



Research Article

OPEN ACCESS

Kharazmi Journal of Earth Sciences

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

Optimization of groundwater quality monitoring network in the Rafsanjan aquifer using geostatistical kriging algorithm and vulnerability mapping

Majid Dashti Barmaki ¹, Amir Saberinasr ^{2*}, Zahra Yazdani Noori ³

1. PhD, Expert of Sahel Omid Iranian Consulting Engineers, Tehran, Iran.

2. Assistant Professor, Department of Geology, Faculty of Earth Sciences, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran.

3. MSc, Department of Applied Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University, Tehran, Iran.

Article info

Article history

Received: 24 February 2024

Accepted: 04 March 2024

Keywords:

Monitoring network,
Rafsanjan aquifer, DRASTIC,
Kriging.



Abstract

Spatial distribution of groundwater quality data and a reasonable monitoring network, which are usually collected from monitoring wells, are required for the management of groundwater resources. However, since the maintenance cost of groundwater monitoring networks is extremely high, an optimal design of those is necessary. This study aimed to find a qualitatively optimal monitoring network with a minimum number of wells in the Rafsanjan aquifer so that it could provide sufficient spatial distribution in terms of groundwater quality. For this purpose, electrical conductivity (EC) was selected as a quality parameter in the design of the monitoring network in this study. In the first step, to identify the risk and assess the vulnerability of the aquifer, the DRASTIC method was used. Then, the average Kriging standard deviation was used as a criterion for the determination of network density, and the GIS-based approach was analyzed. In this step, semi-variograms were tested to ascertain the best-fitted model accuracy measures, average standard error, root mean square error, and root mean square standardized error. The results showed that the spherical model is more reliable than other models due to the root mean square standardized error (RMSSE) being close to one, the average standard error (ASE) being close to the root mean square error (RMSE), and the less RMSE than other models. Also, based on cross-validation of data and a quality monitoring map resulting from the overlap of prediction and standard error maps with the DRASTIC map, 60 wells were sufficient as groundwater quality monitoring stations for the Rafsanjan aquifer. Removing 10 wells in different parts of the aquifer and adding 6 wells in the northwest of the aquifer will help to complete the quality monitoring network.

Introduction

Optimization based on the proper spatial distribution of groundwater quality data (qualitative monitoring wells) is one of the important pillars of water resource management (Mogheir et al., 2009). Considering that it is not possible to sample all

water sources in qualitative studies of groundwater due to time, place, and economic conditions, optimizing the well network is suggested (Reed and Kollat, 2013). Among the solutions to optimize the monitoring network, the use of estimation methods including certain interpolations and

DOI <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.9.2.107131>

*Corresponding author: Amir Saberinasr; E-mail: a.saberinasr@scu.ac.ir

How to cite this article: Dashti Barmaki, M., Saberinasr, A., Yazdani Noori, Z., 2024. Optimization of groundwater quality monitoring network in the Rafsanjan aquifer using geostatistical kriging algorithm and vulnerability mapping. Kharazmi Journal of Earth Sciences 9(2), 277-306. <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.9.2.107131>



geostatistics is suggested, and the second method is a better method due to the use of statistical functions instead of mathematical functions. (Karami et al., 2018). Various researchers have used geostatistical methods, such as kriging, in the optimization of the monitoring network, including Yeh et al., 2006; Baalousha, 2010; Jabbari, 2012; Sheikhy Narany et al., 2014; Gharbia et al., 2016; Abdollahi Mansourkhani et al., 2019 and Gladish et al., 2023.

The current study includes investigating the status of groundwater quality in the Rafsanjan aquifer, investigating the existing monitoring network, and its optimization. According to this, the DRASTIC method is proposed to determine the initial conditions of the aquifer in terms of the groundwater quality of the region. In the next step, the final map of groundwater quality monitoring is obtained by overlapping the DRASTIC map with the prediction and the standard error maps, which are prepared by using the methods of different kriging models in the Arc Map environment. The goals pursued in this research include determining the minimum monitoring points with removing additional monitoring points and adding new monitoring points, and finally suggesting monitoring frequency (monitoring time intervals).

Materials and Methods

Study area and data resources

The research area, known as Rafsanjan, is situated in southeastern Iran in the province of Kerman and the Kavir-e-Deranjir watershed. Qualitative data from 59 wells in the Rafsanjan aquifer from 2018 to 2019, along with information from 7 surrounding

aqueducts, are used to refine the qualitative zoning.

Methods

DRASTIC is a model that considers the main hydrological and geological factors with a potential impact on aquifer pollution. Its acronym stands for D—depth to groundwater, R—recharge rate, A—aquifer, S—soil, T—topography, I—vadose zone's impact, and C—aquifer's hydraulic conductivity (Aller et al., 1987). On the other hand, using geostatistics to prepare predictions and standard error models is an appropriate method. In the current study, the DRASTIC method is proposed to determine the initial conditions of the aquifer in terms of the groundwater quality of the region. Then, by testing different geostatistical kriging models and choosing the best model, the prediction and the standard error maps have been obtained. Finally, by combining these three maps, the minimum monitoring points have been determined, along with removing additional monitoring points and adding new monitoring points, and finally suggesting monitoring frequency (monitoring time intervals).

Results and Discussion

According to the DRASTIC map, the vulnerability potential in the north of Rafsanjan city and also in the west of the study area (around Kashkoiyeh) is higher than the rest of the plain (Fig. 1). Based on expert judgment and the AHP method, the highest weight of the effective parameters in the DRASTIC method is given to the items of depth to water and impact of the vadose zone media, and the lowest to the topographic slope.

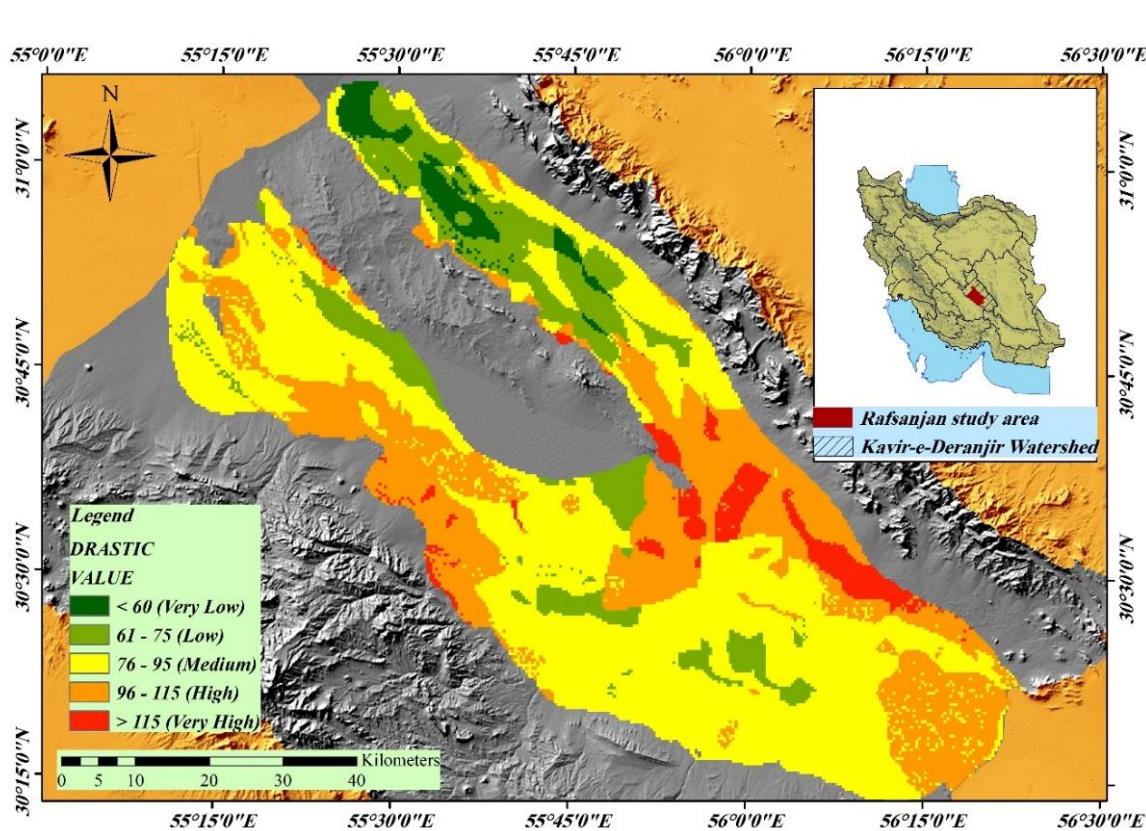


Fig. 1. Aquifer vulnerability map based on DRASTIC model

The results of the test of normality for deciding the measures of central tendency and statistical methods for data analysis showed that the data does not follow a normal distribution. Therefore, a logarithmic transformation was used to normalize the data. In the current study, we applied the method of weighted jackknife kriging (WJK) to fit the various variogram models to the data. These models were circular, spherical, tetraspherical, Gaussian, hole effect, exponential, rational quadratic, K-Bessel, J-Bessel, and stable. The results showed that the spherical model with a reduced lag size in ordinary kriging is more reliable due to the the root mean square standardized error (RMSSE) being close to one, the average standard error (ASE) being close to the root mean square error (RMSE),

and also the RMSE being less than the other models.

In areas with a high value of the standard error, it is necessary to add sampling points to this area. Accordingly, six wells, areas in the northwest of the aquifer, are proposed as the locations of the added stations (exploitation wells) for qualitative monitoring of groundwater resources (Fig. 2). Also, in the areas with a high DRASTIC index, it is necessary to take more frequent samples (northwest region). Based on the investigations, the frequency of the main ions and electrical conductivity are suggested in the form of six-month periods (wet and dry seasons). On the other hand, areas with lower values of standard error of prediction and DRASTIC index are less important areas, and the number of sampling points in these areas

can be reduced. Accordingly, based on data cross validation, 10 wells can be removed from the monitoring network (Fig. 2).

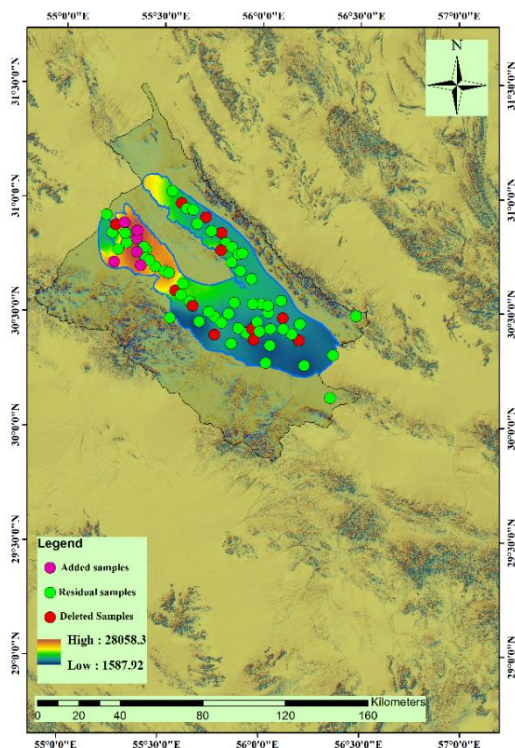


Fig.2. Optimization design of quality monitoring network in the Rafsanjan aquifer

Conclusions

The current study emphasizes the use of operator criteria such as RMSE, ASE, and RMSSE in geostatistical methods instead of complex mathematical decision-making. Accordingly, to optimize the groundwater monitoring network in the Rafsanjan aquifer, electrical conductivity data from 59 wells and 7 aqueducts during the water year 2018–2019 have been used. By means of cross validation and overlap of DRASTIC, standard error, and prediction maps, 10 points were removed from the current quality monitoring network and 6 points (in the northwest of the aquifer) were added to it.

References

- Abdollahi Mansourkhani, M., Mohammadzade, H., Amini, M., Azizi, F., 2019. Assessment of Groundwater Quality Spatial Distribution and Appointment Optimize Network of Shahrkord Plain Aquifer Using Geostatistical Methods. *Watershed Management Research Journal* 32(2), 60-78. doi: 10.22092/wmej.2019.123678.1159
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., Petty, R. J., Hackett, G., 1987. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. US Environmental Protection Agency. Washington, DC, 455.
- Baalousha, H., 2010. Assessment of a groundwater quality monitoring network using vulnerability mapping and geostatistics: A case study from Heretaunga Plains, New Zealand, *Agricultural Water Management* 97, 240-246.
- Gharbia, A., Gharbia, S., Abushbak, T., Wafi, H., Aish, A., Zelenakova, M., Pilla, F., 2016. Groundwater Quality Evaluation Using GIS Based Geostatistical Algorithms. *Journal of Geoscience and Environment Protection* 4, 89-103. doi: 10.4236/gep.2016.42011.
- Gladish, DW., Pagendam, DE., Janardhanan, S., Gonzalez, D., 2023. Geostatistical based optimization of groundwater monitoring well network design. *Frontiers in Earth Science*. 11: 2296-6463. doi: 10.3389/feart.2023.1188316.
- Jabbari, M., 2012. Optimization of groundwater quality monitoring network in Birjand plain using combined geostatistics-Fuzzy methods. MSc Thesis, Kharazmi University. (in Persian)
- Karami, S., Madani, H., Katibeh, H., Marj, AF., 2018. Assessment and modeling of the groundwater hydrogeochemical quality parameters via geostatistical approaches. *Applied Water Science* 8(1), 23-36.
- Mogheir, Y., De Lima, J.L.M.P., Singh, V. P., 2009. Entropy and Multi-Objective based approach for groundwater quality monitoring network assessment and redesign. *Journal of Water Resources Management* 23(8), 1603-1620.



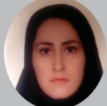
Reed, P.M., Kollat, J.B., 2013. Visual analytics clarify the scalability and effectiveness of massively parallel many-objective optimization: a groundwater monitoring design example, *Advances in Water Resources* 56, 1-13.

Sheikhy Narany, T., Ramli, M.F., Aris, A.Z., Sulaiman, W.N.A., Fakharian, K., 2014. Spatial Assessment of Groundwater Quality Monitoring Wells Using Indicator Kriging and

Risk Mapping, Amol-Babol Plain, Iran. *Water* 2014, 6, 68-85. <https://doi.org/10.3390/w6010068>

Yeh, MS., Lin, YP., Chang, L.C., 2006. Designing an optimal multivariate geostatistical groundwater quality monitoring network using factorial kriging and genetic algorithms. *Environmental Geology* 50, 101-121. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0190-8>

CRedit authorship contribution statement

 Majid Dashti Barmaki	Methodology, Software, Writing -Original Draft, Formal analysis
 Amir Saberinasr	Conceptualization, Data Curation, Formal analysis, Writing -Review & Editing, Supervision
 Zahra Yazdani Noori	Writing - Review & Editing, Resources



بهینه‌سازی شبکه پایش کیفیت آب زیرزمینی آبخوان رفسنجان با استفاده از الگوریتم زمین‌آماری کریجینگ و نقشه آسیب‌پذیری

مجید دشتی برمکی^۱، امیر صابری نصر^{۲*}، زهرا یزدانی نوری^۳

۱. دکتری، کارشناس شرکت مهندسی مشاور ساحل امید ایرانیان، تهران، ایران.
۲. استادیار، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.
۳. کارشناسی ارشد، گروه زمین‌شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران.

اطلاعات مقاله	چکیده
<p>تاریخچه مقاله دریافت: ۱۴۰۲/۱۲/۰۵ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۲/۱۴</p> <p>واژه‌های کلیدی شبکه پایش، آبخوان رفسنجان، دراستیک، کریجینگ.</p> 	<p>توزیع مکانی داده‌های کیفیت آب زیرزمینی و شبکه پایش منطقی که معمولاً از چاه‌های پایش جمع‌آوری می‌شود، برای مدیریت منابع آب زیرزمینی مورد نیاز است. با این حال، از آنجایی که هزینه نگهداری شبکه‌های پایش آب زیرزمینی بسیار زیاد است، طراحی بهینه آن‌ها ضروری است. این مطالعه با هدف یافتن یک شبکه پایش بهینه کیفی با حداقل تعداد چاه در آبخوان رفسنجان انجام شد تا بتواند توزیع فضایی کافی را از نظر کیفیت آب زیرزمینی فراهم کند. برای این منظور، هدایت الکتریکی به عنوان پارامتر کیفی در طراحی شبکه پایش در این مطالعه انتخاب شد. در مرحله اول، برای شناسایی ریسک و ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان از روش DRASTIC استفاده شد. سپس میانگین انحراف معیار کریجینگ به عنوان معیاری برای تعیین چگالی شبکه مورد استفاده قرار گرفت و رویکرد مبتنی بر GIS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. در این مرحله، نیم‌تغییرنماها برای تعیین بهترین معیارهای دقت مدل، میانگین خطای استاندارد (ASE)، خطای ریشه میانگین مربعات (RMSE) و خطای ریشه میانگین مربعات استاندارد شده (RMSSE) مورد آزمایش قرار گرفتند. نتایج نشان داد که مدل گروهی به دلیل RMSSE نزدیک به یک، ASE نزدیک به RMSE و RMSE کمتر، از سایر مدل‌ها قابل اعتمادتر است. همچنین بر اساس اعتبارسنجی متقاطع داده‌ها و نقشه پایش کیفی حاصل از همپوشانی نقشه‌های پیش‌بینی و خطای استاندارد با نقشه دراستیک، ۶۰ حلقه چاه به‌عنوان ایستگاه پایش کیفیت آب زیرزمینی برای سفره آب رفسنجان کافی بود. حذف ۱۰ حلقه چاه در بخش‌های مختلف آبخوان و افزودن ۶ حلقه چاه در شمال غرب آبخوان به تکمیل شبکه پایش کیفی کمک می‌کند.</p>

مقدمه

برای داشتن بهترین ترکیب در بین ایستگاه‌های موجود بهینه‌سازی نام دارد (Mogheir et al., 2009). بهینه‌سازی در بسیاری از پروژه‌ها سبب کاهش

فرآیند نظارتی همراه با طرحی علمی و پویا بر مبنای مشاهده، اندازه‌گیری، نمونه‌برداری و ارزیابی نتایج و ثبت آن، تحت عنوان پایش و تصمیم‌گیری

DOI <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.9.2.107131>

*نویسنده مسئول: امیر صابری نصر a.saberinasr@scu.ac.ir

استناد به این مقاله: دشتی برمکی، م.، صابری نصر، ا.، یزدانی نوری، ز. (۱۴۰۲) بهینه‌سازی شبکه پایش کیفیت آب زیرزمینی آبخوان رفسنجان با استفاده از الگوریتم زمین‌آماری کریجینگ و نقشه آسیب‌پذیری. مجله علوم زمین خوارزمی.

جلد ۹، شماره ۲، صفحه ۲۷۷ تا ۳۰۶. <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.9.2.107131>



هزینه‌های پایش و هدفمندسازی آن می‌گردد. بنابراین، طراحی شبکه پایش کمی - کیفی به‌ویژه در خصوص منابع آب باید بر اساس اهداف مشخص و از پیش معین باشد. در میان پایش منابع آبی، پایش کیفی آب زیرزمینی به سبب اهمیت آن در بهره‌برداری صحیح و واکنش زمان‌بر نسبت به آلاینده‌ها از اهمیت فوق‌العاده‌ای برخوردار است. به عبارتی دیگر، با توجه به اینکه امکان نمونه‌برداری از تمام منابع آب در مطالعات کیفی آب زیرزمینی به سبب شرایط زمانی، مکانی و اقتصادی امکان‌پذیر نیست؛ بهینه‌سازی شبکه پایش پیشنهاد می‌گردد (Jørgensen and Stockmarr, 2008; Morgenstern and Daughney, 2012; Reed and Kollat, 2013). یک شبکه پایش بهینه می‌تواند نمونه‌برداری را در یک سیستم آب زیرزمینی به‌گونه‌ای تعیین کند که حداقل تعداد نقاط، نماینده شرایط کمی و کیفی آبخوان باشد (Baalousha, 2010).

روش‌های مختلفی ریاضی و آماری جهت بهینه‌سازی شبکه پایش وجود دارد که در ادامه به برخی اشاره شده است. نمونه‌برداری بهینه برای پایش کیفیت آب زیرزمینی با استفاده از یک مدل عدد صحیح مختلط (MIP) از طریق کمینه کردن واریانس خطای تخمین و با شرط محدودیت منابع در ایالت اوهایو آمریکا حاکی از نقش تابع هدف، محدودیت منابع، فرآیندهای حمل و نقل و شرایط هیدروژئولوژیک در طراحی شبکه نظارت بر کیفیت آب زیرزمینی بود (Loaiciga, 1989). لیچ و همکاران

هزینه‌های پایش و هدفمندسازی آن می‌گردد. بنابراین، طراحی شبکه پایش کمی - کیفی به‌ویژه در خصوص منابع آب باید بر اساس اهداف مشخص و از پیش معین باشد. در میان پایش منابع آبی، پایش کیفی آب زیرزمینی به سبب اهمیت آن در بهره‌برداری صحیح و واکنش زمان‌بر نسبت به آلاینده‌ها از اهمیت فوق‌العاده‌ای برخوردار است. به عبارتی دیگر، با توجه به اینکه امکان نمونه‌برداری از تمام منابع آب در مطالعات کیفی آب زیرزمینی به سبب شرایط زمانی، مکانی و اقتصادی امکان‌پذیر نیست؛ بهینه‌سازی شبکه پایش پیشنهاد می‌گردد (Jørgensen and Stockmarr, 2008; Morgenstern and Daughney, 2012; Reed and Kollat, 2013). یک شبکه پایش بهینه می‌تواند نمونه‌برداری را در یک سیستم آب زیرزمینی به‌گونه‌ای تعیین کند که حداقل تعداد نقاط، نماینده شرایط کمی و کیفی آبخوان باشد (Baalousha, 2010).

روش‌های مختلفی ریاضی و آماری جهت بهینه‌سازی شبکه پایش وجود دارد که در ادامه به برخی اشاره شده است. نمونه‌برداری بهینه برای پایش کیفیت آب زیرزمینی با استفاده از یک مدل عدد صحیح مختلط (MIP) از طریق کمینه کردن واریانس خطای تخمین و با شرط محدودیت منابع در ایالت اوهایو آمریکا حاکی از نقش تابع هدف، محدودیت منابع، فرآیندهای حمل و نقل و شرایط هیدروژئولوژیک در طراحی شبکه نظارت بر کیفیت آب زیرزمینی بود (Loaiciga, 1989). لیچ و همکاران

بخش غیراشباع آبخوان انتاریو (کانادا) و از مدل آنتروپی دوگانه - بهینه‌سازی چند هدفه (DEMO) برای تعیین حداکثر محتوای اطلاعات و حداقل اطلاعات مشترک بین چاه‌های پایش استفاده کردند. استفاده از مدل عددی مبتنی بر داده‌های میدانی برای شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی در آبخوان (Qi et al., 2017) نشان داد که اکسیژن محلول مفیدترین شاخص کیفیت آب در حصول اطمینان از نمونه‌برداری از آب زیرزمینی در مقایسه با کدورت، pH، هدایت ویژه، پتانسیل اکسایش - کاهش و دما است. سانگ و همکاران (Song et al., 2019) یک چارچوب بهینه‌سازی تصادفی دو مرحله‌ای شامل کمی‌سازی عدم قطعیت با استفاده از یک مدل جایگزین ارزان برای ارزیابی و یک الگوریتم ممتیک نوین چندهدفه اپسیلون (ε-MONMA) برای طراحی شبکه توسعه دادند. به عقیده آن‌ها چارچوب بهینه‌سازی تصادفی توسعه‌یافته یک ابزار محاسباتی کارآمد و امیدوارکننده برای طراحی چند هدفه شبکه پایش آب زیرزمینی تحت عدم قطعیت است.

در میان تمامی روش‌های بهینه‌یابی شبکه پایش و به اذعان بسیاری از کارشناسان، بهترین راه‌حل مربوط به روش‌های تخمینی از جمله درون‌یابی از انواع مختلف معین (روش‌های ریاضی) و زمین‌آماری (کریجینگ) است (Abdollahi Mansourkhani et al., 2019). روش دوم (زمین‌آماری)، روش مناسب‌تری است چرا که علاوه بر استفاده از توابع ریاضی، از توابع آماری نیز بهره می‌گیرد (Karami et

مقیاس منطقه‌ای در خلیج هاوک نیوزلند پیشنهاد شده است (Baalousha, 2010). بهینه‌سازی شبکه پایش کیفی آب‌های زیرزمینی دشت بیرجند با استفاده از روش‌های ترکیبی زمین‌آمار- فازی و ارتباط آن با روش دراستیک توسط جباری (Jabbari, 2012) انجام شده است. توسعه رویکردی جدید برای شناسایی مناطق با خطر بالای آلودگی نیترات با استفاده از روش US-EPA DRASTIC برای دشت آمل-بابل (ایران) توسط شیخی نرانی و همکاران (Sheikhy Narany et al., 2014) انجام شده است. ارائه یک مرور کلی برای ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی در منطقه نوار غزه به‌عنوان مطالعه موردی برای استفاده از توزیع مکانی کیفی آب (مدل WQI) با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی و الگوریتم‌های زمین‌آماري کریجینگ از جمله اهداف مطالعه قربیا و همکاران (Gharbia et al., 2016) بود. همچنین، تغییرات متغیرهای کیفی آب زیرزمینی دشت شهرکرد در مقیاس مکانی با استفاده از روش کریجینگ بررسی و شبکه بهینه پایش تراز سطح ایستابی ارزیابی شده است و بر اساس آن پیشنهاد شده است که برای به دست آوردن شبکه بهینه پایش حذف ۶ چاه از ۳۵ چاه مشاهده‌ای و افزودن ۱۱ چاه بهینه است (Abdollahi Mansourkhani et al., 2019). گالدیش و همکاران (Gladish et al., 2023)، در طراحی یک شبکه پایش آب زیرزمینی در منطقه نامویی استرالیا با هدف نظارت بر کیفیت آب زیرزمینی در یک سفره آرتزین، استفاده از روش کریجینگ زمین‌آماري برای درون‌یابی تعداد زیادی از

(al., 2018). در طول چند دهه گذشته پیشرفت‌های قابل‌توجهی در مقوله بهینه‌سازی شبکه کیفی آب زیرزمینی صورت گرفته است؛ به شرحی که نظر کمیته طراحی شبکه پایش کیفیت آب زیرزمینی این است که با ادامه پیشرفت‌ها در هیدروژئوشیمی، هیدرولوژی آب‌های زیرزمینی، و تحلیل خطر و زمین‌آمار، روش‌های طراحی شبکه پایش کیفیت آب‌های زیرزمینی بهبود و اصلاح خواهند شد (Loaiciga et al., 1992). به عقیده دسباراتس و همکاران (Desbarats et al., 2002) استفاده از روش کریجینگ به همراه متغیر کمکی مدل ارتفاعی، نتایج بهتری جهت تخمین تراز آب زیرزمینی در ایالت تورنتو (کانادا) را ارائه داده است. همچنین دیوداتو و چکرلی (Diodato and Ceccarelli, 2004) معتقد است روش کریجینگ ساده می‌تواند نتایج مؤثرتری را در تخمین و شبیه‌سازی داده‌های مؤثر بر جریان آب زیرزمینی در ایالت کلرادو آمریکا ارائه دهد. یه و همکاران (Yeh et al., 2006)، یک رویکرد جدید برای طراحی یک شبکه پایش کیفیت زمین‌آماري چند متغیره بهینه با استفاده از کریجینگ را ارائه نمودند. فتوانی و همکاران (Fetouani et al., 2008) معتقد بودند که روش مناسب برای درون‌یابی داده‌های کیفی در تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی کیفی آب زیرزمینی دشت تریفا در مراکش روش کریجینگ معمولی بود. پس‌از آن، یک روش جدید ترکیبی از نقشه‌برداری آسیب‌پذیری و زمین‌آمار برای کمک به تعریف کارآمدترین شبکه پایش کیفیت آب زیرزمینی در

هدف مطالعه بررسی وضعیت کیفیت آب زیرزمینی در آبخوان رفسنجان، بررسی شبکه پایش موجود و بهینه‌سازی آن است. بهره‌برداری بی‌رویه از آبخوان رفسنجان سبب افت تراز آب زیرزمینی، فرونشست زمین و کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی شده است. نگاهی گذرا به این آبخوان نشان می‌دهد همانند سایر نقاط کشور، تعداد و پراکندگی شبکه چاه‌های این آبخوان الگوی مناسبی ندارد و توزیع نامناسب آن‌ها، منجر به پیش‌بینی‌های غلط و درون‌یابی با خطای بالا از شرایط کیفی آب زیرزمینی خواهد شد. بنابراین، در این مطالعه، بر بهینه‌سازی کیفی منابع آب زیرزمینی در آبخوان رفسنجان تأکید شده است. جهت آگاهی از شرایط اولیه کیفیت آب زیرزمینی منطقه، استفاده از شاخص آسیب‌پذیری دراستیک مفید خواهد بود. سپس با روش‌های مختلف زمین‌آماری در محیط Arc Map، نقشه‌های پیش‌بینی و خطای استاندارد با نقشه دراستیک نهایی تلفیق شده و همپوشانی نهایی به دست می‌آید. با توجه به پیشینه تحقیق و اهمیت روش‌های زمین‌آماری، استفاده از مدل‌های مختلف کریجینگ در دستور کار قرار گرفت. اهداف دنبال شده در این تحقیق مشتمل بر تعیین حداقل نقاط پایش، حذف نقاط پایش اضافی، افزودن نقاط پایش جدید و در نهایت پیشنهاد تواتر پایش (فواصل زمانی پایش) هستند.

مواد و روش‌ها

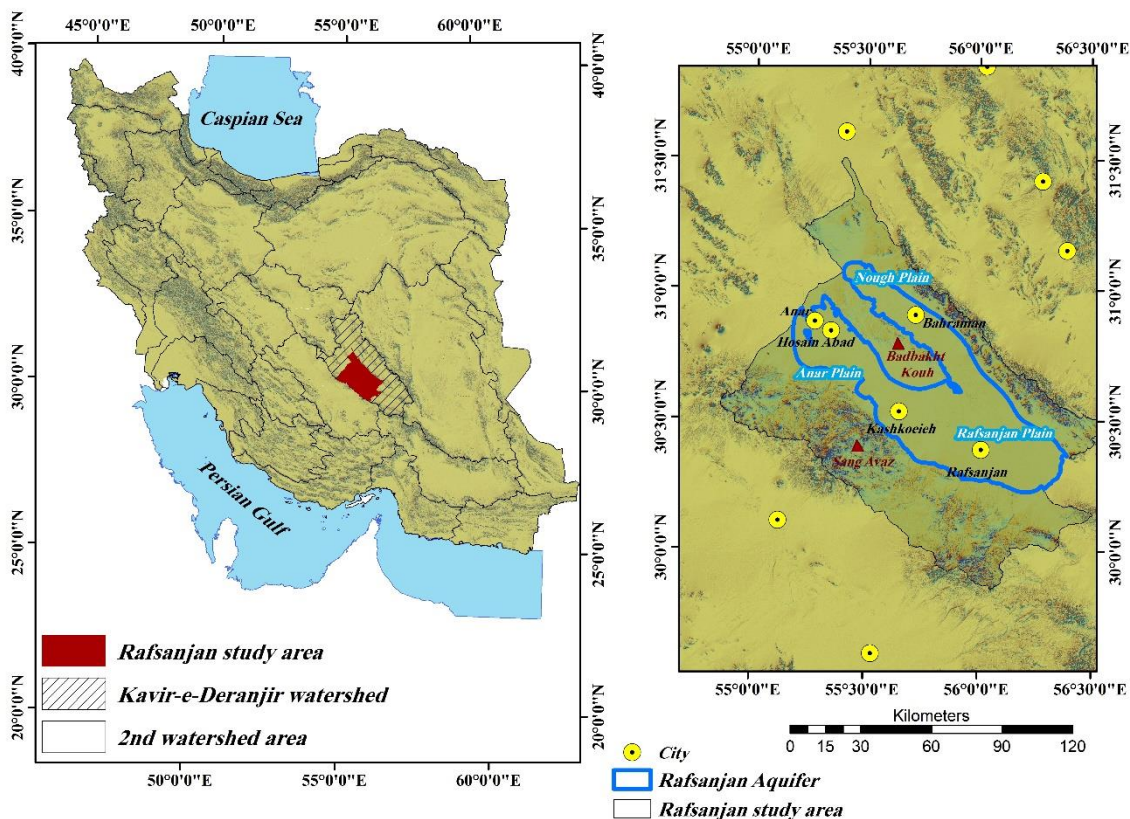
محدوده مطالعاتی

پارامترهای کیفیت آب زیرزمینی، ادغام مقادیر پیش‌بینی‌شده و استفاده از الگوریتم تکامل دیفرانسیل برای تعیین مکان‌های بهینه حفر گمانه و کاهش عدم قطعیت را پیشنهاد نمودند. در ارزیابی عملکرد شبکه پایش موجود کیفیت آب‌های زیرزمینی بحرین و بهینه‌سازی مکانی آن با استفاده از روش زمین‌آماری کریجینگ، افزایش تعداد نقاط مشاهده از ۱۵ حلقه چاه تحت نظارت فعلی به ۹۱ حلقه مطرح شد (Al-Zubari et al., 2023).

فرآیند پایش، انواع مختلف پایه (Baseline Monitoring)، اثر (Impact Monitoring)، روند (Trend Monitoring) و سازگاری (Compliance Monitoring) را در خود جای می‌دهد که هر کدام شرایط خاص خود را داراست و با هدف خاصی انجام می‌گیرد (Nielsen, 2006). ساده‌ترین نوع پایش را پایش پایه (Baseline Monitoring) می‌نامند که در آن، سطوح اولیه پارامترها در منبع آب مشخص شده و به منظور شناخت شرایط کیفیت آب در یک محدوده جغرافیایی معین انجام می‌شود. پایش اثر حاکی از اثر فعالیت‌های مختلف بر کیفیت آب و بررسی روند تأثیرپذیری محیط در اثر ورود آلاینده‌ها ناشی از فعالیت‌های انسانی و وقایع طبیعی است. پایش روند نیز نشان‌دهنده تشخیص تغییرات احتمالی کیفیت آب در طول زمان تحت تأثیر عوامل مختلف است. در نهایت، پایش سازگاری مشتمل بر اطمینان از انطباق کیفیت آب با الزامات قانونی یا نیازمندی‌های کاربران آب است (Nielsen, 2006). در این مطالعه پایش پایه مدنظر خواهد بود.

کوه را دور می‌زند. این دشت از شرقی‌ترین قسمت مورد مطالعه (کبوتر خان) تا حدود ۲۰ کیلومتری شهرستان رفسنجان به صورت یکپارچه دیده می‌شود ولی از محل فوق، بدبخت‌کوه با جهت‌گیری شمال غرب - جنوب شرق در قسمت میانی دشت ظاهر شده و آن را به دو نیمه شمالی و جنوبی تفکیک می‌کند. دشت موجود در شمال بدبخت‌کوه را می‌توان دشت نوق و بخش جنوبی را دشت انار نامید. بخش شرقی نیز رفسنجان نام دارد. به‌طور کلی مجموع این سه دشت را دشت رفسنجان نامیده‌اند.

آبخوان رفسنجان در محدوده مطالعاتی با همین نام در حوضه آبریز درجه دوم کویر درانجیر و در استان کرمان واقع شده است (شکل ۱). دشت رفسنجان توسط دو رشته‌کوه موازی احاطه گردیده است. رشته شمال شرقی شامل کوه‌های حاجی‌آباد، گردو، کوه سرخ، حصن و کوه نو و رشته جنوب غربی که شامل کوه‌های پنج‌خرد، سنگ آواز، تزرج، ده‌حاجی، کلاته و محمدآباد هست. آبخوان رفسنجان بین کوه‌های تزرج و سرخ در جنوب غرب، بدبخت‌کوه در بخش میانی و کوه نو در شمال شرق احاطه شده است. در واقع این آبخوان به صورت نعل اسبی بدبخت



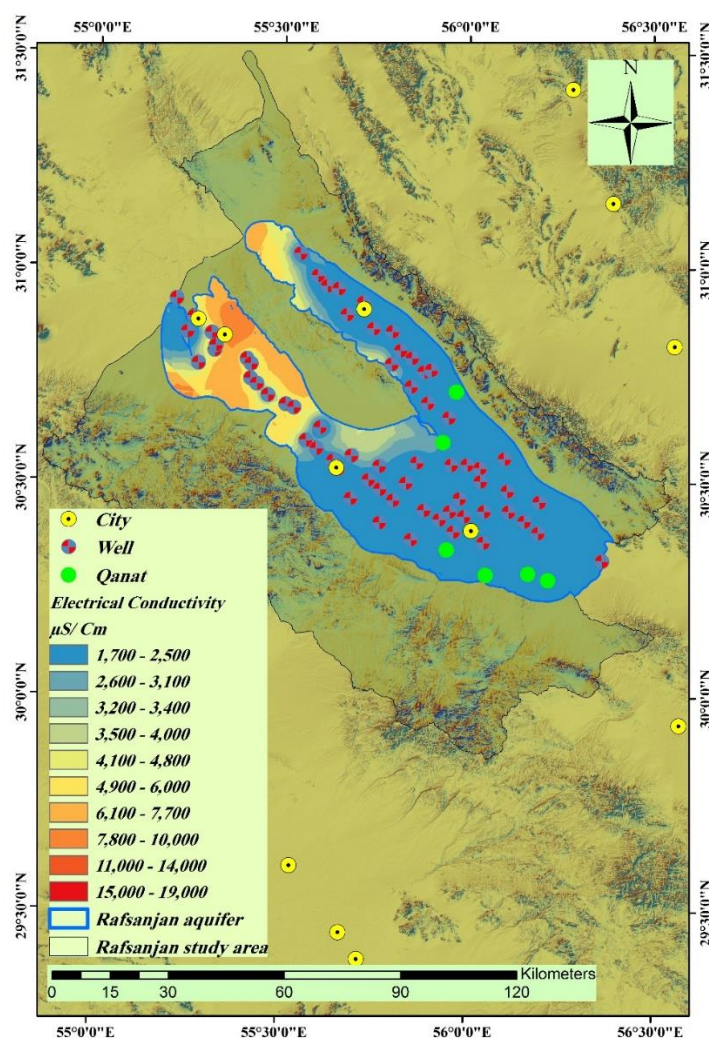
شکل ۱- موقعیت محدوده مطالعاتی در دشت رفسنجان (حوضه آبریز کویر درانجیر)

Fig. 1. Location of the study area in the Rafsanjani plain, Kavir-e-Deranjir watershed

منابع داده

اطلاعات کیفی مورد استفاده در این مقاله، جدیدترین اطلاعات تایید شده از آبخوان رفسنجان (سال‌های ۱۳۹۷-۱۳۹۸) است که از شرکت سهامی آب منطقه‌ای کرمان (KRRW, 2018) دریافت شده است. با توجه به اینکه هدایت الکتریکی آب در غیاب یون‌هایی نظیر نیترات، می‌تواند نماینده مناسبی جهت تعیین شرایط کیفی آب زیرزمینی محدوده

باشد، از این پارامتر (EC) برای شناسایی و کنترل شبکه پایش کیفی فعلی آب زیرزمینی استفاده شده است. در آبخوان رفسنجان، علاوه بر داده‌های کیفی ۵۹ حلقه چاه موجود در آبخوان، از ۷ رشته قنات (دارای داده کیفی) اطراف آن نیز جهت تدقیق پهنه‌بندی کیفی استفاده گردیده است (شکل ۲ و جدول ۱).



شکل ۲- نقاط آنالیز کیفی منابع آب زیرزمینی محدوده مطالعاتی

Fig. 2. Qualitative analysis points of groundwater resources in the study area

جدول ۱- مشخصات شیمیایی منابع آب زیرزمینی موجود در محدوده مطالعاتی

Table 1. Chemical characteristics of groundwater resources in the study area

Physico-Chemical Parameters			Major Ions (meq/l)						Location		Symbol	Name
EC(μ S/cm)	TDS(mg/l)	pH	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Utm _y (m)	Utm _x (m)		
2240	1456	7	0.6	3.5	19	4.5	17.5	1.1	3374478	388232	1	ابوالفضل آباد
7820	5083	6.5	4	22	62	16	58	14	3433915	361185	2	احمدآبادفلاح
5140	3341	6.4	8	14	34	10	32	14	3408708	386984	3	احمدآبادکلانتری
2900	1885	7.1	1.2	6.8	21	5	22	2	3365008	396885	4	احمدآباد امام رضا
7450	4843	6.9	1.2	10.8	68	14	58	8	3380434	369457	5	اسماعیل آبادکشکوبیه
3900	2535	6.9	1.6	8.7	28	7	25.3	6	3374819	407551	6	اکبرآبادهجری
15000	9750	6.6	2.2	21.8	160	48	100	36	3405488	348370	7	الله آباد ابراهیمی
2700	1755	7.1	2.2	7	17.6	4.4	20	2	3367085	399559	8	الله آبادکشاورزی
2750	1788	7.1	7	7.5	13.4	2	24.3	1.6	3361449	422378	9	برادران نصریه
3900	2535	7	1.2	9.7	29	7	27.7	5.2	3379159	404113	10	بهروزیه عبداللهی
11500	7475	7.1	1.5	25.3	108	20.6	100	14.2	3385699	362488	11	بهمن آباد
2930	1905	7.2	1.6	14.1	14	10	18	1.6	3370425	402102	12	تاج آبادکهنه گرامی
1222	794	7.5	4	3.5	5.5	1	11.4	0.6	3370613	374019	13	جعفرآباددقیقه
19100	12415	6.5	2	40	212	88	90	76	3409090	338962	14	جلالیه هجری
4280	2782	7	1.2	13.3	30	14.5	28.5	1.5	3372289	414463	15	جنت اسدی
4000	2600	6.9	7.4	11.3	26	7	30.7	7	3421221	377386	16	جهرم صفریان
19400	12610	6.7	2.2	12.8	210	81	110	30	3401767	348190	17	حسین آباد اسلامی
4980	3237	6.4	12.5	10.8	32	10	28.5	16.8	3406786	389969	18	حسین آباداسماعیلی
5780	3757	6.7	6.2	17.1	44	12	43.3	12	3428136	365675	19	حسین آبادامامی
13900	9035	7	1.4	23.1	140	36	82.5	46	3405184	384671	20	حسین آبادبدبختکوه
17800	11570	6.5	2	44	190	68	120	48	3406818	347271	21	حسین آبادشوکت
3380	2197	7.2	2	9.8	22	5.5	22.3	6	3354232	438888	22	حقابه ای کبوترخان
4750	3088	7	4.5	15.5	34	10	30	14	3403235	393031	23	دانش غفاری
2600	1690	7.3	2	6.5	17.6	4	17.5	4.5	3361827	400469	24	ده خدا
1490	969	7.1	2.6	3.7	8.2	3.5	9.5	1.5	3333500	437415	25	ده یعقوب
11100	7215	7	1.5	20.5	108	27	90	13	3397432	352678	26	رحمت آباد بیاض
17000	11050	6.8	2	27.4	174	50	125	28.4	3400376	349824	27	رحیم آباد
4720	3068	6.5	14.2	11.8	48	3.5	48	22.5	3413655	384897	28	رستم آباد نوق
4970	3231	7.2	2.2	14.5	38	9	31	15	3391288	399387	29	روی قنات احمدآباد
4500	2925	7	7.5	12.8	30	8	34.3	8	3425495	368126	30	روی قنات دوغ آباد
2580	1677	7.3	5	7	15	6	14.5	6.5	3413902	331961	31	روی قنات ده رئیس
3900	2535	7.2	2.6	9.9	26.4	6	30.7	2.2	3364305	381375	32	سادات
6150	3998	6	14	3.7	48	15	41.7	9	3422557	329219	33	سعادت آباد انار
18200	11830	6.8	1.5	28.5	187	50	155	12	3395065	357260	34	شام آباد رفیعی
5480	3562	7.2	7.5	16.2	38	6.6	45.7	9.4	3424784	371079	35	شمال احمدیه فروتن
1520	988	7.4	3.4	5.2	7.2	2.2	11.4	2.2	3359057	408225	36	شهرداری
10150	6598	7.2	1	33	82	16	90	10	3383537	365163	37	شیخ سالاری
3700	2405	7.2	3	5.4	28	5.5	23.9	7	3372969	381566	38	صالح آباد

5300	3445	6	17	10.2	32	11	29.2	19	3403685	394912	39	عزیزآباد نوق
12700	8255	6.4	5.5	39.5	106	56	75	20	3417781	333632	40	علی آباد آگاه
5760	3744	7	2.2	14.1	48	10	48.3	6	3378248	370779	41	علی آباد حاج شیخ علی
6600	4290	7.1	3.2	11.8	56	7	55	9	3388987	366177	42	علی آباد
3700	2405	7	7.2	15	20	6.5	27.7	8	3365791	403235	43	فلکه مزداپی
1080	702	7.6	3.5	5.7	2.6	3	6.4	2.4	3372490	359784	44	قنات احمدآباددیفه
490	319	7.7	2.6	0.9	1	2.2	1.1	1.2	3373180	449929	45	قنات خنمان
1620	1053	7.8	4	4.1	8	4	9.6	2.5	3349312	424891	46	قنات سعادت آباد
2140	1391	7.5	2	5.7	12.8	3	14.5	3	3350558	406237	47	قنات گورکه
6400	4160	6.7	2.5	16.6	50	16	37.1	16	3379717	391082	48	کربلایی قاسم
4660	3029	7.2	1.6	13.8	32	10	25.4	12	3395143	393934	49	کمال آباد نوق
3780	2457	7.6	1.2	19.2	18.6	12.4	24.6	2	3367423	392931	50	کورگه معین
4000	2600	7.1	2.5	15.6	28	8	32.1	6	3380648	413732	51	گلدشت داوران
3950	2568	7.2	6	12	26	6	30	8	3414420	380046	52	گلدشت عابدینی
3970	2581	7.3	3.2	10.7	26	5	30.7	4.2	3369436	422720	53	گلشن سفیدرود
19000	12350	7.2	1	33	204	30	190	18	3394214	359388	54	لطف آبادابوالحسنی
20000	13000	6.5	3.5	56.5	222	78	140	64	3413597	338272	55	محمدآباد خواجه انار
3790	2464	7.22	2.6	7.7	29.4	5	30.7	4	3359936	389496	56	محمدآبادانقلاب
6360	4134	7	1.2	13.9	52	15	37.1	15	3378288	407455	57	محمودیه بهرامی
6400	4160	7	2.5	8.5	56	12	45	10	3375372	378602	58	منظریه
4400	2860	7.3	2.6	12.9	32.8	8	34.3	6	3364448	418825	59	مهدی آباد امینیان
13000	8450	6.8	4.4	21.6	140	52	80	34	3405795	334777	60	مینودشت انار
4500	2925	7.7	1	17.4	28	7	37.8	1.6	3399368	389691	61	نازی آباد بخشی
3960	2574	7	4.5	8.5	27	7	26.5	6.5	3367000	414767	62	نوبهار امینیان
4970	3231	7.2	1.6	13.1	38	12	30.7	10	3379115	400036	63	وحدت
3450	2243	7.6	1.2	12.3	21	4	28.5	2	3367088	408466	64	ورثه شیخ آقا
6000	3900	7	1.6	21	46	20	32.6	16	3370057	384910	65	وکیل آباددیانتی
3790	2464	7.3	5	10	24.4	5	25.4	9	3418091	373162	66	یدالله آباد نوق

روش مطالعه

آسیب‌پذیری آبخوان (روش دراستیک)

برای درک وضعیت کیفیت آبخوان رفسنجان، تهیه نقشه آسیب‌پذیری موسوم به دراستیک پیشنهاد می‌شود. آسیب‌پذیری، به‌عنوان حساسیت کیفیت آب‌های زیرزمینی به بار آلودگی اعمال شده تعریف می‌شود و توسط خصوصیات ذاتی آبخوان تعیین می‌گردد. در این پژوهش، با استفاده از مدل دراستیک (DRASTIC) و GIS به بررسی آسیب‌پذیری ذاتی

آبخوان رفسنجان نسبت به آلودگی پرداخته شده است. بر این اساس، از هفت پارامتر شامل عمق سطح ایستابی (Depth to watertable)، تغذیه خالص (net recharge)، محیط آبخوان (Aquifer media)، محیط خاک (Soil media)، توپوگرافی (Topography)، تأثیر محیط غیراشباع (Impact of vadose zone) و هدایت هیدرولیکی (hydraulic conductivity) برای پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان استفاده شده است (Aller et al., 1987). هر پارامتر

تحلیل تغییرنما (واریوگرام)

زمین‌آمار توسط ماثرون (Matheron, 1970) به‌عنوان کاربرد روش‌های احتمالی برای متغیرهای مکانی تعریف شده است که نشان می‌دهد هر متغیر در یک منطقه دارای ویژگی‌های تصادفی و مکانی است (Journel and Huijbregts, 1978). این تکنیک برای ایجاد مدل‌های ریاضی برای ساختار همبستگی فضایی (Isaaks, 1989) با تغییرنمایی که تغییرپذیری مکانی متغیرهای تصادفی را بین دو نقطه کمیت می‌کند، توسعه داده شد (Antunes and Albuquerque, 2013). نیم تغییرنمای تجربی، $\gamma(h)$ ، به‌عنوان نصف میانگین اختلاف درجه دوم بین نقاط داده جدا شده توسط بردار فاصله h محاسبه می‌شود (Journel and Huijbregts, 1978).

$$Y(h) = \frac{1}{2n(h)} \left\{ \sum_{i=1}^{n(h)} [z(x_i + h) - z(x_i)]^2 \right\} \quad (2)$$

که در آن $n(h)$ تعداد کل جفت‌های متغیر است که با این فاصله از هم جدا شده‌اند و $z(x)$ مقدار متغیر است.

نیم تغییرنمای تجربی در یک مدل نظری که شامل یازده تابع مختلف است برازش داده می‌شود: دایره‌ای (circular)، کروی (spherical)، چهار کروی (tetraspherical)، پنج کروی (pentaspherical)، نمایی (exponential)، گاوسی (Gaussian)، درجه دوم منطقی (rational quadratic)، اثر سوراخ (Hole effect)، K-Bessel، J-Bessel و پایدار (stable). برآورد اعتبارسنجی متقاطع به‌عنوان روش مناسبی برای انتخاب بهترین مدل تغییرنما استفاده می‌شود. برای پیش‌بینی دقیق، میانگین خطا (Mean Error)

بر اساس اهمیت داده‌های خود رتبه‌بندی شده و در نهایت، برای به دست آوردن شاخص نهایی دراستیک از روش وزندهی (رابطه ۱) استفاده شده است (Babiker et al., 2005).

$$D_i = \sum_{j=1}^7 (W_j \times R_j) \quad (1)$$

در این معادله D_i مقدار نهایی شاخص آسیب‌پذیری، R_i رتبه هر یک از پارامترهای هفتگانه و W_j وزن مؤثر هر پارامتر هست.

در این بخش، شاخص مورد نظر به‌صورت توصیفی به ۵ کلاس مختلف تقسیم‌بندی می‌گردد (Aller et al., 1987). در این تقسیم‌بندی، شاخص آسیب‌پذیری خیلی کم با رده ۲ به لایه محبوس کننده که مؤلفه عمودی جریان در آن ناچیز است تعلق دارد. شاخص آسیب‌پذیری کم با رده ۴ متعلق به زمانی است که تغذیه به‌صورت پیوسته و گسترده به آبخوان صورت می‌گیرد و آلاینده‌ها توانایی واکنش در محیط را ندارند. رده بعدی شاخص به درجه متوسط تعلق دارد که در آن، تغذیه به آبخوان به‌صورت پیوسته بوده و آسیب‌پذیری نسبت به بعضی از آلاینده‌ها ایجاد می‌شود. در شاخص آسیب‌پذیری بالا با رتبه ۶، آسیب‌پذیری در خیلی از موارد نسبت به بسیاری از آلاینده‌ها (به‌جز آلاینده‌هایی که جذب یا انتقال بالایی دارند) ایجاد می‌شود. در نهایت، در شاخص آسیب‌پذیری بسیار بالا با درجه ۸، آسیب‌پذیری نسبت به اکثر آلاینده‌ها با تأثیر سریع در اکثر مواقع ایجاد می‌شود.

روش زمین‌آماری

$$I(u; z) = \begin{cases} 1 & \text{if } Z(u) \leq Z_k \\ 0 & \text{if } Z(u) > Z_k \end{cases} \quad (5)$$

که در آن Z_k سطح آستانه است.

مقدار مورد انتظار $I(u; z_k)$ ، مشروط به n داده اطراف، به صورت زیر نوشته می‌شود:

$$E [I(u; z(k)|n)] = \text{prob} \{z(u) \leq z(k)|n\} \\ = F(u; Z(k)|n) \quad (6)$$

که در آن $F(u; Z(k)|n)$ تابع توزیع تجمعی شرطی $Z(u) \leq Z(k)$ است. شاخص کریجینگ شکلی از روش‌شناسی تخمین است که در آن روش بر اساس تخمین‌گر به صورت زیر است:

$$I(U_0; Z_k) = \sum_{j=1}^n \lambda_j(Z_k) I(U_j; Z_k) \quad (7)$$

در این رابطه، $I(U_j; Z_k)$ اساس شاخص در نقطه اندازه‌گیری شده، $U_j, j = 1, 2, \dots, n$ و λ_j وزن فاکتورهای استفاده شده در این فرمول هستند.

بحث و نتایج

شاخص دراستیک محدوده مطالعاتی

این شاخص با استفاده از هفت پارامتر تأثیرگذار به شرح زیر، پهنه‌بندی شده است.

عمق آب زیرزمینی (D): اطلاعات آماری عمق

آب زیرزمینی از چاه‌های مشاهده‌ای حفاری شده در آبخوان حاصل شد (KRRW, 2018). نتایج نشان می‌دهد که در بخش‌های جنوب شرقی (ورودی دشت رفسنجان) و همچنین شمال غربی (محدوده انار) عمق آب زیرزمینی زیاد بوده و احتمال آلودگی آب زیرزمینی بسیار پایین است، اما در بخش میانی محدوده دشت (محدوده کشکوثیه و بیاض) عمق آب زیرزمینی کم و احتمال آلوده شدن بالاتر است.

(ME) و خطای مجذور میانگین کاهش‌یافته (KRMSE) (Kriging Root Mean Square Error)

به صورت زیر محاسبه می‌شوند:

$$ME = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Z_{0.1} - Z_{p.i}) \cong 0 \quad (3)$$

$$KRMSE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{(Z_{0.1} - Z_{p.i})^2}{s^2} \cong 1 \quad (4)$$

که در آن $Z_{0.1}$ مقدار مشاهده شده در مکان i است. $Z_{p.i}$ مقدار پیش‌بینی شده در مکان i است و N تعداد مشاهدات و مقدار پیش‌بینی شده است. S انحراف استاندارد مقدار مشاهده شده است. در این مرحله، آستانه (Sill) مربوطه $(C_0 + C)$ و اثر قطعه‌ای (Nugget) (C_0) و مقادیر محدوده بهترین مدل نظری برازش مشاهده می‌شود. نسبت اثر قطعه‌ای به آستانه در طبقه‌بندی وابستگی مکانی پارامترهای کیفیت آب زیرزمینی استفاده می‌شود (Uyan and Cay, 2010). تغییرنا را می‌توان در جهات مختلف محاسبه کرد تا ناهمسانگردی تغییرپذیری فضایی را تشخیص دهد. یک مدل ناهمسانگرد عموماً شامل ناهمسانگردی هندسی و ناهمسانگردی ناحیه‌ای است (Deutsch and Journel, 1998).

شاخص کریجینگ

شاخص کریجینگ به عنوان یک روش زمین‌آماری غیرپارامتری برای تقریب تابع توزیع تجمعی مشروط در یک نقطه نمونه‌برداری نشده بر اساس ساختار همبستگی نقاط داده تبدیل شده با شاخص استفاده می‌شود (Journel, 1983). تابع کریجینگ شاخص نقطه مشاهده $Z(u)$ در نقطه u مربوط به مقدار آستانه Z به صورت زیر فرموله می‌شود (Journel, 1983):

نقشه‌های رتبه‌بندی نشان‌دهنده احتمال بیشتر آلودگی است.

توپوگرافی (T): برای تهیه لایه شیب از نقشه رقومی توپوگرافی منطقه با مقیاس ۱:۱۰۰.۰۰۰ به همراه نقاط ارتفاعی کمکی مربوط به چاه‌های مشاهده‌ای استفاده گردید. نقشه توپوگرافی به دست آمده به صورت رستری تبدیل شده و سپس به کمک آن مقدار شیب برای هر سلول محاسبه شد. پس از تهیه نقشه شیب، مقدار رتبه مربوط به شیب به دست آمد. با توجه به نقشه شیب، بخش اعظم محدوده مورد مطالعه دارای شیب کمتر از ۶ درصد بوده و بنابراین پتانسیل آلودگی بالاتری دارد.

محیط غیراشباع (I): اثر ناحیه غیراشباع منطقه با استفاده از اطلاعات لوگ‌های حفاری و چاه‌های اکتشافی و بررسی لیتولوژی آن‌ها و با ترکیب نفوذپذیری و عمق سطح ایستابی محاسبه گردید (KRRW, 2018). در این مؤلفه، بر اساس این نقشه هرچه ذرات ریزتر باشد (به سمت رس) به دلیل قابلیت نفوذ کمتر، احتمال انتقال آلودگی کاهش می‌یابد و هرچه ذرات منطقه غیراشباع دانه درشت‌تر باشد (به سمت لوم و شن)، احتمال انتقال و پخش آلودگی افزایش می‌یابد.

هدایت هیدرولیکی (C): این پارامتر از اطلاعات و نقاط جغرافیایی مربوط به ضریب قابلیت انتقال و هم‌ضخامت آبرفت دشت به دست می‌آید. هرچه میزان هدایت هیدرولیکی افزایش یابد، پتانسیل آلودگی آبخوان نیز افزایش می‌یابد.

تغذیه خالص (R): در روش دراستیک، تغذیه خالص با استفاده از روش پیسکوپو (Piscopo et al., 2001) از مجموع بارندگی، شیب و نفوذپذیری به دست می‌آید. برای تهیه نقشه تغذیه خالص دشت، ابتدا تغذیه مربوط به بارندگی، رودخانه، سیلاب، شرب، صنعت، کشاورزی و قنوات محاسبه شد. سپس با توجه به نقشه هدایت هیدرولیکی دشت و مقدار نفوذپذیری آن، میزان تغذیه خالص تقسیم‌بندی شد. نتایج نشان می‌دهد که میزان تغذیه در بخش‌های جنوب شرقی و همچنین نواحی نزدیک به ارتفاعات بالاتر از بخش‌های شمال‌غربی و مناطق میان‌دشتی است. این مسئله به میزان بیشتر ذرات ریزدانه در نواحی پایاب حوضه نیز مرتبط است.

محیط آبخوان (A): برای تهیه این نقشه از مقاطع حفاری اکتشافی چاه‌ها به صورت نقطه‌ای استفاده شد. علاوه بر این، نقشه‌های مقاطع ژئوالکتریک نیز کمک زیادی به ترسیم این نقشه می‌نماید. با توجه به اطلاعات موجود (KRRW, 2018)، محیط آبخوان محدوده رفسنجان تنها در یک کلاس (شن و ماسه همراه با مقداری رس و سیلت) قرار گرفت.

خاک (S): برای تهیه نقشه محیط خاک از نقشه خاک ایران، نوع و جنس خاک و ارزش مربوط به هر کدام استفاده شد. بر اساس این نقشه، مناطق سنگی و بدون پوشش خاک بیشترین احتمال آلوده شدن را دارند و مناطق انتی‌سول و اینسپتی‌سول در مرحله بعد از نظر آلوده شدن قرار دارند. اعداد بالاتر در

دشت است. رتبه و وزن پارامترهای مختلف تأثیرگذار بر شاخص دراستیک در جدول ۲ ارائه شده است. نقشه آسیب‌پذیری دراستیک در شکل ۳-ا نمایش داده شده است. برای درک بهتر شرایط آبخوان، مدل اصلاح‌شده دراستیک با اعمال نقشه کاربری اراضی ارائه شده است (شکل ۳-ب). نتایج نشان می‌دهد که کاربری اراضی موجود در محدوده مطالعات بر اهمیت آسیب‌پذیری آبخوان افزوده است لذا این امر، اهمیت پایش مداوم آن را گوشزد می‌کند.

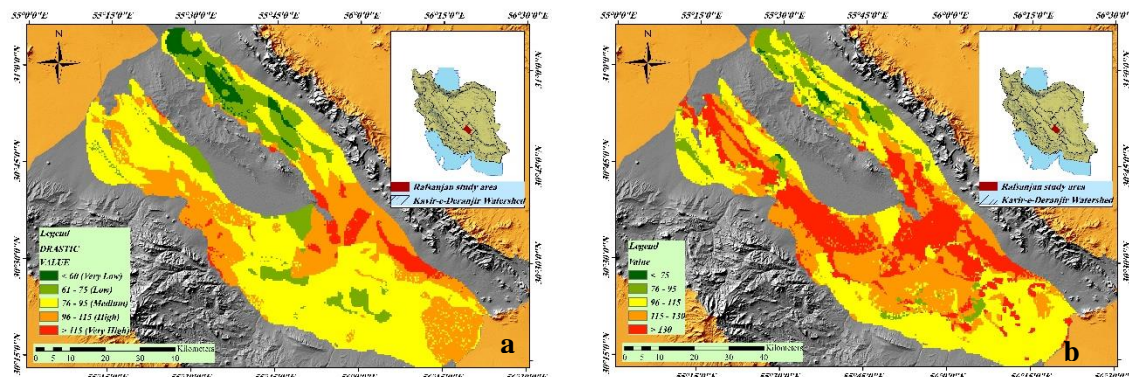
با استفاده از لایه‌های تهیه شده و به کمک وزن‌های در نظر گرفته شده برای هر پارامتر در روش DRASTIC، نقشه آسیب‌پذیری رقومی سفره آب زیرزمینی محدوده رفسنجان به دست آمد. عدد محاسبه شده نشان دهنده میزان حساسیت سفره به آلوده شدن است. به این ترتیب که اعداد بزرگ‌تر تعیین کننده استعداد بیشتر سفره آب زیرزمینی برای آلوده شدن هستند. بر اساس این نقشه، پتانسیل آلودگی در محدوده بین کشکوئیه و بیاض (غرب دشت) و همچنین شمال شهر رفسنجان بیشتر از بقیه

جدول ۲- رتبه و وزن پارامترهای مختلف تأثیرگذار بر شاخص دراستیک

Table 2. The rank and weight of different parameters affecting the DRASTIC index

Rank	Range	Parameter
9	<10	
7	10-20	
6	20-30	
5	30-50	D – Depth to water (m)
3	50-70	Weight: 5
2	70-90	
1	>90	
1	1.6-1.8	
3	1.9-2	R– Net Recharge (mm)
5	2.1-2.3	Weight: 4
7	2.4-2.7	
9	2.8-3.7	
1	gravely sand with some Clay and Silt	A – Aqifer media
		Weight: 3
1	Urban areas	
3	Aridisol	
4	Dunes	S – Soil media
5	Inceptisol	Weight: 2
7	Entisol	
9	Rocky Lands	
9	0-2	
7	2.1-6	T– Topography (%)
5	6.1-12	Weight: 1
3	12.1-18	
1	>18	
1	Clay	
3	Clay and silt	I– Impact of the vadose zone media
5	Silty Loam	Weight: 5
6	Clay and sand	
8	Loam	

9	Sandy Loam	
1	0.4-4	C- Hydraulic Conductivity (m/day) Weight: 3
3	4.1-8	
5	8.1-15	
6	15.1-22	
7	22.1-30	
9	30.1-39	



شکل ۳- نقشه آسیب‌پذیری آبخوان. (a) به روش دراستیک. (b) به روش دراستیک اصلاح‌شده
Fig. 3. Aquifer vulnerability map. a) DRASTIC. b) Modified DRASTIC

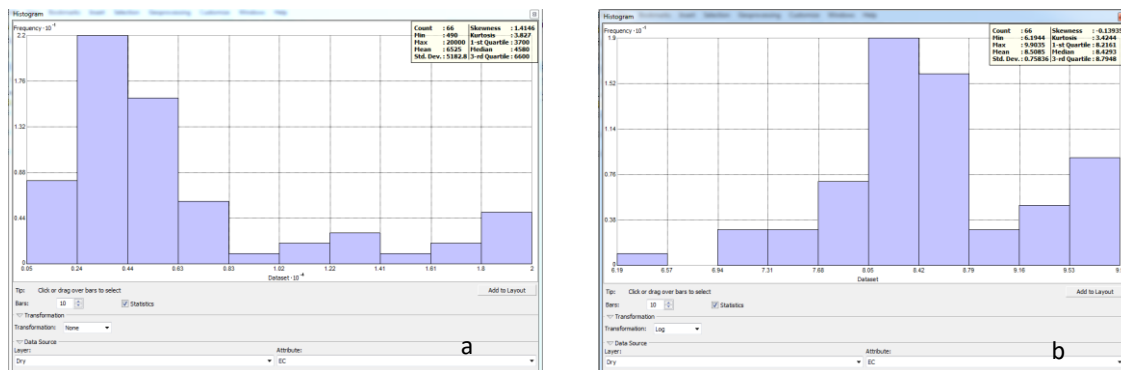
شده است. همان‌طور که در این شکل مشاهده می‌شود، کج‌شدگی، کشیدگی و اختلاف بین پارامترهای آماری میانه و میانگین مربوط به داده‌های هدایت الکتریکی به ترتیب برابر با $1/42$ ، $3/8$ ، و 1645 است. بنابراین می‌توان به این نتیجه رسید که داده‌ها از توزیع نرمال تبعیت نمی‌کنند. لذا لازم است تا داده‌ها با انجام تبدیل‌هایی به توزیع نرمال نزدیک شوند تا بتوان کریجینگ خطی را در مورد آن‌ها به کار برد. همچنین، مشاهده می‌شود فراوانی داده‌های با میزان هدایت الکتریکی پایین به مراتب بیشتر از فراوانی داده‌های با میزان بالاتر است که در این موارد تبدیل لگاریتمی می‌تواند به منظور نرمال کردن توزیع داده‌ها به کار گرفته شود.

بررسی شبکه پایش فعلی: کاربرد کریجینگ

خطی برای داده‌های هدایت الکتریکی

بررسی نرمال بودن داده‌ها

در استفاده از روش کریجینگ خطی، نرمال بودن توزیع داده‌ها امری ضروری است و در صورت نبود چنین شرایطی لازم است داده‌ها به توزیع نرمال نزدیک شوند. از جمله روش‌هایی که برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها وجود دارد در نظر گرفتن پارامترهای آماری همچون کشیدگی (Kurtosis)، چولگی (Skewness)، میانه (Median) و میانگین (Mean) است. در توزیع نرمال، کشیدگی داده‌ها در حد ۳، چولگی آن‌ها نزدیک به صفر و میانه و میانگین آن‌ها نزدیک به هم خواهد بود. هیستوگرام داده‌های هدایت الکتریکی بدون تبدیل در شکل ۴ نمایش داده



شکل ۴- هیستوگرام داده‌های هدایت الکتریکی. (a) بدون تبدیل. (b) به وسیله تبدیل لگاریتمی
 Fig. 4. Histogram of the electrical conductivity. a) Without transformation. b) By logarithmic transformation

الکتریکی را نشان می‌دهد. همان‌طور که در این شکل دیده می‌شود با وجود فاصله‌های کم بین یک جفت موقعیت اندازه‌گیری، اختلاف قابل مشاهده‌ای از نظر هدایت الکتریکی وجود دارد و یا به عبارتی پیوستگی مکانی بین دو داده نقطه‌ای کم است.

برازش مدل تغییرنما به نیم تغییرنمای تجربی

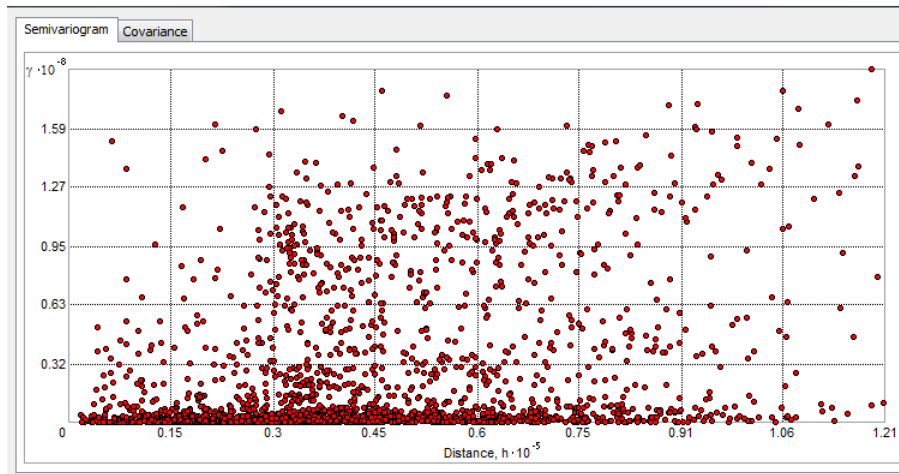
برای برازش مدل تغییرنما به داده‌ها روش‌های مختلفی از جمله روش انتگرال‌گیری، روش کمترین مربعات وزنی و روش کریجینگ جک نایف وجود دارد که در این پژوهش با توجه به در دسترس بودن نرم‌افزار ArcGIS از روش کریجینگ جک نایف استفاده شد. انواع تغییرنماهایی که در این تحقیق استفاده شدند عبارتند از: مدل دایره‌ای (Circular)، مدل کروی (Spherical)، مدل کروی چهارگانه (Tetraspherical)، مدل کروی پنج‌گانه (Pentasperical)، مدل نمایی (Exponential)، مدل سینوسی یا اثر حفره (Hole Effect)، مدل گوسی (Gaussian)، مدل منشوری (Rational)، Quadratic، K-Bessel، J-Bessel و Stable. نتایج

پس از اعمال تبدیل لگاریتمیک بر روی داده‌ها مقدار چولگی (کج شدگی) برابر 0.139 ، کشیدگی برابر با $3/42$ ، و اختلاف بین پارامترهای آماری میانه و میانگین برابر با 0.08 شد، که این شرایط نشان می‌دهد توزیع داده‌ها به توزیع نرمال نزدیک شده است. همین شرایط برای تبدیل‌های مختلف BOX-COX نیز اعمال شد اما در نهایت مدل لگاریتمی به‌عنوان تبدیل بهینه به دست آمد.

تعیین نیم‌تغییرنمای تجربی داده‌های هدایت الکتریکی

تغییرنما، بر اساس این تفکر که خواص پدیده‌ها در مکان‌های نزدیک‌تر شباهت بیشتری دارند تا در فاصله‌های دورتر، درجه وابستگی یا همبستگی بین نقاط را اندازه‌گیری می‌کند. در رسم نیم‌تغییرنمای تجربی برای هر زوج نمونه به فاصله معین h ، مربع اختلاف مقادیر اندازه‌گیری شده محاسبه، با هم جمع شده و بر تعداد زوج نمونه‌ها با همان فاصله که معادل $N-h$ (تعداد گام‌ها) تقسیم شد و در آخر بر 2 تقسیم گردید. شکل ۵ نیم‌تغییرنمای تجربی داده‌های هدایت

بهترین مدل برازش‌های انجام شده در جدول ۳ ارائه شده است.



شکل ۵- نیم‌تغییرنمای تجربی هدایت الکتریکی

Fig. 5. Experimental semivariogram of electrical conductivity

جدول ۳- برازش مدل تغییرنما به نیم‌تغییرنمای تجربی

Table 3. Fitting the variogram model to the experimental semivariogram

$ (RMSSE^2)-1 $	RMSSE	MSE	ASE	RMSE	C0/C	Nugget(C0)	Partial Sill (C)	Parameters
<u>0.07</u>	1.03	<u>-0.05</u>	3011.01	2971.54	<u>0.07</u>	0.06	0.83	Circular
<u>0.00</u>	<u>1.00</u>	<u>-0.07</u>	<u>3097.78</u>	3069.66	<u>0.00</u>	0.00	0.22	Spherical
<u>0.01</u>	1.00	<u>-0.03</u>	3094.70	2969.43	<u>0.18</u>	0.05	0.26	Tetraspherical
<u>0.04</u>	0.98	<u>-0.06</u>	3050.08	2903.15	<u>0.00</u>	0.00	0.23	Pentaspheical
<u>0.03</u>	0.99	<u>-0.02</u>	3064.58	2950.86	<u>0.00</u>	0.00	0.28	Exponential
<u>0.05</u>	0.97	<u>-0.03</u>	3206.58	3000.22	<u>0.35</u>	0.11	0.32	Gaussian
<u>0.01</u>	1.00	<u>-0.04</u>	2937.22	<u>2878.31</u>	<u>0.00</u>	0.00	0.25	Rational
<u>0.02</u>	0.99	<u>-0.02</u>	3205.17	2987.48	<u>0.31</u>	0.12	0.38	Hole Effect
<u>0.02</u>	0.99	<u>-0.02</u>	3058.52	2918.71	<u>0.00</u>	0.00	0.32	K-Bessel
<u>0.20</u>	1.10	<u>-0.06</u>	2972.23	3012.50	<u>0.16</u>	0.03	0.21	J-Bessel
<u>0.05</u>	1.03	<u>-0.04</u>	2990.40	2909.40	<u>0.00</u>	0.00	0.27	Stable

n در معادلات بالا تعداد داده‌هاست، بنابراین به ترتیب برای معادله اول و دوم، سمت راست معادلات برابر با ۰/۲۵ و ۰/۳۵ است. همچنین در انتخاب تغییرنما بایستی به این نکته توجه داشت که نسبت C0/C کمتر از ۰/۵ باشد چراکه در غیر این صورت نقش مؤلفه بی‌ساختار در تغییرنمای برازش داده شده

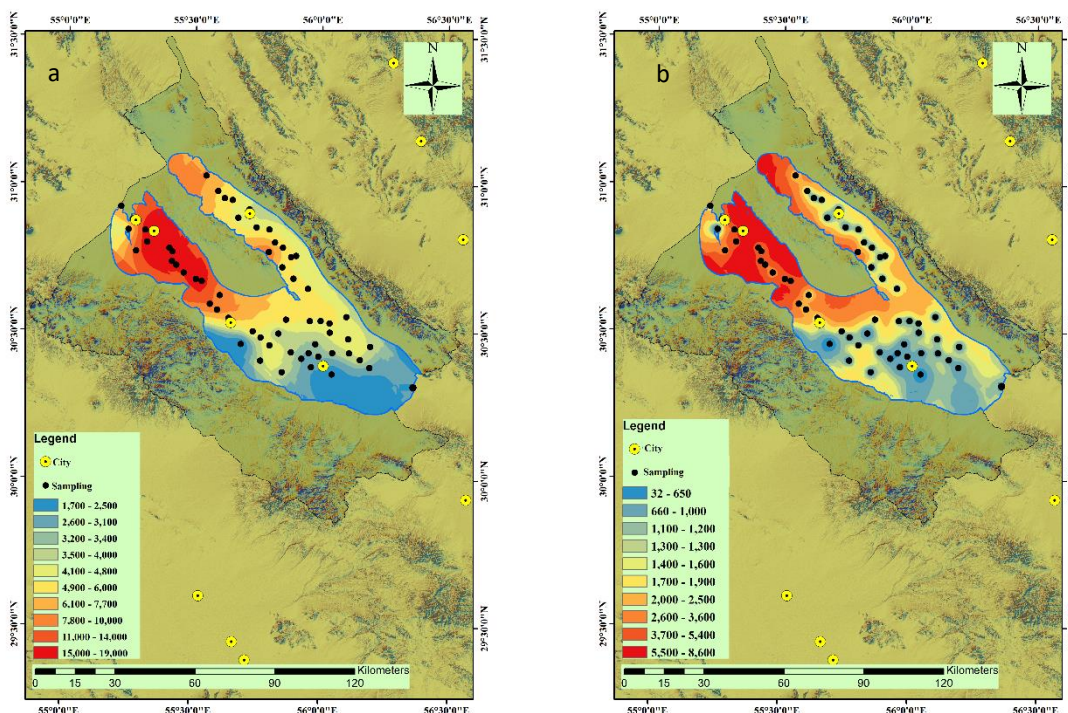
مدل تغییرنماهای برازش داده شده برای اینکه در سطح اطمینان ۹۵٪ قابل قبول باشد بایستی دو شرط لازم و کافی زیر در مورد آن‌ها صدق کند:

$$MSE < \frac{2}{\sqrt{n-1}} \quad (8)$$

$$|RMSSE^2 - 1| < \frac{2.8}{\sqrt{N-1}} \quad (9)$$

می‌توان از آن‌ها استفاده کرد. از میان تمامی مدل‌ها، مدل کروی به دلیل RMSSE نزدیک به یک، نزدیکی ASE به RMSE و همچنین RMSE کمتر نسبت به سایر مدل‌ها، از اعتبار بیشتری برخوردار باشد.

بیشتر از نقش مؤلفه ساختاردار آن خواهد بود و در این موارد بهتر است تا از آمار کلاسیک برای درون‌یابی داده‌ها استفاده شود. در اینجا، به نظر می‌رسد تمامی تغییرنماها از سطح اطمینان بالایی برخوردارند و



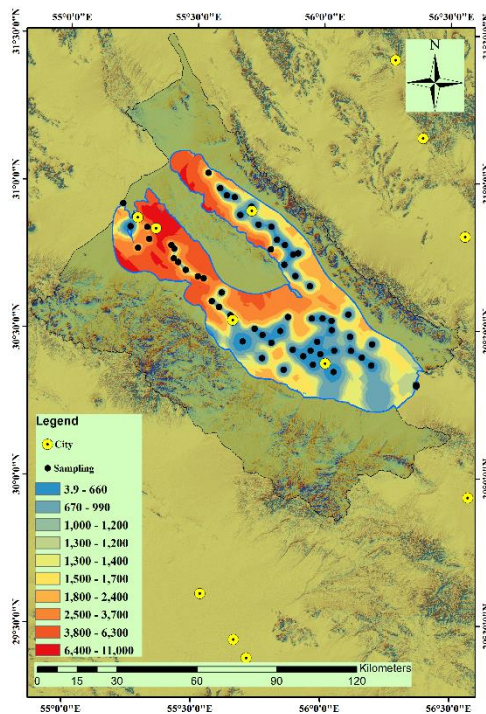
شکل ۶- نقشه پیش‌بینی هدایت الکتریکی (a) و خطای استاندارد پیش‌بینی (b) با استفاده از کریجینگ معمولی و تبدیل کروی
Fig. 6. Electrical conductivity prediction map (a) and prediction standard error (b) using normal kriging and spherical transformation

است نسبت داد. به عبارتی در این نواحی تغییرات پارامتر هدایت الکتریکی در فواصل کمتری رخ می‌دهد، ولی وضعیت قرارگیری نقاط نمونه‌برداری و اندازه گام‌ها به نحوی است که نمی‌توانند این تغییرات را به‌طور کامل بپوشانند. بنابراین، لازم است تا در وهله اول تا جای ممکن با کوچک کردن اندازه گام‌ها میزان خطای استاندارد را در این نواحی کاهش داد. شکل ۷ خطای استاندارد را که در نتیجه کوچک کردن اندازه گام‌ها حاصل شده است نشان می‌دهد.

بیشینه مقادیر هدایت الکتریکی را می‌توان در بخش‌هایی از شمال و شمال غربی آبخوان (خروجی اصلی جریان آب زیرزمینی آبخوان) مشاهده کرد که با توجه به جهت جریان آب زیرزمینی و اصول هیدروشمیایی چیبوتارو معقول است (شکل ۶). همچنین، بیشینه خطا در همان محدوده مشاهده می‌شود که می‌توان بخشی از آن را به الگوی مکانی نقاط نمونه‌برداری و بخش دیگری از آن را به اندازه گام‌هایی (Lag) که در آنالیز تغییرنما بکار گرفته شده

کاهش یافته‌اند. بنابراین می‌توان گفت، برازش مدل بهتر شده است.

در این مدل اگرچه با کاهش سایز گام‌ها، خطای حداکثر بالا رفته است ولی نواحی دارای خطا به شدت



شکل ۷- خطای پیش‌بینی استاندارد در نتیجه کاهش اندازه گام‌ها در کریجینگ معمولی

Fig. 7. Standard error of prediction as a result of reducing the lag size in ordinary kriging

مورد توجه قرار گیرند نشان داده می‌شود. این نقشه بیانگر نواحی است که باید علاوه بر نقاط قبلی، نمونه‌برداری شده و مورد آزمایش قرار گیرند. نتایج نشان می‌دهد که کریجینگ معمولی با نیم‌تغییرنمای کروی با کاهش اندازه گام‌ها می‌تواند نقشه بهینه را ارائه دهد؛ چرا که میزان بیشینه آن به بیشینه مقدار واقعی نزدیک است و محدوده‌های با خطای بالا نسبت به مدل‌های دیگر به کمترین حد خود رسیده است. با ترکیب سه نقشه پیش‌بینی، خطای استاندارد و دراستیک نقشه جامع پایش آب زیرزمینی به دست می‌آید (شکل ۸ Error! Reference source not found). بر روی نقشه نهایی چندین منطقه، مقادیر

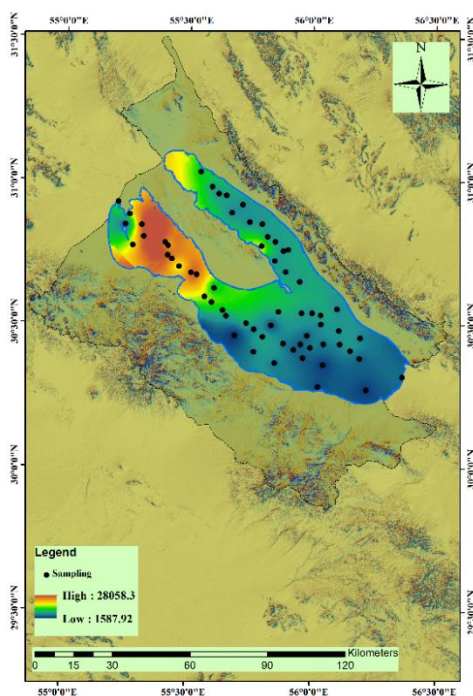
طراحی شبکه پایش جدید و بهینه

ارائه نقشه پایش شبکه پایش

در بهینه‌یابی شبکه پایش، با استفاده از نقشه پیش‌بینی به‌عنوان نقشه‌ای که حداکثر پارامتر مدنظر را نشان می‌دهد، نقشه خطای استاندارد و نقشه آسیب‌پذیری دراستیک آبخوان که تمام موارد بالا را دربر می‌گیرد، ساخته می‌شود. نقشه خطای استاندارد نشان‌دهنده مناطقی است که با کمبود داده‌ها مواجه‌اند و نقشه آسیب‌پذیری دراستیک آبخوان بیانگر محدوده‌های خطرپذیری آبخوان است. با کمک این نقشه بهترین مناطقی که برای پایش لازم است

اختصاص داده‌اند. این نواحی مکان‌هایی هستند که در نقشه‌های خطای استاندارد پیش‌بینی و نیز نقشه شاخص آسیب‌پذیری دراستیک مقادیر پایین‌تری را به خود اختصاص داده‌اند. این حالت مؤید این است که این نواحی از درجه اهمیت پایین‌تری برای پایش برخوردار بوده و بنابراین می‌توان از تعداد نقاط نمونه‌برداری در این نواحی کاست.

بالا‌تری از شاخص را به خود اختصاص داده‌اند. در نواحی با مقدار بالای خطای استاندارد پیش‌بینی لازم است تا نقاط نمونه‌برداری به این ناحیه افزوده شود (نواحی شمال‌غرب آبخوان). همچنین در نواحی با شاخص دراستیک بالا لازم است نمونه‌برداری در تواتر بزرگ‌تری صورت بگیرد (ناحیه شمال‌غرب). همچنین نواحی‌ای وجود دارند که مقادیر پایین‌تری را به خود

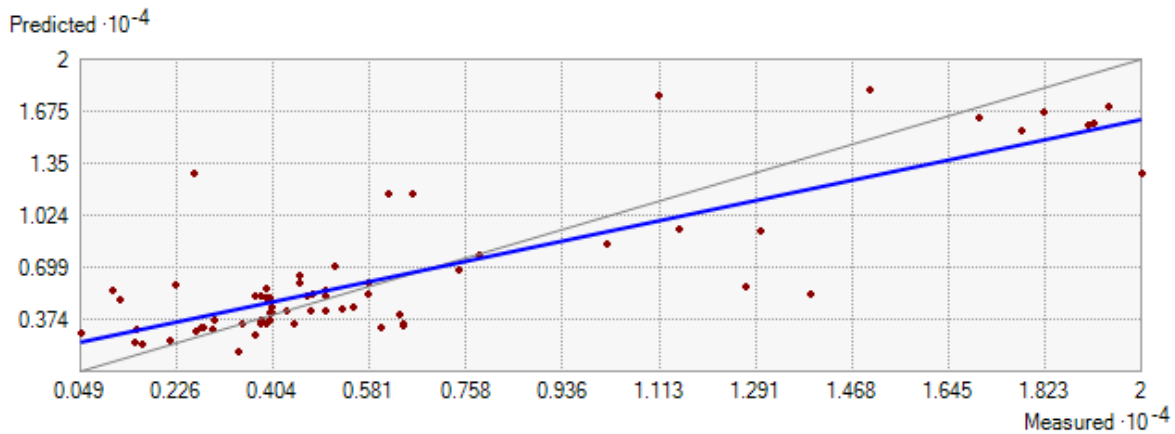


شکل ۸- نقشه پایش کیفی حاصل از هم‌پوشانی نقشه‌های پیش‌بینی، خطای استاندارد و دراستیک

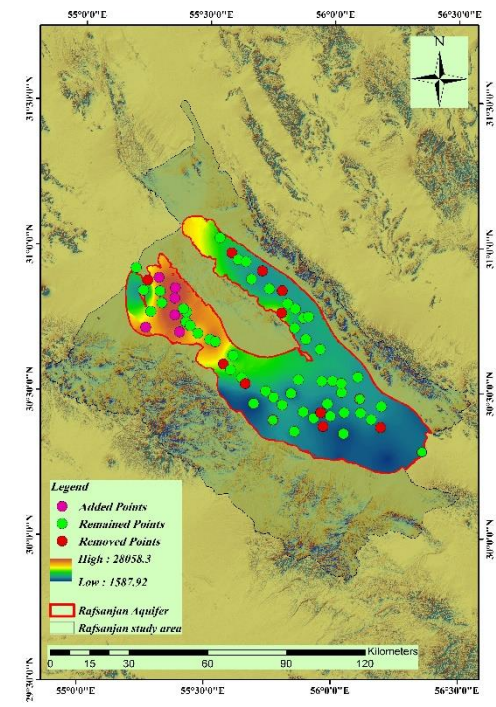
Fig. 8. Qualitative monitoring map resulting from the overlap of prediction, standard error, and DRASTIC maps
تعیین حداقل نقاط پایش

مقدار واقعی و مقدار تخمینی EC در هر یک از چاه‌های شبکه هست (شکل ۹). لذا می‌توان چاه‌هایی را که این اختلاف در آن‌ها کمتر است از شبکه حذف کرد. در مطالعه حاضر، با توجه به تعداد نقاط نمونه‌برداری (۶۶ حلقه چاه) تعداد ۱۰ حلقه چاه حذف می‌شوند (شکل ۱۰ و جدول ۴).

اولین قدم در طراحی یک شبکه نمونه‌برداری، تعیین حداقل تعداد نقطه نمونه‌برداری است که بتوان با استفاده از این تعداد در حد قابل قبول مقدار EC را برای محدوده مورد مطالعه پیش‌بینی نمود. اعتبارسنجی متقاطع به‌خوبی گویای میزان اختلاف



شکل ۹- اعتبارسنجی مقاطع داده‌ها: میزان اختلاف مقدار واقعی و برآوردی هدایت الکتریکی در چاه‌ها
 Fig. 9. Cross-validation of data: the amount of difference between the actual and estimated values of electrical conductivity in the wells



شکل ۱۰- موقعیت ایستگاه‌های حذف‌شده و باقیمانده برای پایش کیفی منابع آب زیرزمینی
 Fig. 10. Location of removed and remaining stations for qualitative monitoring of groundwater resources

افزودن نقاط پایش جدید

در عملیات بهینه‌سازی، نقاطی که در نقشه نهایی دارای ارزش بالایی‌اند به‌عنوان نقاط مهم برای اضافه نمودن به شبکه پایش اولیه در نظر گرفته شدند. به‌طور

اصولی، در هنگام اضافه کردن نقاط جدید به شبکه پایش اولیه، در وهله اول از نقاط نمونه‌برداری که قبلاً از شبکه نمونه‌برداری کیفی اولیه حذف شده‌اند به‌منظور پوشش دادن نواحی که دارای شاخص بالایی

موجود برای نمونه‌برداری (جدول ۵)، شبکه بهینه پایش با ۶۰ نقطه نمونه‌برداری تشکیل می‌گردد (شکل ۱۱). لازم به ذکر است که نقاط خارج از محیط آبخوان را قنات‌هایی تشکیل داده‌اند که در دشت رفسنجان جریان دارند.

در نقشه ترکیبی‌اند، استفاده خواهد شد. در مطالعه حاضر این مورد به کار نرفته است. سپس، نقاط جدیدی در نواحی که هیچ نقطه نمونه‌برداری وجود نداشت و در جایی که بیشترین مقدار شاخص مشاهده می‌شد، اضافه می‌گردد. بنابراین، با اضافه نمودن ۶ نقطه جدید پیشنهادی از بین چاه‌های بهره‌برداری

جدول ۴- موقعیت ایستگاه‌های حذف‌شده برای پایش کیفی منابع آب زیرزمینی

Table 4. The location of the removed stations for qualitative monitoring of groundwater resources

Remark	Utmym)	Utmx(m)	Symbol	Name
نقاط حذف شده	3367085	399559	8	الله آباد کشاورزی
نقاط حذف شده	3361449	422378	9	برادران ناصریه
نقاط حذف شده	3385699	362488	11	بهمن آباد
نقاط حذف شده	3421221	377386	16	چهرم صفریان
نقاط حذف شده	3428136	365675	19	حسین آباد امامی
نقاط حذف شده	3405184	384671	20	حسین آباد بدبخت کوه
نقاط حذف شده	3361827	400469	24	ده خدا
نقاط حذف شده	3413655	384897	28	رستم آباد نوق
نقاط حذف شده	3417781	333632	40	علی آباد آگاه
نقاط حذف شده	3378248	370779	41	علی آباد حاج شیخ علی

جدول ۵- موقعیت ایستگاه‌های پیشنهادی (چاه‌های بهره‌برداری) برای پایش کیفی منابع آب زیرزمینی

Table 5. The location of the proposed stations (exploitation wells) for qualitative monitoring of groundwater resources

Utmym)	Utmx(m)	Name	Utmym)	Utmx(m)	Name
3414809	344169	محمد قلی زاده	3418798	337918	حسن رئیسی
3397952	345721	آب و فاضلاب روستایی بیاض	3404465	343934	علی اکبر اناری پور یزدی
3399760	332822	حسین عبدالهی	3410904	343910	سید روح الله حاجی میرزائی

تواتر پایش به عوامل زیر بستگی دارد که باید بر اساس آن تعیین شده و مورد تأیید درخواست کننده مطالعات پایش قرار گیرد.

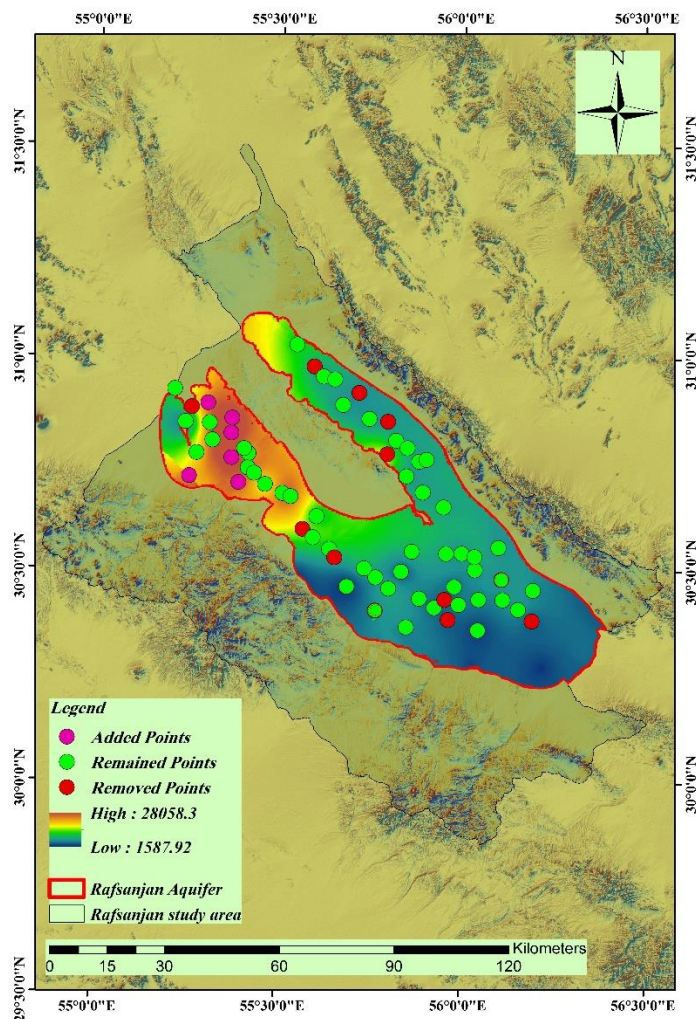
- فاصله زمانی بین نمونه‌برداری‌ها بستگی به هدف برنامه، نوع پایش، عوامل مورد پایش دارد.

تواتر پیشنهادی برای پایش (فواصل زمانی پایش)

به‌طور کلی شروع یک برنامه پایش باید همراه با یک ارزیابی اولیه بوده و سپس در مرحله بعد اقدام به تعیین یک برنامه زمان‌بندی دقیق (که در آینده در صورت لزوم اصلاح شود) گردد. دوره نمونه‌برداری یا

- تواتر پایش باید با توجه به منابع مالی، فنی و نیروی انسانی برنامه و همچنین محدودیت‌های مرتبط انتخاب شود.

- دوره نمونه‌برداری در ایستگاه‌هایی که کیفیت آب به شدت متغیر است باید بیش‌تر از ایستگاه‌هایی باشد که آب تقریباً از کیفیت ثابتی برخوردار است.



شکل ۱۱- طراحی بهینه شبکه پایش کیفیت در آبخوان رفسنجان

Fig. 11. Optimization design of quality monitoring network in the Rafsanjan aquifer

- دوره نمونه‌برداری اغلب باید در حدی باشد که امکان محاسبات آماری مانند میانگین متغیرهای مورد اندازه‌گیری در برنامه پایش فراهم شود. این فراوانی باید در حدی باشد که سطح اعتماد به

- محدودیت زمان برنامه پایش؛ به عبارتی هر چقدر دوره اجرای برنامه پایش طولانی‌تر باشد تواتر پایش کم‌تر می‌شود و هر چقدر دوره پایش کم‌تر باشد تواتر پایش می‌تواند افزایش یابد.

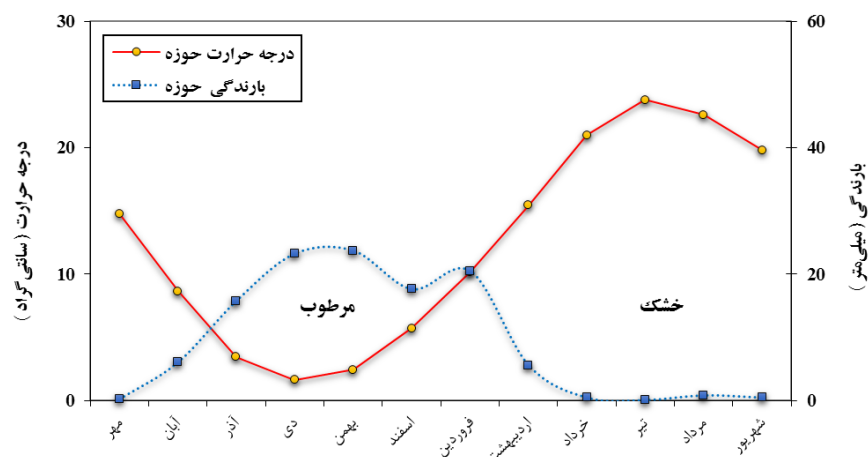
ماهانانه (هر ماه یک نوبت) برای اکثر پروژه‌های پایش، مرسوم است (جدول ۶). با توجه به روند کندتر تغییرات کیفی در منابع آب زیرزمینی، تواتر مورد نظر برای این منابع عموماً کمتر از منابع سطحی است. بنابراین، تواتر یون‌های اصلی و هدایت الکتریکی به صورت دوره‌های شش ماهه (انتهای فصل تر و انتهای فصل خشک) پیشنهاد می‌شود. برای تعیین ابتدا و انتهای فصول تر و خشک، به طور معمول از منحنی آمبروترمیک استفاده می‌گردد. طبق منحنی آمبروترمیک منطقه (شکل ۱۲)، در یک دوره آماری ۲۰ ساله (از ۱۳۷۸-۷۹ تا ۱۳۹۷-۹۸)، انتهای دوره تر، فروردین ماه و انتهای فصل خشک، آبان ماه است.

محاسبات آماری (میانگین، میانه و یا انحراف معیار) اندازه‌گیری شده بالا باشد. با توجه به عوامل و اطلاعات فوق می‌توان تواتر پایش را تعیین کرد. به‌هرصورت با توجه به بررسی‌های انجام شده تواتر پارامترهای پایش را می‌توان به ۳ طبقه (کم، متوسط و زیاد) تقسیم‌بندی کرد که در مشخصات هر طبقه از تواتر ارائه شده است. با توجه به مقیاس مطالعات، نوع منابع آلاینده، متغیرهای کیفی مورد نظر، اجزاء مورد پایش، اهداف و اهمیت پروژه، امکانات موجود و طول زمانی پروژه می‌توان در برنامه نمونه‌برداری و پایش، تواترهای مختلفی را برای نمونه‌برداری در نظر گرفت. در ایران نمونه‌برداری فصلی (چهار نوبت در سال) و همچنین

جدول ۶- ویژگی‌های تواتر مختلف پایش

Tale 6. Characteristics of different monitoring frequencies

Remark	Frequency of Monitoring
More than monthly (45 days, 2 months, three months or more)	Low
weekly to monthly	Medium
continuous or online to weekly	High



شکل ۱۲- منحنی آمبروترمیک محدوده مورد مطالعه (میانگینی از سال‌های ۱۳۷۸-۷۹ تا ۱۳۹۷-۹۸)

Fig. 12. Ombrothermic diagram for the study area (mean of years 1999-2019).

نتیجه‌گیری

پراکندگی مناسب چاه‌ها در طراحی شبکه‌های پایش آب زیرزمینی از اصول اولیه محسوب می‌شود. بنابراین، نبود چاه در برخی نقاط یا تعداد زیاد و تکراری بودن آن در نقاط با اهمیت کمتر منجر به اشتباه در پهنه‌بندی‌های کیفی و مدیریت کیفی منابع آب زیرزمینی می‌شود. از این‌رو، کارشناسان استفاده از روش‌های مختلف بهینه‌سازی نظیر زمین‌آمار استفاده می‌کنند. با توجه به آنچه بیان شد، هدف از مطالعه اخیر بر بهینه‌سازی شبکه پایش آب زیرزمینی در آبخوان رفسنجان متمرکز شد. جهت نیل به این هدف، از داده‌های هدایت الکتریکی ۵۹ حلقه چاه و ۷ رشته قنات در سال آبی ۹۸-۱۳۹۷ استفاده شده است. مطالعه حاضر بر استفاده از معیارهای عملگر نظیر RMSE، ASE و RMSSE در روش‌های Antunes, I.M.H.R., Albuquerque, M.T.D., 2023. Using indicator kriging for the evaluation of arsenic potential contamination in an abandoned mining area (Portugal). *Science of the Total Environment* 442, 545-552. Baalousha, H., 2010. Assessment of a groundwater quality monitoring network using vulnerability mapping and geostatistics: A case study from Heretaunga Plains, New Zealand. *Agricultural Water Management*, 97, 240-246. Babiker, I.S., Mohamed, M.A.A., Hiyama, T., Kato, K., 2005. A GIS based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, Central Japan. *Science of the Total Environment* 345 (1-3), 127-140. Desbarats, A. J., Logan, C. E., Hinton, M. J., Sharpe, D. R., 2002. On the kriging of water table elevations using collateral information from a digital elevation model. *Journal of Hydrology*, 255(1-4), 25-38.

زمین‌آماری، به جای تصمیم‌سازی‌های پیچیده ریاضی تأکید دارد. مطالعه به سه بخش آسیب‌پذیری آبخوان، پهنه‌بندی شبکه پایش کیفی فعلی و ارائه برنامه پایش جدید تقسیم شده است. در گام اول، آسیب‌پذیری آبخوان به روش DRASTIC پهنه‌بندی شده است. نتایج نشان می‌دهد که پتانسیل آلودگی در محدوده بین کشکوئیه و بیاض (دشت انار) و همچنین شمال شهر رفسنجان (شمال دشت رفسنجان) بیشتر از بقیه دشت است. در گام دوم، با ترکیب نقشه آسیب‌پذیری آبخوان و نقشه‌های پیش‌بینی و خطای استاندارد (با استفاده از روش‌های زمین‌آماری (مدل نیمه تغییرنا و کریجینگ))، نقشه پایش کیفی تهیه شده است. در نهایت، به وسیله اعتبارسنجی متقاطع و وضعیت نقشه همپوشانی ۱۰ نقطه از شبکه پایش کیفی فعلی حذف و ۶ نقطه به آن افزوده شد.

References

- Abdollahi Mansourkhani, M., Mohammadzade, H., Amini, M., Azizi, F., 2019. Assessment of Groundwater Quality Spatial Distribution and Appointment Optimize Network of Shahrkord Plain Aquifer Using Geostatistical Methods. *Watershed Management Research Journal* 32(2), 60-78. doi: 10.22092/wmej.2019.123678.1159
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., Petty, R. J., Hackett, G., 1987. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. US Environmental Protection Agency. Washington, DC, 455.
- Al-Zubari, W., Al-Shaabani, A., Abdulhameid, N., 2023. Spatial Optimization of the Groundwater Quality Monitoring Network in the Kingdom of Bahrain. *Water*, 15, 2169. <https://doi.org/10.3390/w15122169>.

- Deutsch, C.V., Journel, A.G., 1998. *GSLIB, Geostatistical Software Library and User's Guide*; Oxford University Press: New York, NY, USA, 1998.
- Diodato, N., Ceccarelli, M., 2004. Multivariate indicator Kriging approach using a GIS to classify soil degradation for Mediterranean agricultural lands. *Ecological Indicators*, 4(3), 177-187.
- Fetouani, S., Sbaa, M., Vanclooster, M., Bendra, B., 2008. Assessing ground water quality in the irrigated plain of Triffa (north-east Morocco). *Agricultural water management*, 95(2), 133-142.
- Gharbia, A., Gharbia, S., Abushbak, T., Wafi, H., Aish, A., Zelenakova, M., Pilla, F., 2016. Groundwater Quality Evaluation Using GIS Based Geostatistical Algorithms. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 4, 89-103. doi: 10.4236/gep.2016.42011.
- Gladish, DW., Pagendam, D.E., Janardhanan, S., Gonzalez, D., 2023. Geostatistical based optimization of groundwater monitoring well network design. *Frontiers in Earth Science* 11, 2296-6463. doi: 10.3389/feart.2023.1188316.
- Isaaks, E.H., Srivastava, R.M. 1989. *An Introduction to Applied Geostatistics*; Oxford University Press: New York, NY, USA, 1989.
- Jabbari, M., 2012. Optimization of groundwater quality monitoring network in Birjand plain using combined geostatistics-Fuzzy methods. MSc Thesis, Kharazmi University. (in Persian)
- Jørgensen, L. F., Stockmarr, J., 2009. Groundwater monitoring in Denmark: characteristics, perspectives and comparison with other countries. *Hydrogeology journal* 17(4), 827.
- Journel, A., 1983. Non-parametric estimation of spatial distribution. *Mathematical Geology* 15, 445-468.
- Journel, A., Huijbregts, C.J., 1978. *Mining Geostatistics*; Academic Press: New York, NY, USA.
- Karami, S., Madani, H., Katibeh, H., Marj, AF., 2018. Assessment and modeling of the groundwater hydrogeochemical quality parameters via geostatistical approaches. *Applied Water Science* 8(1), 23-36.
- KRRW, 2018. Ministry of energy. Iranian water resource manegment. Regional Water Company of Kerman. www.krrw.ir/
- Leach, J. M., Coulibaly, P., Guo, Y., 2016. Entropy based groundwater monitoring network design considering spatial distribution of annual recharge. *Advances in water resources*, 96, 108-119.
- Loaiciga, H. A., 1989. An optimization approach for groundwater quality monitoring network design. *Water Resources Research*, 25(8), 1771-1782.
- Loaiciga, H.A., Charbeneau, R., Everett, L., Fogg, G., Hobbs, B., Rouhani, S., 1992. Review of ground-water quality monitoring network design. *Journal of Hydraulic Engineering*, 118, 11-37.
- Matheron, G., 1970. *Les variables régionalisées et leur estimation*; Masson: Paris, France.
- Mogheir, Y., De Lima, J.L.M.P., Singh, VP., 2009. Entropy and Multi-Objective based approach for groundwater quality monitoring network assessment and redesign. *Journal of Water Resources Management* 23(8), 1603-1620.
- Morgenstern, U., Daughney, C. J., 2012. Groundwater age for identification of baseline groundwater quality and impacts of land-use intensification-The National Groundwater Monitoring Programme of New Zealand. *Journal of Hydrology* 456, 79-93.
- Nielsen, D.M., 2006. *Practical handbook of environmental site characterization and groundwater monitoring*, 2nd ed. USA: Taylor and Francis group; CRC Press.
- Piscopo, G., Please, P., Sinclair, P., 2001. *Macquarie Catchment Groundwater Vulnerability Map Explanatory Notes*, Department of Land and Water Conservation, New South Wales.
- Qi, S., Hou, D., Luo, J., 2017. Optimization of groundwater sampling approach under various hydrogeological conditions using a numerical simulation model. *Journal of Hydrology*, 552, 505-515.
- Reed, P.M., Kollat, J.B., 2013. Visual analytics clarify the scalability and effectiveness of massively parallel many-objective

- optimization: a groundwater monitoring design example. *Advances in Water Resources*, 56, 1-13.
- Sheikhy Narany, T., Ramli, M.F., Aris, A.Z., Sulaiman, W.N.A., Fakharian, K., 2014. Spatial Assessment of Groundwater Quality Monitoring Wells Using Indicator Kriging and Risk Mapping, Amol-Babol Plain, Iran. *Water* 6, 68-85. <https://doi.org/10.3390/w6010068>
- Uyan, M., Cay, T., 2010. Geostatistical methods for mapping groundwater nitrate concentration. In *Proceedings of the 3rd international conference on cartography and GIS*, Nessebar, Bulgaria, 15–20 June 2010.
- Yeh, M. S., Lin, Y. P., Chang, L. C., 2006. Designing an optimal multivariate geostatistical groundwater quality monitoring network using factorial kriging and genetic algorithms. *Environmental Geology* 50, 101–121. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0190-8>.