس این، تمام نمونه‌های آب رودخانه از نظر نیکل برای مصارف کشاورزی مناسب هستند. غلظت نیکل در ایستگاه B16 بیشتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۰/۳ میکروگرم برلیتر) است.

سرب

غلظت سرب در نمونه‌های مطالعه‌شده از کمتر از حد

غلظت روی در تمام ایستگاه‌ها بیشتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۵ میکروگرم برلیتر) است که نشان‌دهنده افزایش غلظت روی در اثر عوامل انسان‌زاد در آب رودخانه بادآور است.

تعیین کیفیت آب از نظر آلاینده‌های میکروبی

در جدول ۷، نتایج محاسبه MPN و مقایسه آنها با استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده برای آب آبیاری آورده شده است. بر اساس نتایج آنالیز میکروبی آب و پسر از مقایسه با استاندارد EPA برای مصارف کشاورزی، آب رودخانه در ایستگاه‌های B14 و B17 آلوده است. آلودگی میکروبی آب معمولاً در اثر تخلیه فاضلاب‌های خانگی رخ می‌دهد.

جدول ۷- نتایج آزمایش‌های میکروبی آب رودخانه بادآور

MPN/100 mL	تعداد لوله‌های مثبت از کل لوله ۵	نمونه‌ها
۴۲	۲	B3
۹۲	۳	B6
۴۲	۲	B11
۲۲۷	۵	B14
۲۲۷	۴	B17
۲۰۰	حد مجاز EPA برای کل کلی فرم در آب آبیاری (تعداد در ۱۰۰ میلی‌لیتر)	

ارزیابی کیفیت رسوبات بستر رودخانه بادآور

بررسی ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی رسوبات

در سامانه‌های آبی، ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی رسوبات نقش درخور توجهی در تغییر غلظت عناصر ایفا می‌کنند. جذب به واسطه بخش دانه‌ریز رسوبات و اکسید و هیدروکسیدهای آهن و منگنز، تشکیل کمپلکس عناصر با مواد آلی و معدنی و رسوب آنها به شکل فاز جدید از جمله فرایندهای مختلف تجمع عناصر بالقوه سمی در سیستم‌های آبی هستند (Forghani et al. 2011)؛ سایر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی رسوبات از جمله pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و مقدار کربنات نیز تأثیر زیادی در تجمع عناصر در سیستم‌های

آشکارسازی دستگاه (۱ میکروگرم برلیتر) تا ۴۰/۶ میکروگرم برلیتر در ایستگاه B19 (محل تخلیه پساب‌های خانگی و رواناب‌های کشاورزی) متغیر است. کاربرد کودها، آفت‌کش‌ها و تخلیه پساب‌های شهری از منابع انسان‌زاد سرب هستند (Selinus 2005). طبق استاندارد فائو (FAO 1985)، حداکثر غلظت مجاز سرب در آب آبیاری ۵ میکروگرم برلیتر است؛ بر اساس این، غلظت سرب در تمام نمونه‌های آب رودخانه به جز نمونه‌های B5، B7، B8، B11 و B14 بیشتر از حد مجاز آن در آب آبیاری است. غلظت سرب در اکثر ایستگاه‌ها بیشتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۳ میکروگرم برلیتر) است که نشان‌دهنده آلودگی آب رودخانه بادآور به عنصر سرب است.

سلنیم

غلظت سلنیم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور از کمتر از حد آشکارسازی دستگاه (۱ میکروگرم برلیتر) تا ۸/۶ میکروگرم برلیتر در ایستگاه B8 (محل رهاشدن زباله‌ها و ورود فاضلاب خانگی) متغیر است. بر اساس استاندارد فائو (FAO 1985)، حداکثر غلظت سلنیم در آب آبیاری ۲۰ میکروگرم برلیتر است؛ بنابراین، غلظت سلنیم در تمام ایستگاه‌ها کمتر از حد مجاز برای آب آبیاری است. غلظت سلنیم در ایستگاه‌هایی که این عنصر تشخیص داده شده است، بیشتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۰/۲ میکروگرم برلیتر) است که نشان‌دهنده آلودگی آب رودخانه بادآور به عنصر سلنیم است.

روی

غلظت روی در نمونه‌های مطالعه‌شده از حداقل ۱۲/۸ میکروگرم برلیتر در ایستگاه B15 تا حداکثر ۲۹/۸ میکروگرم برلیتر در ایستگاه B5 (محل ورود فاضلاب مرکز پرورش ماهی) متغیر است. غلظت روی در تمام نمونه‌های مطالعه‌شده کمتر از استاندارد فائو (FAO 1985) برای آب آبیاری (۲۰۰۰ میکروگرم برلیتر) است؛ بنابراین، تمام نمونه‌های مطالعه‌شده از نظر غلظت روی برای آبیاری مناسب هستند.

آبی دارند (Duodu et al. 2017). pH نمونه‌های رسوب بین ۷/۷ تا ۸/۵ متغیر است که از طبیعت کربناته منطقه ناشی می‌شود. درصد ماده آلی در نمونه‌های رسوب بین ۷/۸ درصد (نمونه برداشت‌شده از ایستگاه B14) و ۱۴/۷ درصد (نمونه برداشت‌شده از ایستگاه B3، محل ورود فضولات حیوانی و رواناب کشاورزی) در تغییر است. درصد زیاد ماده آلی نمونه‌ها به حضور نسبتاً زیاد مواد آلی حاصل از زمین‌های زراعی، رواناب‌های کشاورزی و پسماندهای خانگی مربوط است. برخی عناصر پیوندی قوی با ماده آلی برقرار می‌کنند و بنابراین، مقدار ماده آلی رسوب می‌تواند بر تمرکز فلزات در رسوبات بستر رودخانه تأثیر بگذارد (Al-Hejuje et al. 2018). مقدار کربنات در رسوبات رودخانه بین ۲۶ تا ۴۵/۵ درصد تغییر می‌کند که نشان‌دهنده نقش احتمالی کربنات در نگهداشت فلزات در رسوبات بستر است. زیادبودن درصد کربنات نمونه‌ها، pH خنثی تا قلیایی آن را توجیه می‌کند؛ علاوه‌براین، میزان pH تحت تأثیر مواد آلی قرار می‌گیرد؛ به‌گونه‌ای که با افزایش مواد آلی، مقدار گاز دی‌اکسیدکربن حاصل از تجزیه آن نیز افزایش می‌یابد؛ با افزایش گاز دی‌اکسیدکربن، کربنیک‌اسید بیشتری حاصل می‌شود که باعث کاهش pH می‌شود. مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه‌های رسوب بین ۳۷/۴ تا ۷۷/۳ میلی‌اکی‌والان در ۱۰۰ گرم تغییر می‌کند. بر اساس رده‌بندی متسون (Metson 1956)، مقدار CEC رسوبات رودخانه بادآور در رده ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد تا بسیار زیاد قرار می‌گیرند.

ارزیابی غلظت عناصر بالقوه سمی در رسوبات بستر رودخانه بادآور

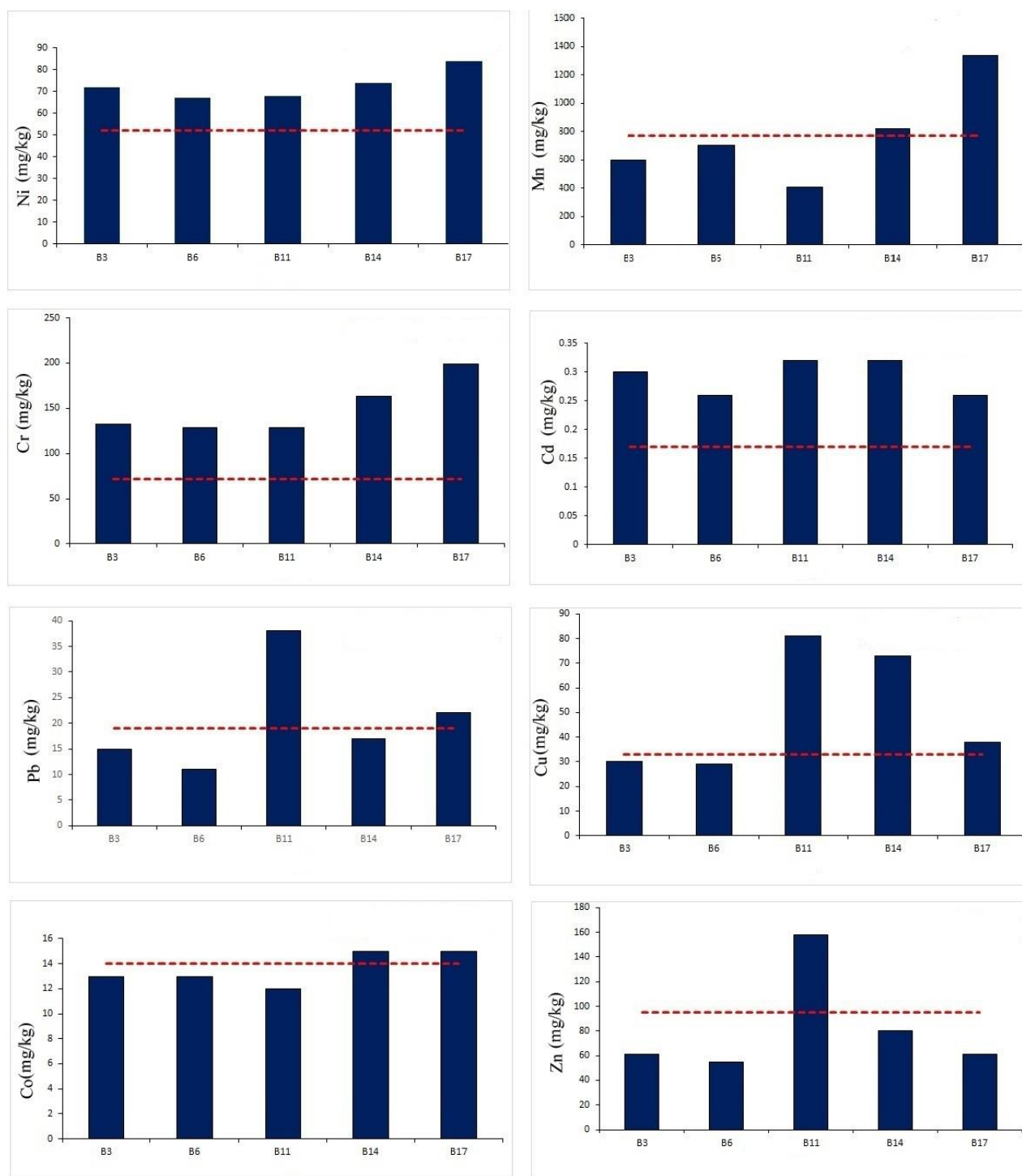
در شکل ۸، نمودار ستونی غلظت عناصر مطالعه‌شده در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در مقایسه با رسوبات جهانی میانگین ارائه شده است. اگرچه برخی فلزات سنگین مانند آهن، منگنز، کبالت، مس و روی ریزمغذی‌های ضروری برای حیوانات و گیاهان هستند، مقادیر زیاد آنها خطرناک است و آثار نامطلوبی بر سلامت موجودات زنده دارد (Moore et al. 2009). در مطالعه حاضر به‌منظور ارزیابی خطر

زیست‌محیطی بالقوه این فلزات، نتایج به‌دست‌آمده با دستورعمل‌های کیفی رسوب (SQGs) که مک‌دونالد و همکاران (MacDonald et al. 2000) تعریف کرده‌اند، مقایسه شد. مقادیر SQGs شامل دو شاخص غلظت آستانه اثر (Threshold Effect Concentration, TEC) و غلظت احتمالی اثر (Probable Effect Concentration, PEC) است و مبنای مطمئنی برای ارزیابی شرایط کیفیت رسوب در اکوسیستم‌های آبی ارائه می‌دهد؛ TEC غلظت‌هایی را نشان می‌دهد که کمتر از آنها، احتمال مشاهده آثار مضر برای آبزیان وجود ندارد و PEC غلظت‌هایی را نشان می‌دهد که بیشتر از آنها، احتمال مشاهده آثار جانبی آلاینده‌ها روی آبزیان وجود دارد (Forghani et al. 2011; Xu et al. 2017). مقایسه غلظت عناصر بالقوه سمی با مقادیر TEC و PEC (جدول ۸) نشان می‌دهد غلظت مس در سه ایستگاه آخر (B11، B14 و B17) بیش از مقدار TEC و کمتر از مقدار PEC برای این عنصر در تمام ایستگاه‌هاست. غلظت سرب و روی نیز به‌جزء در ایستگاه B11 که بیشتر از میزان TEC است، در تمام ایستگاه‌ها کمتر از مقادیر TEC و PEC است. غلظت کادمیم و آرسنیک در تمام ایستگاه‌ها کمتر از مقادیر TEC و PEC است؛ این در حالیست که غلظت کروم و نیکل در تمام ایستگاه‌ها بیشتر از مقادیر TEC و PEC است. تفسیرهای یادشده نشان می‌دهند زیستگاه رودخانه بادآور ممکن است در معرض خطر آلودگی با نیکل، کروم و مس باشد. به‌منظور ارزیابی میزان آلودگی رسوبات رودخانه بادآور به عناصر بالقوه سمی، شاخص زمین‌انباشت مولر (Igeo; Muller 1969)، ضریب غنی‌شدگی ساترلند (EF; Suterland 2000)، ضریب آلودگی هاکنسون (CF, Hakanson 1980) و درجه آلودگی اصلاح‌شده آبراهیم و آرکر (mCd; Abraham and Arker 2008) استفاده شد. این ضرایب با استفاده

از روابط ۶ تا ۹ محاسبه می‌شوند:

$$\text{رابطه ۶} \quad I_{geo} = \log \frac{(C_n)}{1.5(B_n)}$$

$$\text{رابطه ۷} \quad EF = \frac{(C_n/C_r)_{\text{sediment}}}{(C_n/C_r)_{\text{reference}}}$$



— غلظت در نمونه های مورد بررسی
 --- غلظت در میانگین رسوبات جهانی

شکل ۸- تغییرات غلظت عناصر بالقوه سمی در رسوبات رودخانه بادآور

جدول ۸ - غلظت عناصر (میلی گرم بر کیلوگرم) در نمونه‌های رسوب مطالعه شده و مقادیر این عناصر در رسوبات جهانی میانگین

ایستگاه	Pb	Cd	Cr	Zn	Ni	Mn	Cu	Co	As	U	Sc
B3	۱۵	۰/۳۰	۱۳۲	۶۱	۷۲	۵۹۶	۳۰	۱۳	۳	۹/۹	۹/۳
B6	۱۱	۰/۲۶	۱۲۹	۵۵	۶۷	۷۰۶	۲۹	۱۳	۳/۲	۶/۹	۸/۷
B11	۳۸	۰/۳۲	۱۲۹	۱۵۸	۶۸	۴۱۱	۸۱	۱۲	۲/۹	۷/۸	۷/۷
B14	۱۷	۰/۳۲	۱۶۳	۸۰	۷۴	۸۲۱	۷۳	۱۵	۳/۵	۸/۷	۱۱/۳
B17	۲۲	۰/۲۶	۱۹۹	۶۱	۸۴	۱۳۳۷	۳۸	۱۵	۲/۶	۱۰/۱	۱۰/۰
غلظت در رسوبات جهانی											
میانگین ^۱	۱۹	۰/۱۷	۷۲	۹۵	۵۲	۷۷۰	۳۳	۱۴	۷/۷	۳/۱	۱۰
غلظت آستانه اثر ^۲											
	۳۵/۸	۰/۹۹	۳۴/۴	۱۲۱	۲۲/۷	-	۳۱/۶	-	۹/۷۹	-	-
غلظت احتمالی اثر ^۲	۱۲۸	۴/۹۸	۱۱۱	۴۵/۹	۴۸/۶	-	۱۴۹	-	۳۳	-	-

1 Bowen (1979)

2 MacDonald et al. (2000)

زیاد). محاسبه‌های انجام شده نشان می‌دهند رسوبات رودخانه بادآور نسبت به سرب، نیکل، منگنز، آرسنیک و کبالت دارای غنی‌شدگی اندک در تمام ایستگاه‌ها، نسبت به کادمیم، روی و مس در ایستگاه B11 دارای غنی‌شدگی متوسط و در سایر ایستگاه‌ها دارای غنی‌شدگی اندک و نسبت به کروم در تمام ایستگاه‌ها (به‌استثنای ایستگاه B2 با غنی‌شدگی اندک) دارای غنی‌شدگی متوسط هستند. به‌طور کلی مقادیر $EF < 1/5$ نشان‌دهنده منبع طبیعی و $EF > 1/5$ نشان‌دهنده منبع انسان‌زاد عناصر در رسوبات است (Eby 2004). بر اساس این و باتوجه به شکل ۹، منشأ آلودگی کادمیم، سرب و کروم در تمام نمونه‌ها و منشأ روی، مس، منگنز و نیکل در برخی نمونه‌ها انسان‌زاد است؛ همچنین کبالت و آرسنیک منشأ طبیعی دارند. محاسبه‌های انجام شده نشان می‌دهند رسوبات نسبت به Cd، Cr و Ni در تمام ایستگاه‌ها دارای ضریب آلودگی متوسط هستند. نمونه‌های B3، B6، B11 نسبت به Mn و Co ضریب آلودگی کم و نمونه‌های B14 و B17 نسبت به این عناصر ضریب آلودگی متوسط را نشان می‌دهند. Zn در ایستگاه B11، Pb در ایستگاه‌های B11 و B17 دارای ضریب آلودگی متوسط و در سایر ایستگاه‌ها دارای ضریب آلودگی کم هستند. Cu در ایستگاه‌های B3 و B6 دارای ضریب آلودگی کم و در سایر

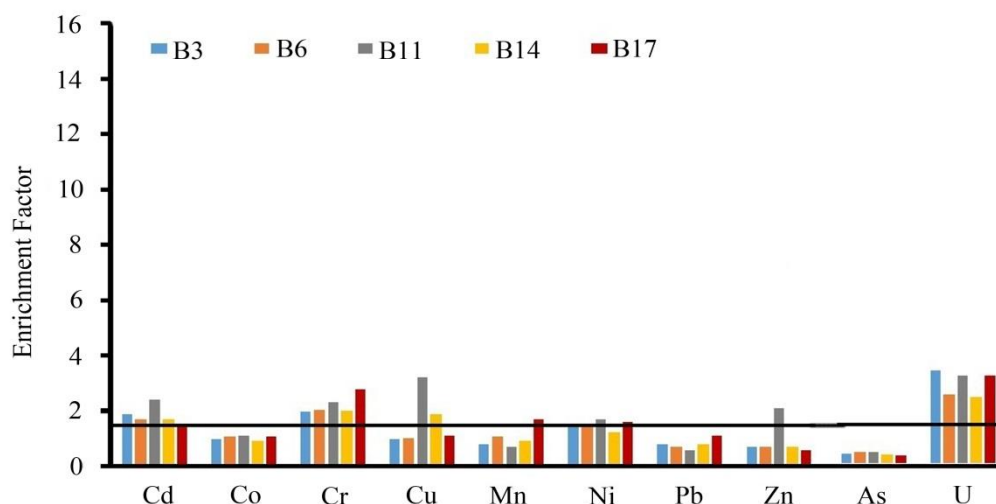
$$C_f = \frac{C_m \text{ sediment}}{C_m \text{ background}} \quad \text{رابطه ۸}$$

$$mC_d = \sum C_d \quad \text{رابطه ۹}$$

در این روابط، C_n و B_n به ترتیب نشان‌دهنده غلظت عنصر در نمونه رسوب و نمونه زمینه و C_r غلظت عنصر مرجع (اسکاندیم) است. از ترکیب رسوبات میانگین (Bowen 1979) برای ماده مرجع در محاسبه ضریب زمین‌انباشت، ضریب غنی‌شدگی و درجه آلودگی استفاده شد. نتایج محاسبه شاخص زمین‌انباشت نشان می‌دهند تمام نمونه‌های مطالعه شده نسبت به عناصر Cd و Cr در رده غیرآلوده تا آلودگی متوسط و از نظر Co و As در رده کاملاً غیرآلوده قرار می‌گیرند. نمونه B11 نسبت به عناصر سرب، روی و مس و نمونه B17 نسبت به عناصر نیکل و منگنز در رده غیرآلوده تا آلودگی متوسط و سایر نمونه‌ها (به‌جز نمونه B14 که نسبت به مس در رده غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار می‌گیرد) نسبت به این عناصر در رده کاملاً غیرآلوده قرار می‌گیرند. ساترلند (Sutherland 2000) ضریب غنی‌شدگی (EF) را به پنج گروه تقسیم کرده است: $EF < 2$ (غنی‌شدگی اندک)، $2 < EF < 5$ (غنی‌شدگی متوسط)، $5 < EF < 20$ (غنی‌شدگی درخور توجه)، $20 < EF < 40$ (غنی‌شدگی زیاد)، $EF > 40$ (غنی‌شدگی بسیار

درخور توجه)، در تمام ایستگاه‌ها در رده با درجه آلودگی بسیار زیاد قرار می‌گیرد.

ایستگاه‌ها دارای آلودگی متوسط است و As در تمام نمونه‌ها ضریب آلودگی کم را نشان می‌دهد. کیفیت رسوب بر مبنای درجه آلودگی (mC_d) به‌استثنای ایستگاه B6 (درجه آلودگی



شکل ۹- ضریب غنی‌شدگی عناصر بالقوه سمی در رسوبات بستر رودخانه بادآور

نتیجه

نتایج پژوهش حاضر نشان می‌دهند کیفیت آب و رسوبات سطحی رودخانه بادآور تحت تأثیر عوامل طبیعی و انسان‌زاد قرار دارد. مهم‌ترین عوامل طبیعی مؤثر بر کیفیت آب رودخانه عبارتند از: انحلال کانی‌های هالیت، ژیپس، انیدریت، ته‌نشست کانی‌های کلسیت، آراگونیت، دولومیت و فرایند تبادل یونی. تخلیه فاضلاب‌های شهری و پساب‌های کشاورزی از مهم‌ترین منابع انسانی آلودگی آب رودخانه (به‌ویژه برای یون فسفات و برخی فلزات سمی مانند سرب، کادمیم، کروم، مس، منگنز و روی) است. به‌طورکلی، کیفیت آب رودخانه بادآور از نظر غلظت یون‌های اصلی و نیز شاخص‌های فیزیکی- شیمیایی (pH و هدایت الکتریکی) برای مصارف آبیاری مناسب است، اما باید به‌طور ویژه به آلودگی میکروبی آب رودخانه بادآور و همچنین زیاده‌بودن غلظت عناصر سمی مانند سرب در نمونه‌های آب رودخانه در محدوده شهری توجه کرد؛ زیرا این عناصر پس از ورود به

زنجیره غذایی می‌تواند آثار جبران‌ناپذیری بر سلامت انسان داشته باشند. آلودگی رسوبات بستر رودخانه بادآور به عناصر کادمیم، سرب، کروم، روی، مس، منگنز و نیکل نشان می‌دهد زیستگاه این رودخانه در معرض تهدید قرار دارد. محاسبه ضرایب ژئوشیمیایی نشان‌دهنده منشأ عمدتاً انسان‌زاد برای سرب، کادمیم و کروم در تمام نمونه‌ها و برای روی، مس، منگنز و نیکل در نمونه‌های رسوب برداشت‌شده از محدوده شهر است. نتایج پژوهش حاضر بر لزوم مدیریت تخلیه فاضلاب‌های شهری و پساب‌های کشاورزی به رودخانه بادآور تأکید می‌کند.

سپاسگزاری

نویسندگان مقاله مراتب سپاس خود را از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه صنعتی شاهرود برای فراهم کردن امکانات انجام پژوهش حاضر ابراز می‌کنند. همچنین از هیات تحریریه نشریه و داوران محترم قدردانی می‌شود.

- Kabata-Pendias A. and Mukherjee A. B. 2007. Trace elements from soil to human. Springer Science & Business Media 550p.
- Kumar K. S. Logeshkumaran A. Magesh N. S. Godson S. and Chandrasekar N. 2015. Hydro-geochemistry and application of water quality index (WQI) for groundwater quality assessment, Anna Nagar, part of Chennai City, Tamil Nadu, India. *Applied Water Sciences*, 5: 335-343.
- Lang Y. Liu C. Zhao Zh. Li S. and Han G. 2006. Geochemistry of surface and ground water in Guiyang, China: Water/rock interaction and pollution in a karst hydrological system. *Applied Geochemistry*, 2: 887-903.
- Lorite-Herrera M. and Jimenez-Espinosa R. 2008. Impact of agricultural activity and geologic controls on groundwater quality of the alluvial aquifer of the Guadalquivir River (province of Jaen, Spain): a case study. *Environmental Geology*, 54: 1391-1402.
- MacDonald D. D. Ingersoll C. G. and Berger T. A. 2000. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 14: 39. 20-31.
- Mahdavi M.A. 1:100000 map of Nahavand Sheet. Geological Survey and Mineral Exploration of Iran.
- Malvandi H. 2017. Preliminary evaluation of heavy metal contamination in the Zarrin-Gol River sediments, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 117: 547-553.
- Markert B. 1994. Inorganic chemical fingerprinting of the environment; reference freshwater, a useful tool for comparison and harmonization of analytical data in freshwater chemistry. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 349: 697-702.
- Metson A. J. 1956. Methods of chemical analysis for soil survey samples. New Zealand Department of Scientific and Industrial Research Soil Bureau, 12: 165-175.
- Moore F. Forghani G. and Qishlsqi A. 2009. Assessment of heavy metal contamination in water and surface sediments of the maharlu saline lake, SW Iran. *Iranian Journal of Science & Technology, Transaction A*, 33: No. A1, PP. 43-55.
- Müller G. 1969. Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2, 108-118.
- Nazari H. and Shahidi A. 1997. 1:100000 map of Harsin Sheet. Geological Survey and Mineral Exploration of Iran.
- References:**
- Abraham G. M. S. and Arker R. J. 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136: 227-238.
- Al-Hejuje M. M. Al-Saad H. T. and Hussain N. A. 2018. Application of geo-accumulation index (I-geo) for assessment the sediments contamination with heavy metals at Shatt Al-Arab River-Iraq. *Journal of Scientific and Engineering Research*, 5: 342-351.
- Bhuyan Md. S. Abu Bakar M. Akhtara A. Hossain M. B. Alid M. M. and Islama Md. Sh. 2017. Heavy metal contamination in surface water and sediment of the Meghna River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 8: 273-279.
- Bowen H. J. M. 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press 333p.
- Chidya R. C. G. Sajidu S. M. I. Mwatseteza J. F. and Masamba W. R. L. 2011. Evaluation and assessment of water quality in Likangala River and its catchment area. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36: 865-871.
- Das B. K. 2005. Environmental pollution impact on water and sediments of Kumaun lakes, Lesser Himalaya, India: a comparative study. *Environmental Geology*, 49: 230-239.
- Duodu G. O. Goonetilleke A. and Ayoko G. A. 2017. Potential bioavailability assessment, source apportionment and ecological risk of heavy metals in the sediment of Brisbane River stuary, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 117: 523-531.
- Eby G. N. 2004. *Principles of Environmental Geochemistry*, THOMSON, 571 p.
- FAO 1985. *Water quality for agriculture*. Food and Agriculture organization, Rome, Italy, 174p.
- Forghani G. Moore F. and Qishlsqi A. 2011. The Concentration and partitioning of Heavy Metals in Surface Sediments of the Maharlu Lake, SW Iran. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 21: 872-888.
- Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Pollution Control Federation*, 37: 300-306.
- Horton R. K. 1956. An index number system for rating water quality. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 37: 300-306.
- Hounslow A.W. 1995. *Water quality data: Analysis and interpretation*, CRC-Press, 1st edition, 416 P.

- Zhang Zh. Tao F. Du J. Shi P. Yu D. Meng Y. and Sun Y. 2010. Surface water quality and its control in a river with intensive human impacts-a case study of the Xiangjiang River, China. *Journal of Environmental Management*, 91: 2483-2490.
- Nelson D. W. and Sommers L. E. 1996. Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 677 S. Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA. Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods-SSSA Book Series no. 5.
- Ravikumar P. and Somashekar R. K. 2011. A geochemical assessment of coastal groundwater quality in the Varahi river basin, Udupi District, Karnataka State, India, *Arabian Journal of Geosciences*, 30: 51-74.
- Selinus O. 2005. *Essentials of Medical Geology*, Springer Science+Business Media.
- Shafie N. A. Aris A.Z. and Haris H. 2014. Geoaccumulation and distribution of heavy metals in the urban river sediment. *International Journal of Sediment Research*, 29: 368-377.
- Suthar S. Nema A. K. Chabukdhara M. and Gupta S.K. 2009. Assessment of metals in water and sediments of Hindon River, India: Impact of industrial and urban discharges. *Journal of Hazardous Materials*, 171: 1088-1095.
- Sundaray S. K. Nayak B. B. and Bhatta D. 2009. Environmental studies on river water quality with reference to suitability for agricultural purposes: Mahanadi river estuarine system, India – a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155: 227-243.
- Sutherland R.A. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39: 611-627.
- US EPA 1998 Test methods for evaluating solid waste. Method 9081A, Washington, D.C.
- USEPA 1998. Test Methods for Evaluating Soil Waste, Method 9045D EPA, Washington, D.C.
- Vasanthavigar M. Srinivasamoorthy K. Vijayaragavan K. Rajiv Ganthi R. Chidambaram S. Anandhan P. Manivannan R. and Vasudevan S. 2010. Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 171: 595–609.
- WHO 2011. *Guidelines for drinking-water quality*, Third Edition, Volume 1: Recommendations.
- Xu F. Liu Z. Cao Y. Qio L. Feng J. Xu F. and Tian X. 2017. Assessment of heavy metal contamination in urban river sediments of the Jiaozhou Bay catchment, Qingdao, China. *Catena*, 150: 9–16.
- Zhang B. Song X. Zhang Y. Han D. Tang Ch. Yu Y. and Ma Y. 2012. Hydrochemical characteristics and water quality assessment of surface water and groundwater in Songnen plain, Northeast China. *Water Research*, 46: 2737-2748.

