

## Investigating the Impact of Data Uncertainty on Groundwater Quality Assessment Using a Novel Multivariate Statistical Approach

R. Sheikholeslami<sup>1\*</sup> and F. Jahangiri<sup>2</sup>

### Abstract

This study presents a novel framework for assessing the Water Quality Index (WQI) by integrating data uncertainty into the calculations to enhance the reliability of water quality evaluations. The proposed framework, termed the Uncertainty-Informed Water Quality Index (UWQI), leverages advanced multivariate statistical techniques, including uncertainty-aware principal component analysis (UPCA) and Gaussian model, to account for uncertainty in WQI computations. Unlike traditional methods that treat data as fixed values, UPCA incorporates probability distributions over the data domain, enabling a more robust analysis. The UWQI framework was applied to data collected for eight key water quality parameters from 76 wells across three aquifers—Kahriz, Urmia, and Rashkan—within the Urmia Basin. Results revealed that ignoring data uncertainty significantly affected PCA outputs, sub-index weights, and overall water quality classifications. When uncertainty was incorporated, substantial shifts in quality categories were observed: wells initially classified as having excellent water quality were reassigned to good (3% increase) and medium (19% increase) quality categories. These shifts were primarily driven by data uncertainty influencing sub-index weights, with parameters such as pH,  $\text{HCO}_3^-$ , and  $\text{SO}_4^{2-}$  exhibiting the highest levels of uncertainty and sensitivity, as indicated by coefficients of variation of 33.9%, 19.3%, and 19.2%, respectively. This study underscores the critical importance of integrating data uncertainty into WQI assessments. The proposed UWQI framework provides water resource managers with a more reliable and informed decision-making tool, supporting effective pollution control strategies and reducing environmental and public health risks associated with inaccurate water quality evaluations.

**Keywords:** Water Quality, Aquifer, Data Uncertainty, Principal Component Analysis, Sensitivity Analysis.

Received: January 29, 2025

Accepted: March 1, 2025

## بررسی تأثیر عدم قطعیت داده‌ها بر ارزیابی کیفیت آب در آبخوان‌ها با استفاده از یک رویکرد نوین مبتنی بر آمار چندمتغیره

سید رضی شیخ‌الاسلامی<sup>۱\*</sup> و فرشاد جهانگیری<sup>۲</sup>

### چکیده

این پژوهش رویکردی نوین برای ارزیابی شاخص کیفیت آب (WQI) ارائه می‌دهد که با در نظر گرفتن عدم قطعیت موجود در داده‌های کیفیت آب، قابلیت اطمینان نتایج را بهبود می‌بخشد. چارچوب پیشنهادی، تحت عنوان شاخص کیفیت آب آگاه از عدم قطعیت (UWQI)، از روش‌های پیشرفته آماری نظیر تحلیل مؤلفه اساسی آگاه از عدم قطعیت و مدل گاوسی برای ادغام مستقیم عدم قطعیت در محاسبات WQI استفاده می‌کند. رویکرد پیشنهادی بر داده‌های مربوط به هشت پارامتر کلیدی کیفیت آب از ۷۶ چاه در سه آبخوان دشت‌های کهریز، ارومیه، و رشکان در حوضه آبریز دریاچه ارومیه اعمال شد. نتایج نشان داد که نادیده گرفتن عدم قطعیت می‌تواند به تغییرات قابل توجهی در خروجی‌های تحلیل مؤلفه اساسی، وزن‌دهی زیرشاخص‌ها و دسته‌بندی کیفیت آب منجر شود. علاوه بر این، با لحاظ کردن عدم قطعیت، تغییرات قابل توجهی در طبقه‌بندی کیفیت آب مشاهده شد. برای مثال، برخی چاه‌ها که در سناریوی بدون عدم قطعیت در وضعیت عالی از لحاظ کیفیت آب قرار داشتند، به دسته‌های خوب (با ۳ درصد افزایش) و متوسط (با ۱۹ درصد افزایش) منتقل شدند. بر اساس نتایج تحلیل حساسیت، این تغییرات عمدتاً ناشی از عدم قطعیت داده‌ها و بدنبال آن تغییرات در وزن زیرشاخص‌ها است، به طوری که پارامترهای pH،  $\text{HCO}_3^-$  و  $\text{SO}_4^{2-}$  بیشترین میزان عدم قطعیت و حساسیت در وزن را با ضرایب تغییرات ۳۳/۹٪، ۱۹/۳٪ و ۱۹/۲٪ در صدی نشان دادند. بنابراین، چارچوب پیشنهادی با ارائه ابزاری قابل اعتمادتر و آگاهانه‌تر برای تصمیم‌گیری، می‌تواند به مدیران منابع آبی در طراحی استراتژی‌های کنترل آلودگی کمک کند و ریسک‌های زیست‌محیطی و بهداشتی ناشی از ارزیابی‌های نادرست کیفیت آب را کاهش دهد.

**کلمات کلیدی:** کیفیت آب، آبخوان، عدم قطعیت داده‌ها، تحلیل مؤلفه‌های اساسی، تحلیل حساسیت.

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۳/۱۱/۱۰

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۳/۱۲/۱۱

1- Assistant Professor, Department of Civil Engineering, Sharif University of Technology, Tehran, Iran. Email: razi.sheikholeslami@sharif.edu

2- M.Sc. Graduated, Department of Civil Engineering, Sharif University of Technology, Tehran, Iran.

\*- Corresponding Author

Doi: [10.22034/iwrr.2025.503052.2826](https://doi.org/10.22034/iwrr.2025.503052.2826)

۱- استادیار گروه مهندسی آب و محیط‌زیست، دانشگاه صنعتی شریف، تهران، ایران.  
۲- دانش‌آموخته مقطع کارشناسی ارشد مهندسی منابع آب، دانشگاه صنعتی شریف، تهران، ایران.

\*- نویسنده مسئول

بحث و مناظره (Discussion) در مورد این مقاله تا پایان پاییز ۱۴۰۴ امکان‌پذیر است.

آب زیرزمینی یکی از مهم‌ترین منابع آب شیرین در سراسر جهان، بخصوص در مناطق خشک و نیمه خشک، محسوب می‌شود. با این حال، افزایش آلودگی در بسیاری از آبخوان‌ها نشان‌دهنده روندی نگران‌کننده در کاهش کیفیت آب است (Shiri et al., 2021). رشد سریع جمعیت، گسترش شهرنشینی و تغییرات اقلیمی از جمله عواملی هستند که این پدیده زیست محیطی را تشدید کرده‌اند؛ زیرا تقاضا برای آب شیرین را افزایش داده و بهره‌برداری بی‌رویه از منابع آب زیرزمینی را به دنبال داشته‌اند. این بهره‌برداری بی‌رویه نه تنها موجب نوسانات شدید در سطح آب زیرزمینی می‌شود، بلکه بدلیل نفوذ آلاینده‌ها تغییرات قابل توجهی را در کیفیت آبخوان‌ها ایجاد می‌کند (Safi et al., 2018). در این میان، آبخوان‌های اطراف دریاچه ارومیه با چالش‌های جدی در زمینه کاهش کیفیت و آلودگی منابع آب زیرزمینی مواجه هستند. این مشکلات به‌ویژه در مناطق ساحلی و نزدیکی دریاچه ارومیه با نفوذ آب شور تشدید شده است که به عنوان یکی از رایج‌ترین شکل‌های آلودگی آب زیرزمینی شناخته می‌شود (Nourani et al., 2025). چنین شرایطی می‌تواند تأثیرات جدی و غیرقابل جبرانی بر کیفیت و کمیت آب زیرزمینی داشته باشد. از این رو، شناسایی و درک چالش‌های مرتبط با مدیریت پایدار منابع آب زیرزمینی ضروری است. در این میان، جلوگیری از پیامدهای طولانی‌مدت و غیرقابل جبران آلودگی آب زیرزمینی مستلزم اتخاذ رویکردهای محاسباتی و مدیریتی دقیق و قابل اعتماد برای حفاظت از این منابع حیاتی است (Shirzad et al., 2018). سیاست‌های مدیریت کیفی منابع آب عمدتاً بر ارزیابی وضعیت فیزیکی، شیمیایی و زیستی آب با استفاده از روش‌های عددی متمرکزند. یکی از مؤثرترین و پرکاربردترین این ابزارها برای ارزیابی و توصیف کیفیت آب، شاخص کیفیت آب (WQI<sup>1</sup>) است که برای اولین بار توسط هورتون در سال ۱۹۶۵ معرفی شد (Horton, 1965). این شاخص به عنوان یک معیار جامع، مقادیر پارامترهای مختلف کیفیت آب را در یک امتیاز عددی واحد ادغام می‌کند. شاخص‌های متعددی دیگری نیز در تحقیقات پیشین پیشنهاد شده‌اند (Manna and Biswas, 2023) که تفاوت اصلی میان این شاخص‌ها در روش انتخاب پارامترها، زیرشاخص‌سازی، وزن‌دهی و ادغام پارامترهای کیفیت آب است (Uddin et al., 2021). برای مثال، شیرزاد و همکاران با استفاده از روش نظری<sup>۲</sup> دلفی بمنظور وزن‌دهی ۹ پارامتر کیفی و روش تابع میانگین هندسی جهت ادغام زیرشاخص‌ها، کیفیت آب رودخانه کارون را در سال آبی ۱۳۹۲ بررسی نمودند (Shirzad et al., 2018). در مطالعه‌ای دیگر، متحدین و همکاران ۱۱ پارامتر فیزیکی-شیمیایی را طی چهار فصل

اندازه‌گیری و با بکارگیری شاخص پارامترهای متداول کیفیت منابع آب سطحی (IRWQI<sup>3</sup>) و روش سطح پاسخ، کیفیت آب رودخانه حله‌رود را ارزیابی کردند (Mottahedin and Abdoos, 2021). شکوهی و همکاران نیز طی تحلیل حساسیت و مقایسه دو شاخص IRWQI<sup>3</sup> و NSFQI<sup>4</sup> در رودخانه پسیخان، پارامتر BOD<sup>5</sup> را حساس‌ترین پارامتر در هر دو شاخص گزارش کردند (Shokoochi and Modaberi, 2019). همچنین، کاربرد شاخص کیفیت آب زیرزمینی (GWQI<sup>6</sup>) در پایش کیفیت آبخوان‌ها، به‌ویژه در اطراف دریاچه ارومیه، در مطالعات مختلف تأیید شده است. Pashaeifar et al. (2021) کیفیت آب زیرزمینی دشت‌های آذرشهر و عجب‌شیر را در بازه ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹ و با استفاده از تحلیل‌های مکانی-زمانی و آماری، ارزیابی کردند. نتایج نشان داد که سختی کل آب در هر دو دشت بالاتر از حد مجاز است و شاخص کیفیت با وزن‌دهی نظری بیانگر افت کیفیت آب زیرزمینی در این بازه زمانی بود، به‌طوری که در سال ۲۰۱۹، ۸۴ درصد نمونه‌های دشت آذرشهر و ۶۷ درصد نمونه‌های دشت عجب‌شیر در وضعیت "خوب تا ضعیف" طبقه‌بندی شدند. Rahimi et al. (2023) نیز با اتخاذ رویکردی مشابه، نقشه پهنه‌بندی کیفیت آب زیرزمینی دشت ارومیه را بر اساس پارامترهای هدایت الکتریکی، نسبت جذب سدیم (SAR<sup>7</sup>) و کرنات سدیم باقی‌مانده (RCS<sup>8</sup>) تهیه کردند. نتایج این پژوهش نشان داد که ۱۶/۲۲ درصد از بخش‌های شمالی و شرقی دشت، از نظر کیفیت آب، برای مصارف کشاورزی مناسب نیست. در مطالعه‌ای دیگر، تغییرات مکانی شوری آب زیرزمینی در آبخوان ملکان، واقع در حوضه دریاچه ارومیه، با استفاده از شاخص نوین GWQISI بررسی شد. این شاخص با یکپارچه‌سازی پارامترهای TDS، Cl<sup>-</sup>، Na<sup>+</sup> و Ca<sup>2+</sup> نشان داد که حدود ۱/۷۵، ۴/۲۵ و ۶۲/۴ کیلومتر مربع از این آبخوان به ترتیب به شدت، زیاد و متوسط تحت تأثیر شوری قرار دارند و بیشترین آسیب در منطقه شمال‌غربی مشاهده شد (Azizi et al., 2019).

علاوه بر این، رویکردهای نظری همچون بکارگیری روش‌های عینی<sup>۹</sup> از جمله روش آنتروپی<sup>۱۰</sup> و تحلیل مؤلفه‌های اساسی (PCA<sup>۱۱</sup>) نیز در مطالعات ارزیابی و توسعه شاخص کیفیت آب سطحی و زیرزمینی مشهود است (Subba Rao et al., 2020). برای مثال، Soltani et al. (2023) با ۳۳ نمونه مکانی از ۷ پارامتر کیفی در شهریور سال ۱۳۹۸ و بکارگیری وزن‌دهی عینی آنتروپی و وزن‌دهی نظری<sup>۱۲</sup> AHP (تحلیل سلسله‌مراتبی) در روش‌های تصمیم‌گیری چند معیاره اعم از WQI و TOPSIS، به بررسی کیفیت آب زیرزمینی در دشت بستان آباد پرداختند. نتایج حاصل از روش آنتروپی pH را بعنوان مهمترین و Cl را کم اهمیت ترین پارامتر شناخت در حالیکه در روش AHP، فلوراید به‌عنوان مهم‌ترین

و pH به عنوان کم‌اهمیت‌ترین پارامتر تعیین شدند، که نشان‌دهنده اختلاف میان روش‌های نظری و عینی است.

در سال‌های اخیر، استفاده از ابزارهای آماری پیشرفته در توسعه شاخص کیفیت آب رشد قابل‌توجهی داشته است (Mahanty et al., 2023). این ابزارها به دلیل ماهیت عینی، نقش بسزایی در کاهش عدم‌قطعیت‌های ناشی از روش‌های نظری ایفا می‌کنند. روش‌های نظری، مانند وزن‌دهی بر اساس نظر متخصصان و تحلیل سلسله‌مراتبی، اغلب تحت تأثیر قضاوت‌های فردی و ذهنی قرار می‌گیرند (Tripathi and Singal, 2019). (Seifi et al., 2020) با گردآوری وزن‌های نظری موجود در منابع، چارچوبی برای تحلیل توزیع‌های آماری و بررسی عدم‌قطعیت وزن‌های WQI توسعه دادند. این چارچوب با شبیه‌سازی مونت کارلو، دامنه عدم‌قطعیت ناشی از وزن‌دهی نظری را کمی‌سازی کرده و ارزیابی‌هایی را تحت چهار استاندارد BIS<sup>13</sup>، WHO<sup>14</sup>، ISIRI<sup>15</sup> و ICMR<sup>16</sup> انجام داد. نتایج این مطالعه نشان داد که تفاوت‌های قابل‌توجهی میان وزن‌های شاخص کیفیت آب در مطالعات وجود دارد که بر طبقه‌بندی نهایی منابع آبی تأثیر می‌گذارد. همچنین، در میان استانداردها، سناریوی BIS کمترین عدم‌قطعیت را نشان داده و عدم‌قطعیت در تابستان بیشتر از زمستان است. استاندارد ISIRI نتوانست تخمین دقیقی از طبقه‌بندی WQI ارائه دهد که نشان‌دهنده افزایش عدم‌قطعیت ناشی از استفاده از وزن‌های مختلف پارامترهای کیفی آب است. علاوه بر این، بازه عدم‌قطعیت محاسبه‌شده بر اساس استاندارد ICMR گسترده‌تر از سایر استانداردها بود. در مقابل، تحلیل مؤلفه‌های اساسی به‌عنوان یکی از پرکاربردترین روش‌های آماری، به‌طور گسترده در مطالعات ارزیابی کیفیت آب مورد استفاده قرار گرفته است (Saberinasr et al., 2024) به طوری که در سال‌های اخیر، نقش بسزایی در مراحل مختلف توسعه شاخص کیفیت آب از جمله بهینه‌سازی تعداد پارامترهای کیفی (Pak et al., 2021)، زیرشاخص‌سازی (Dash and Kalamdhad, 2021) و وزن‌دهی زیرشاخص‌ها (Unda-Calvo et al., 2020) داشته است. در واقع، این روش علاوه بر کاهش وابستگی به قضاوت‌های ذهنی، امکان شناسایی و انتخاب پارامترهای مؤثر بر کیفیت آب و همچنین تعیین وزن‌های زیرشاخص‌ها در توسعه شاخص‌های کیفیت آب را فراهم می‌کند. باید توجه داشت صرف‌نظر از رویکرد انتخابی در محاسبات شاخص کیفیت آب، مقدار قابل‌توجهی از عدم‌قطعیت در این فرآیند دخالت دارد. این عدم‌قطعیت می‌تواند از منابع مختلفی از جمله نظر کارشناسان، خطاهای اندازه‌گیری و انتقال داده‌های میدانی، فرآیند پیش‌پردازش داده‌ها و تغییرات طبیعی نشأت بگیرد (Rode and Suhr, 2007; Juwana et al., 2016). باید خاطر نشان ساخت

علیرغم تأکید مطالعات اخیر به ماهیت گسترده عدم‌قطعیت در داده‌های کیفیت آب (Sheikholeslami et al., 2024)، حدود ۸۴ درصد از تحقیقات مرتبط با ارزیابی کیفیت آب فاقد تحلیل عدم‌قطعیت هستند (Nunoo et al., 2020). این فقدان کمی‌سازی عدم‌قطعیت می‌تواند منجر به ارزیابی‌های مغرضانه از وضعیت کیفیت آب، تخصیص نادرست منابع برای اقدامات کنترل آلودگی یا تصمیم‌گیری‌های ناکارآمد در مدیریت آب شود. این عوامل در نهایت آسیب‌های اجتماعی-اکولوژیکی غیرقابل‌جبران را بدنبال خواهد داشت (Puy et al., 2022).

در نتیجه، یکپارچه‌سازی ابزارهای کمی‌سازی عدم‌قطعیت در توسعه شاخص کیفیت آب برای افزایش اعتبار و قابلیت اطمینان ارزیابی‌های کیفیت آب ضروری است. اگرچه در چند دهه اخیر محققان با استفاده از تکنیک‌های فازی (Che Osmi et al., 2016)، شبیه‌سازی مونت کارلو (Jahangiri and Sheikholeslami, 2022) و الگوریتم‌های یادگیری ماشین (Uddin et al., 2023)، عدم‌قطعیت ساختاری را در مراحل مختلف توسعه شاخص کیفیت آب ارزیابی کرده‌اند، با این حال، تاکنون به ادغام صریح عدم‌قطعیت داده‌ها در توسعه شاخص‌های کیفیت آب پرداخته نشده‌است. از این رو، در پژوهش حاضر، رویکرد نوینی جهت غلبه بر این چالش ارائه شده است که عدم‌قطعیت‌های محتمل در داده‌های کیفی را مستقیماً در ارزیابی شاخص کیفیت در نظر می‌گیرد. در رویکرد پیشنهادی:

#### ۱- شاخص جدیدی تحت عنوان شاخص کیفیت آب

**آگاه از عدم‌قطعیت<sup>۱۷</sup>** معرفی می‌شود. این شاخص با بهره‌گیری از یک روش نوین ریاضی پیشنهادی توسط Gortler et al. (2020)، اثرات عدم‌قطعیت در داده‌های کیفیت آب را بر وزن‌دهی به زیرشاخص‌ها کمی‌سازی می‌کند. برخلاف رویکردهای پیشین که شاخص در قالب یک عدد گزارش می‌شود، در شاخص پیشنهادی، مقادیر به‌صورت بازه‌ای از اعداد ارائه می‌شوند تا بواسطه آن بتوان حتی در حضور داده‌های نامطمئن نیز نتایج قابل اعتماد به مدیران ارائه شود؛

۲- با بهره‌گیری از شاخص‌های حساسیت جدید ارائه شده در این پژوهش، به سؤالات کلیدی نظیر موارد زیر پرداخته شده می‌شود: کدام مؤلفه اساسی حساسیت بیشتری نسبت به مراتب مختلف از عدم‌قطعیت داده‌ها دارد؟ وزن کدام پارامترها بیشترین تأثیر را از این عدم‌قطعیت‌ها می‌پذیرد؟ و کدام چاه‌ها در برابر تغییرات و عدم‌قطعیت داده‌های ورودی آسیب‌پذیرتر هستند؟ همچنین، میزان و سطح عدم‌قطعیت

شمال غربی تا جنوب غربی دریاچه ارومیه در شمال غرب ایران را پوشش می‌دهند. در این پژوهش، ۷۶ چاه بعنوان نقاط نمونه برداری از آبخوان‌ها جهت ارزیابی کیفیت آبخوان‌ها جمع‌آوری شد. در شکل ۱-ا موقعیت جغرافیایی آبخوان‌ها به همراه توزیع مکانی نقاط نمونه نشان داده و در بخش ۳-۱ به معیارهای گزینش این نقاط پرداخته شده است.

در هر یک از این موارد کمی‌سازی شده است تا به ارائه تحلیل‌های دقیق‌تر و اتخاذ استراتژی‌های بهینه در مدیریت منابع آب سطحی و زیرزمینی کمک شود.

## ۲- منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه جهت بکارگیری رویکرد پیشنهادی شامل آبخوان‌های سه دشت کهریز، ارومیه و رشکان است که نواحی

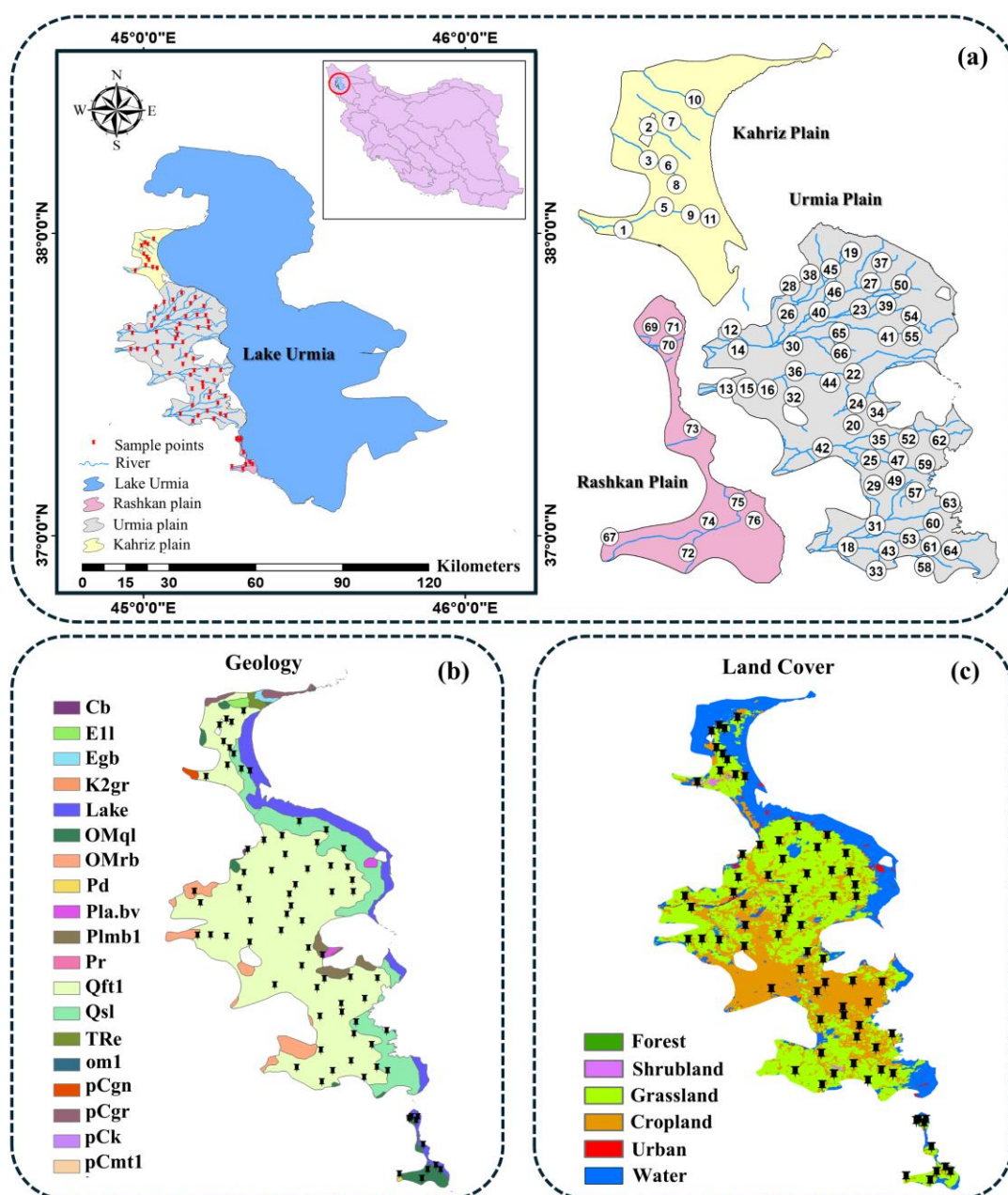


Fig. 1- Maps of the study area showing: (a) location of the aquifers and sample points, (b) geological map, and (c) land cover

شکل ۱- نقشه‌های منطقه مورد مطالعه، شامل: (a) موقعیت جغرافیایی آبخوان‌ها و نقاط نمونه برداری، (b) نقشه زمین‌شناسی منطقه و (c) پوشش زمین

مساحت کلی این ناحیه از حوضه آبریز ارومیه حدود ۱۰۸۷ کیلومتر مربع است به طوری که دشت کههریز (۱۴۱ کیلومتر مربع) و دشت ارومیه (۹۱۸ کیلومتر مربع) عمدتاً از آبرفت‌های بادبزی مرتفع و رسوبات تراسی دره‌ای تشکیل شده‌اند، در حالی که دشت ارومیه شامل مناطقی با رسوبات نمکی دریاچه نیز است. در مقابل، دشت رشکان (۲۸ کیلومتر مربع) از سنگ‌آهک‌های ریفی ضخیم و توده‌ای تشکیل شده است (شکل ۱-b).

پوشش اراضی در این منطقه نشان‌دهنده تنوع کاربری و ویژگی‌های طبیعی است، به طوری که مرتع‌ها ۴۸ درصد و اراضی زراعی ۳۰ درصد منطقه را تشکیل می‌دهند (شکل ۱-c). این دشت‌ها در اقلیم نیمه‌خشک هستند که به‌طور قابل توجهی بر دسترسی به منابع آبی و شوری آب زیرزمینی، به ویژه در نزدیکی دریاچه ارومیه تأثیر می‌گذارد (Jeihouni et al., 2018). دشت‌های کههریز و ارومیه به دلیل وجود مناطق نسبتاً مسطح، نقش مهمی در صنعت کشاورزی دارند، در حالی که دشت رشکان به دلیل زمین‌شناسی آهکی و ناهموار کمتر برای کشت مورد استفاده قرار می‌گیرد. این سه دشت بخش مهمی از حوزه آبریز دریاچه ارومیه را تشکیل می‌دهند و به‌عنوان منطقه‌ای انتقالی بین مناطق کوهستانی در غرب و خود دریاچه عمل می‌کنند. تعامل عوامل زمین‌شناسی، اقلیمی و کاربری زمین، این ناحیه را به منطقه‌ای مهم برای مطالعات کمی، کیفی و مدیریت منابع آب زیرزمینی تبدیل کرده است (Nakhaei et al., 2015; Feizizadeh et al., 2022).

### ۳- روش تحقیق

#### ۳-۱- جمع‌آوری داده‌های کیفی

اغلب مطالعات ارزیابی کیفیت آب در قالب داده‌برداری‌های میدانی و انجام تحلیل‌ها و مدل‌سازی‌ها بر این داده‌ها انجام می‌شوند. در بیشتر مواقع، محدودیت‌های زمانی، تجهیزاتی، و همچنین چالش‌های دسترسی به داده‌های بروز، مقیاس زمانی این نوع نمونه‌برداری‌ها را به مقیاس‌های فصلی و سالانه محدود می‌کنند. در این مطالعه، ابتدا داده‌های کیفیت آبخوان‌ها از پورتال آمار پایه - سازمان مدیریت منابع آب ایران (<http://www.wrm.ir>) - برای هشت پارامتر کیفیت فیزیکی-شیمیایی شامل سدیم ( $\text{Na}^+$ )، منیزیم ( $\text{Mg}^{2+}$ )، کلسیم ( $\text{Ca}^{2+}$ )، سولفات ( $\text{SO}_4^{2-}$ )، کلرید ( $\text{Cl}^-$ )، بی‌کربنات ( $\text{HCO}_3^-$ )، pH و مجموع جامدات محلول ( $\text{TDS}^{18}$ ) استخراج شدند. این پایگاه داده شامل داده‌های فصلی کیفیت آب از سال ۱۳۸۰ تا سال ۱۳۹۷ است. در این مطالعه، اولویت‌بندی و انتخاب چاه‌ها جهت انجام تحلیل‌ها، در ابتدا بر اساس در دسترس بودن داده‌های کیفی در سال ۱۳۹۷ (بعنوان بروزترین تاریخ) صورت

گرفت تا انسجام در تحلیل‌ها حفظ شود. در ادامه به بررسی داده‌های تاریخی‌چاه‌های موجود در چاه‌های منتخب پرداخته شد؛ زیرا در این مطالعه، عدم قطعیت‌های ورودی بر اساس این داده‌ها برآورد می‌شود. نهایتاً، ۷۶ چاه جهت انجام این پژوهش انتخاب شدند که شامل ۱۱ چاه در دشت کههریز، ۵۵ چاه در دشت ارومیه و ۱۰ چاه در دشت رشکان از نوع عمیق و نیمه عمیق و قنات هستند.

شکل ۲ مقادیر کیفی متناظر با چاه‌های منتخب در سال ۱۳۹۷ را نشان می‌دهد. بررسی اولیه غلظت پارامترهای کیفی در مقایسه با استانداردهای سازمان بهداشت جهانی (WHO) حاکی از آن است که تمامی پارامترها، به‌جز مجموع جامدات محلول (TDS)، در محدوده مجاز قرار دارند. این در حالی است که در اکثر نقاط نمونه، مقدار TDS از حد استاندارد ( $500 \text{ mg/l}$ ) فراتر است. علاوه بر این، بررسی سایر پارامترهای کیفی نشان می‌دهد که غلظت سدیم ( $\text{Na}^+$ )، منیزیم ( $\text{Mg}^{2+}$ )، کلسیم ( $\text{Ca}^{2+}$ )، کلرید ( $\text{Cl}^-$ ) و TDS در آبخوان دشت کههریز، خصوصاً در نقاط نمونه‌برداری ۳، ۶، ۸ و ۱۱، نسبت به سایر آبخوان‌ها بیشتر است. این افزایش می‌تواند ناشی از ساختار زمین‌شناسی منطقه، انحلال مواد معدنی، و تأثیر تبادل یونی در مجاورت دریاچه ارومیه باشد. در ادامه به محاسبه خطای تعادل یونی<sup>۱۹</sup> در سه آبخوان کههریز، ارومیه و رشکان با استفاده از مجموع غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌ها (meq/L) پرداخته شد. مقادیر حاصل نشان داد که خطای تعادل یونی در تمامی آبخوان‌ها در محدوده قابل قبول ( $\pm 5$  درصد) قرار دارد (Zhang et al., 2020) به طوری که مقدار میانگین این خطا برای آبخوان دشت کههریز ۴/۵، دشت رشکان ۳/۸ و دشت ارومیه ۳/۲ درصد تعیین شد. در آبخوان دشت کههریز، بیشتر بودن غلظت کاتیون‌های  $\text{Na}^+$ ،  $\text{Mg}^{2+}$  و  $\text{Ca}^{2+}$  نسبت به غلظت برخی آنیون‌ها، مانند بی‌کربنات ( $\text{HCO}_3^-$ )، منجر به اختلال بیشتر در تعادل یونی شده‌است. بیشتر بودن غلظت TDS و مقدار غیرمتناسب کاتیون‌ها و آنیون‌ها در این آبخوان ممکن است به کاهش سطح آب‌های زیرزمینی ناشی از خشکسالی‌های اخیر و نفوذ بیشتر آب شور از دریاچه ارومیه مرتبط باشد.

#### ۳-۲- رویکرد پیشنهادی برای ادغام عدم قطعیت

##### داده‌ها و تحلیل حساسیت در شاخص کیفیت آب

این بخش به تبیین چارچوب پیشنهادی برای تلفیق عدم قطعیت داده‌ها و تحلیل حساسیت در توسعه شاخص‌های کیفی مبتنی بر وزن‌دهی با روش عینی PCA اختصاص دارد. در این رویکرد، ابتدا با بکارگیری UPCA<sup>20</sup> تأثیر عدم قطعیت محتمل ورودی بر نتایج تحلیل مؤلفه‌های اساسی بررسی می‌شود. سپس، فرآیند وزن‌دهی پارامترهای کیفی و تحلیل حساسیت با در نظرگیری دامنه

حساسیت شاخص نسبت به تغییرات داده‌ها، به بررسی نحوه انتشار عدم قطعیت در فرآیند ارزیابی کیفیت آب می‌پردازد.

عدم قطعیت آن‌ها به منظور ارائه نتایج قابل اطمینان انجام می‌گیرد. در گام پایانی، اثرات این عدم قطعیت بر طبقه‌بندی و تفسیر مقادیر شاخص کیفیت آب به صورت مکانی ارزیابی می‌شود. در واقع، رویکرد پیشنهادی با هدف تأکید بر ناپایداری داده‌های ورودی و

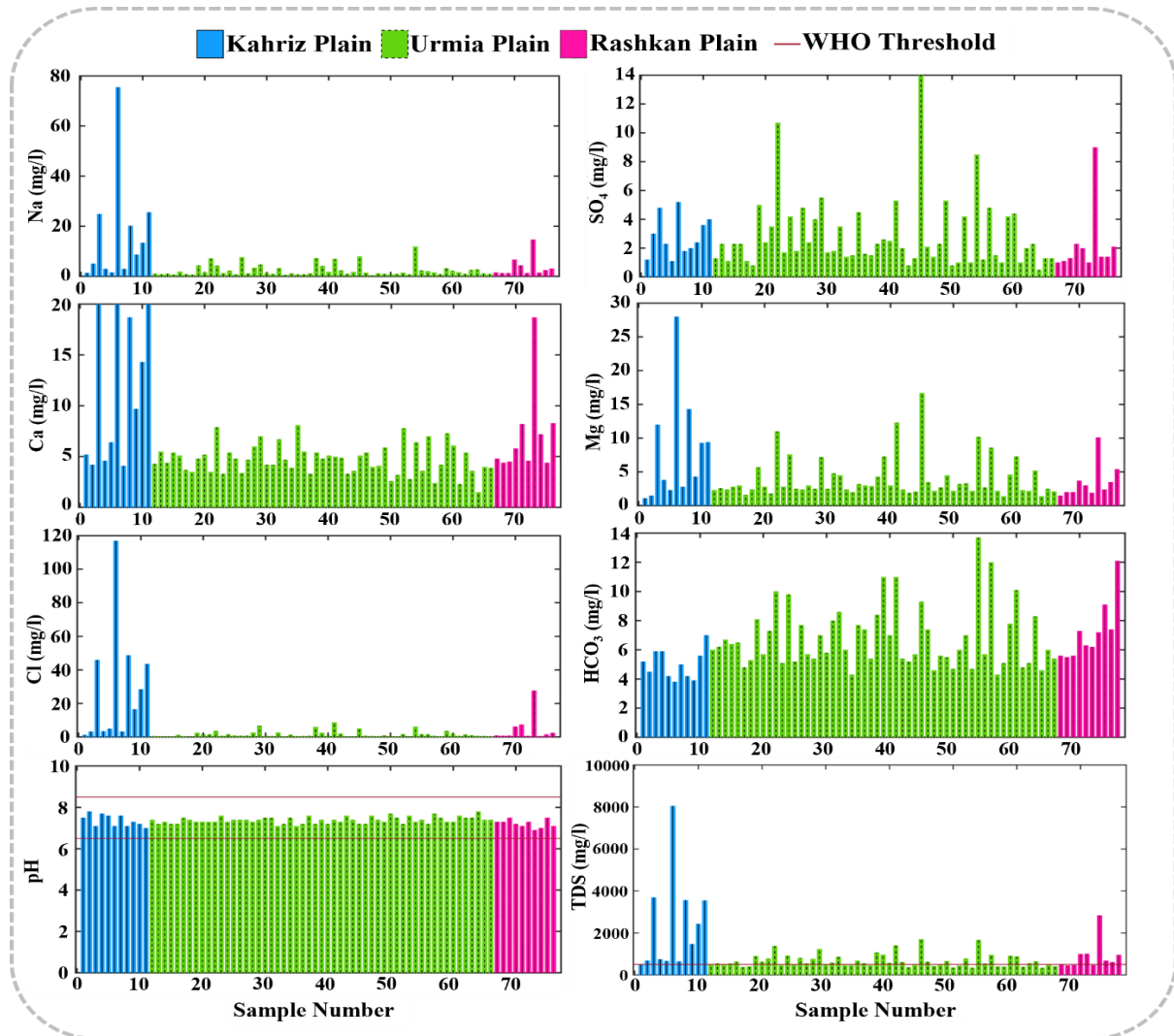


Fig. 2- Concentration of physicochemical parameters of selected wells for groundwater quality assessment in 2018

شکل ۲- غلظت پارامترهای فیزیکی-شیمیایی متناظر با چاه‌های منتخب جهت ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی در سال ۱۳۹۷

که در بسیاری از مطالعات بمنظور تعیین منابع احتمالی آلودگی (Mitra et al., 2018)، انتخاب تأثیرگذارترین پارامترهای کیفیت آب (Parween et al., 2022)، زیرشاخص‌سازی (Ma et al., 2020) و وزن‌دهی پارامترها (Abdelaziz et al., 2020) در فرآیند توسعه شاخص کیفیت آب بصورت مکرر بکار رفته است.

۳-۲-۱- وزن‌دهی با استفاده از تحلیل مؤلفه‌های اساسی آگاه از عدم قطعیت داده‌ها  
تحلیل مؤلفه‌های اساسی بعنوان یک ابزار آمار چند متغیره، با کاهش ابعاد مجموعه داده‌های پیچیده، مهمترین اطلاعات مجموعه را تحت عنوان مؤلفه‌های اساسی ارائه می‌دهد. بکارگیری این ابزار در ارزیابی کیفیت آب اهدافی فراتر از کاهش ابعاد داشته‌است به طوری

در این رابطه، مؤلفه‌های  $\widehat{\mathbb{E}}[\mathbb{E}[\mathbf{T}]\mathbb{E}[\mathbf{T}]^T]$  و  $\mu_T \mu_T^T$  به ترتیب عبارتند از گشتاور مرتبه اول حاصل از ضرب خارجی میانگین توزیع‌ها و ضرب خارجی میانگین حسابی متناظر با هر توزیع احتمالاتی. این مؤلفه‌ها مشابه با روش سنتی طبق روابط ۳ و ۴ محاسبه می‌شوند:

$$\widehat{\mathbb{E}}[\mathbb{E}[\mathbf{T}]\mathbb{E}[\mathbf{T}]^T] = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k [\mathbb{E}[\mathbf{t}_i]\mathbb{E}[\mathbf{t}_i]^T] \quad (۳)$$

$$\mu_T = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \mathbb{E}[\mathbf{t}_i] \quad (۴)$$

مؤلفه  $\widehat{\mathbb{E}}[\text{Cov}(\mathbf{T}, \mathbf{T})]$  در رابطه ۲، بیانگر میانگین کوواریانس در تک تک توزیع‌هاست که تأثیر عدم قطعیت هر یک از بردارهای تصادفی را در محاسبه کوواریانس کلی داده‌ها بازتاب می‌دهد. در واقع، این مؤلفه تفاوت اساسی روش پیشنهادی با نسخه سنتی‌ست و طبق رابطه ۵ تعیین می‌شود:

$$\widehat{\mathbb{E}}[\text{Cov}(\mathbf{T}, \mathbf{T})] = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k [\text{Cov}(\mathbf{t}_i, \mathbf{t}_i)] \quad (۵)$$

باید توجه داشت پیکربندی روش آگاه از عدم قطعیت مستلزم به برآزش توزیع‌های احتمالاتی بر داده‌هاست. در این مطالعه با اتکا بر فرضیه‌های موجود در مطالعات پیشین (Reimann and Filzmoser, 2000; Mitra et al., 2018)، با بکارگیری تاریخچه داده‌های کیفی متناظر با هر چاه و مدل گوسی ( $GM^{22}$ )، ۷۶ توزیع گاوسین چندمتغیره (رابطه ۶) برای هر ایستگاه نمونه برداری برآزش شد. نهایتاً این توزیع‌های نرمال بعنوان عدم قطعیت چندمتغیره در رابطه ۶ مورد استفاده قرار گرفتند:

$$f(X_k | X_{k1397}, \Sigma_k) = \frac{1}{\sqrt{(2\pi)^n |\Sigma_k|}} \exp\left(-\frac{(X_k - X_{k1397})^T \Sigma_k^{-1} (X_k - X_{k1397})}{2}\right), \quad (۶)$$

$$k = 1, \dots, 76$$

در رابطه فوق،  $\Sigma_k$  و  $X_{k1397}$  مجموعه پارامترهای متناظر با توزیع‌های نرمال برآزش شده را تشکیل می‌دهند و به ترتیب عبارتند از بردار داده‌های کیفی ۸ بُعدی (در سال ۱۳۹۷) و ماتریس کوواریانس  $8 \times 8$  بُعدی متناظر با چاه  $k$ ام. مقادیر این پارامترها با استفاده از الگوریتم برآوردگر حداکثر درست‌نمایی ( $MLE^{23}$ ) تعیین شدند. همچنین در این رابطه،  $X_k$  ماتریس داده‌های تاریخچه چاه  $k$ ام را نشان می‌دهد. همانطور که در بخش ۳-۱ اشاره شد، این داده‌ها نقش برآورد عدم قطعیت داده‌ها در هر چاه را بر عهده دارند.

در این مطالعه نیز تحلیل مؤلفه‌های اساسی بمنظور وزن‌دهی به زیرشاخص‌ها مورد استفاده قرار گرفت. فرآیند انجام تحلیل مؤلفه‌های اساسی شامل تشکیل یک ماتریس ورودی از داده‌های پیش‌پردازش شده است، که در آن سطرها تعداد مشاهدات و ستون‌ها تعداد پارامترهای کیفیت آب را نشان می‌دهد. سپس طبق رابطه ۱، ماتریس کوواریانس (C) برای تحلیل روابط بین متغیرها در ماتریس ورودی (X) محاسبه می‌شود:

$$\mathbf{C} = \text{Cov}(\mathbf{X}, \mathbf{X}) = \mathbb{E}[(\mathbf{X} - \mathbb{E}[\mathbf{X}])(\mathbf{X} - \mathbb{E}[\mathbf{X}])^T] \quad (۱)$$

پس از محاسبه ماتریس کوواریانس، بردارهای ویژه و مقادیر ویژه از طریق تجزیه ویژه محاسبه می‌شوند. در ادامه، بردارهای ویژه بر اساس مقادیر ویژه متناظر ( $\lambda$ ) به صورت نزولی مرتب و در ماتریس (V) ذخیره می‌شوند. این بردارهای رتبه‌بندی شده همان مؤلفه‌های اساسی هستند که به صورت ترکیب‌های خطی از متغیرهای اصلی، حداکثر واریانس را در میان تمام متغیرها توصیف می‌کنند. تعداد مؤلفه‌های اساسی انتخاب شده در این مطالعه بر اساس آستانه واریانس توصیفی بزرگتر از ۹۰ درصد تعیین شدند. لازم بذکر است، در این مطالعه صلاحیت انجام تحلیل مؤلفه‌های اساسی، طبق دو معیار بارتلت (۰/۰) و  $KMO^{21}$  (۰/۵۱) تأیید شدند (Bartlett, 1950; Kaiser, 1974).

علیرغم بکارگیری گسترده تحلیل مؤلفه‌های اساسی در ارزیابی کیفیت آب، توسعه شاخص‌های کیفیت با استفاده از ابزارهای مبتنی بر داده می‌تواند به‌طور قابل‌توجهی تحت‌تأثیر عدم قطعیت‌های موجود در داده‌های ورودی قرار گیرد (Mahanty et al., 2023; Shekholeslami and Hall, 2023). در این مطالعه، برای کمی‌سازی تأثیر این نوع عدم قطعیت بر مؤلفه‌های اساسی، وزن‌ها و در نهایت مقادیر شاخص کیفیت، از رویکرد نوین ارائه شده توسط Gortler et al. (2020)، تحت عنوان تحلیل مؤلفه‌های اساسی آگاه از عدم قطعیت<sup>۲۰</sup> استفاده شده است. در این روش، عدم قطعیت داده‌ها به صورت توزیع‌های احتمالی در فضای داده برای محاسبه ماتریس کوواریانس و انجام تحلیل مؤلفه‌های اساسی لحاظ می‌شوند به طوری که در روش سنتی، داده‌های ورودی در تحلیل به صورت نقاط در یک فضای چندبُعدی در نظر گرفته می‌شوند. به عبارت دیگر، قابلیت در نظرگیری عدم قطعیت احتمالی داده‌ها در محاسبه ماتریس کوواریانس مهمترین عامل برتری این روش نسبت به نسخه‌های سنتی است. محاسبه این ماتریس برای مجموعه  $k$  توزیع چندمتغیره احتمالاتی ( $T = \{t_1, t_2, \dots, t_k\}$ ) طبق رابطه ۲ انجام می‌گیرد:

$$\mathbf{C}_u = \text{Cov}(\mathbf{T}, \mathbf{T}) = \widehat{\mathbb{E}}[\mathbb{E}[\mathbf{T}]\mathbb{E}[\mathbf{T}]^T] + s^2 \cdot \widehat{\mathbb{E}}[\text{Cov}(\mathbf{T}, \mathbf{T})] - \mu_T \mu_T^T \quad (۲)$$

در این مطالعه برای محاسبه زیرشاخص‌ها و در نهایت بررسی شاخص کیفیت آب‌زیرزمینی در دشت‌های غربی دریاچه ارومیه به ترتیب از رابطه ۸ و رابطه ۹ استفاده شد:

$$q_i = \frac{C_{i1397}}{S_i} \times 100 \quad (8)$$

$$GWQI = \sum_{i=1}^n w_i q_i \quad (9)$$

در این روابط،  $C_{i1397}$ ،  $S_i$  به ترتیب عبارتند از غلظت پارامترهای فیزیکی-شیمیایی در سال ۱۳۹۷ (شکل ۲) و مقادیر مجاز تعیین شده توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2022). همچنین تفسیر و دسته‌بندی وضعیت کیفیت آب در این تحقیق، مشابه با مطالعه Subba Rao et al. (2020) انجام شد.

### ۳-۲-۳- تحلیل حساسیت مؤلفه‌های اساسی و تعیین میزان عدم قطعیت

همانطور که گفته شد نتایج تحلیل مؤلفه‌های اساسی و وزن‌های استنتاج شده از این تحلیل متأثر از عدم قطعیت‌های ناشی از داده‌ها هستند. از این رو، ارزیابی و کمی‌سازی عدم قطعیت در هر مرحله و تحلیل حساسیت خروجی‌ها جهت شناسایی عوامل حساس به عدم قطعیت و ارتقاء اطمینان‌پذیری نتایج امری ضروری است (Sheikholeslami et al., 2021). در این پژوهش، با استفاده از شاخص ضریب تغییرات ( $CV^{27}$ ) به تعیین مقادیر عدم قطعیت و همچنین تحلیل حساسیت مؤلفه‌های اساسی پرداخته شد. به طوریکه برای سنجش حساسیت هر مؤلفه اساسی نسبت به عدم قطعیت داده‌ها شاخصی در قالب رابطه ۱۰ ارائه و استفاده شد:

$$SI_i = \left( \frac{\sum_{j=1}^n CV_{\lambda_j} \times CV_{|L_{ij}|}}{\sum_{j=1}^n \sum_{j=1}^n CV_{\lambda_j} \times CV_{|L_{ij}|}} \right), \quad CV = \frac{\sigma}{\mu} \quad (10)$$

که در این رابطه،  $SI_i$  شاخص حساسیت مؤلفه  $i$ ام،  $n$  تعداد پارامترهای کیفی،  $r$  تعداد مؤلفه‌های انتخاب شده بر اساس معیار درصد واریانس توصیفی (۹۰ درصد)،  $\lambda$  مقادیر ویژه،  $L$  قدرمطلق بار هر پارامتر در مؤلفه اساسی،  $\sigma$  انحراف معیار و  $\mu$  میانگین را نشان می‌دهد.

در مطالعات مرتبط با تحلیل عدم قطعیت، تعیین آستانه‌ها به‌طور معمول به‌صورت نظری انجام می‌شود (McMillan et al., 2018; Kumar et al., 2023) و تفاوت‌هایی در مقادیر مرزی تعیین شده در پژوهش‌های مختلف قابل مشاهده است. در این مطالعه، آستانه‌ها با هدف فراهم آوردن یک طبقه‌بندی معنادار از مقادیر ضریب تغییرات انتخاب شدند تا امکان مقایسه مکانی ملموس‌تر و تحلیل بهتر عدم قطعیت فراهم شود. بدین منظور، سطح عدم قطعیت در

لازم بذکر است که در رابطه ۲، ضریب  $S^2$  بر اساس خصوصیات تبدیل آفین<sup>۲۴</sup> به کاربر امکان ارزیابی کیفیت آب در مراتب مختلف از عدم قطعیت داده‌ها را فراهم می‌کند. به عبارت دیگر ماتریس قطری  $S$  با مقیاس‌بندی ماتریس کوواریانس بین صفر و یک باعث کاهش یا افزایش پراکندگی و میزان عدم قطعیت داده‌ها می‌شود. طبق نتایج مطالعات پیشین، میزان عدم قطعیت در پارامترهای کیفی مختلف، متفاوت است (Rode and Suhr, 2007; McMillan et al., 2018). لذا در این مطالعه، سناریوهای مختلف از میزان عدم قطعیت داده‌ها در فرآیند وزن‌دهی پارامترها در نظر گرفته شد. به این منظور، سه سناریوی اصلی تعریف گردید: الف) در سناریو خوش‌بینانه ( $S^2 = \text{diag}(0)$ )، عدم قطعیت داده‌ها صفر در نظر گرفته شد و مشابه با مطالعات پیشین، فقط داده‌های کیفی در سال ۱۳۹۷ مبنای تحلیل مؤلفه اساسی و تعیین وزن قرار گرفتند (شکل ۳-ا). ب) در سناریو بدبینانه ( $S^2 = \text{diag}(1)$ )، بیشینه‌ی عدم قطعیت با فرض ضریب پراکندگی یکسان و حداکثر برای هشت پارامتر کیفی در تحلیل مؤلفه اساسی و وزن‌دهی لحاظ شد (شکل ۳-ب). ج) به‌منظور بررسی سطوح مختلف عدم قطعیت با ضرایب پراکندگی متفاوت در هر پارامتر، طی یک چارچوب سیستماتیک و نمونه‌گیری با روش Latin Hypercube، ۱۰۰۰۰ سناریوی میانه‌رو با سطوح مختلف احتمالی ( $S^2$ ) در محدوده (۰ و ۱) ارزیابی شدند (شکل ۳-ج). بواسطه سناریوهای میانه‌رو، تحلیل حساسیت مؤلفه‌های اساسی در برابر عدم قطعیت داده‌ها مورد بررسی قرار گرفت و با استخراج توزیع احتمال پسین متناظر با وزن پارامترهای کیفی، تأثیر عدم قطعیت وزن‌ها (ناشی از عدم قطعیت داده‌ها) بر شاخص کیفیت آب کمی‌سازی شد. لازم بذکر است که بررسی دو سناریوی بدبینانه و میانه‌رو اصلی‌ترین وجه تمایز پژوهش حاضر از مطالعات پیشین است.

پس از انجام تحلیل مؤلفه‌های اساسی در سناریوهای مختلف از عدم قطعیت، زیرشاخص‌های متناظر با پارامترهای کیفی بر اساس روش ارائه شده در مطالعه (Abdelaziz et al., 2020)، طبق رابطه ۷ وزن‌دهی می‌شوند:

$$w_{is} = \left( \frac{\sum_{j=1}^r \lambda_{js} L_{ijs}}{\sum_{j=1}^r \lambda_{js}} \right), \quad s = 1, \dots, 10000 \quad (7)$$

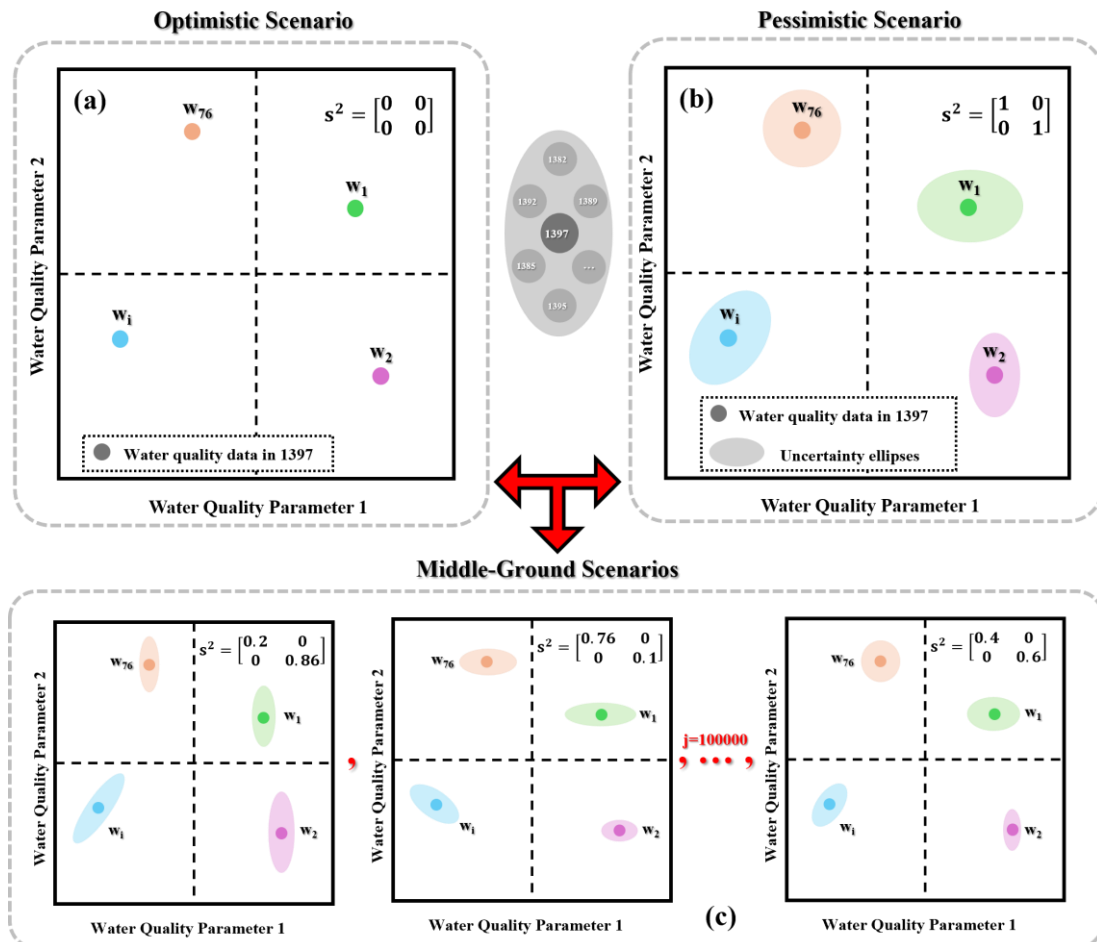
که در معادله فوق،  $r$  تعداد مؤلفه‌های انتخاب شده بر اساس معیار درصد واریانس توصیفی (۹۰ درصد)،  $\lambda_{js}$  مقدار ویژه مؤلفه  $j$  در سناریو  $s$  و  $L_{ijs}$  قدرمطلق بارگذاری<sup>۱۴</sup> چرخش‌یافته واریانس<sup>۱۵</sup> متناظر با پارامتر  $i$  در مؤلفه  $j$  است.

### ۳-۲-۲- شاخص کیفیت آب زیرزمینی



عدم قطعیت متوسط ( $10\% \leq CV < 20\%$ )، و عدم قطعیت زیاد ( $CV \geq 20\%$ ) طبقه بندی شدند.

بخش های مختلف این پژوهش، شامل وزن ها و مقادیر شاخص کیفیت آب در هر چاه در سه دسته عدم قطعیت کم ( $CV < 10\%$ )،



**Fig. 3- Uncertainty scenarios defined in this study for PCA and parameter weighting: (a) Optimistic scenario: Similar to previous studies, zero uncertainty is assumed, and only 2018 data are incorporated in the analysis. (b) Pessimistic scenario: Maximum uncertainty is applied to eight water quality parameters. (c) Middle-ground scenarios: 10,000 probabilistic scenarios with varying levels of uncertainty are evaluated**  
 شکل ۳- سناریوهای عدم قطعیت تعریف شده در این مطالعه جهت تحلیل مؤلفه های اساسی و وزن دهی: (a) سناریوی خوش بینانه: مشابه با مشابیه مطالعات پیشین، عدم قطعیت صفر فرض شده و تنها داده های سال ۱۳۹۷ در فرآیند تحلیل لحاظ شده است؛ (b) سناریوی بدبینانه: بیشینه عدم قطعیت برای هشت پارامتر کیفی اعمال شده است؛ (c) سناریوهای میانه رو: ۱۰,۰۰۰ سناریوی احتمالی با مراتب مختلف ارزیابی شده اند

لیتر) فراتر و نسبت به دشت های ارومیه (۱۷۰۹ میلی گرم بر لیتر) و رشکان (۲۸۴۰ میلی گرم بر لیتر) بسیار بیشتر است. این پدیده معمولاً در مناطق نزدیک به دریاچه ها یا در اثر برداشت بیش از حد آب زیرزمینی و کاهش سطح آن رخ می دهد که باعث ورود آب شور از سفره های عمیق تر یا مناطق مجاور می شود. غلظت Na و Cl نیز در آبخوان دشت کهریز به ترتیب با مقادیر حداکثر ۷۵/۵ و ۱۱۷ میلی گرم بر لیتر به طور قابل توجهی بیشتر از سایر دشتهاست. این افزایش غلظت Na و Cl نیز می تواند

#### ۴- نتایج و بحث

##### ۴-۱- تحلیل آماری داده های مربوط به پارامترهای کیفی

مقادیر غلظت پارامترهای کیفیت آب (سال ۱۳۹۷) متناظر با آبخوان های سه دشت کهریز، ارومیه و رشکان در جدول ۱ ارائه شده است. بیشترین غلظت اکثر پارامترها در دشت کهریز مشاهده می شود. به ویژه، مقدار TDS در این دشت با حداکثر ۸۰۵۳ میلی گرم بر لیتر، به طور چشمگیری از حد مجاز WHO (۵۰۰ میلی گرم بر

نشان‌دهنده نوسانات بیشتر غلظت این پارامترها در این دشت است. این وضعیت می‌تواند ناشی از تنوع بیشتر منابع آلاینده شامل پساب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری، نفوذ آب‌های شور به منابع زیرزمینی، برداشت بیش از حد از آبخوان و همچنین ویژگی‌های زمین‌شناسی خاص منطقه مانند خاک‌های با انحلال‌پذیری بالا باشد. این نتایج بر اهمیت پایش مستمر آسیب‌پذیری و مدیریت منابع آب در دشت کهریز تأکید دارد.

نشانه‌ای از نفوذ آب شور باشد؛ چراکه این یون‌ها در آب‌های شور و شورابه‌ها به وفور یافت می‌شوند. همچنین، Ca و Mg در آبخوان دشت کهریز بیشتر بوده که می‌توان به انحلال کانی‌های کربناته و سولفات در آبخوان‌ها نسبت داده شود. این فرآیندها ممکن است به دلیل تغییرات هیدروژئوشیمیایی ناشی از کاهش سطح آب زیرزمینی و افزایش شوری تسریع شوند. مقادیر pH در هر سه دشت در محدوده نرمال (۷/۰ تا ۷/۸) قرار دارد و نشان‌دهنده وضعیت نسبتاً پایدار اسیدیته آب زیرزمینی در آبخوان‌ها است. مطابق جدول ۱، انحراف معیار پارامترهای کیفیت آب در دشت کهریز نسبت به دشت‌های ارومیه و رشکان بالاتر است که

**Table 1- Concentrations of water quality parameters in the Kahriz, Urmia, and Rashkan plains**  
**جدول ۱- غلظت پارامترهای کیفیت آب سال ۱۳۹۷ در دشت‌های کهریز، ارومیه و رشکان**

| WQP                                  | Kahriz Plain |       |        |      | Urmia Plain |       |       |       | Rashkan Plain |       |       |       | WHO standard |
|--------------------------------------|--------------|-------|--------|------|-------------|-------|-------|-------|---------------|-------|-------|-------|--------------|
|                                      | Max          | Min   | Mean   | SD   | Max         | Min   | Mean  | SD    | Max           | Min   | Mean  | SD    |              |
| Na <sup>+</sup> (mg/L)               | 75.5         | 1.4   | 16.6   | 21.6 | 11.9        | 0.5   | 2.6   | 2.6   | 14.7          | 0.9   | 2.8   | 3.0   | 200          |
| Mg <sup>2+</sup> (mg/L)              | 28.0         | 1.1   | 8.1    | 8.0  | 16.7        | 1.6   | 4.1   | 3.2   | 10.1          | 1.4   | 3.6   | 2.5   | 50           |
| Ca <sup>2+</sup> (mg/L)              | 20.0         | 4.1   | 11.6   | 7.1  | 8.1         | 2.6   | 4.8   | 1.3   | 18.7          | 1.5   | 5.6   | 3.5   | 75           |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L) | 5.2          | 1.1   | 2.9    | 1.4  | 14.0        | 0.8   | 3.0   | 2.7   | 9.0           | 0.5   | 2.2   | 1.9   | 250          |
| Cl <sup>-</sup> (mg/L)               | 117.0        | 1.3   | 28.8   | 34.8 | 8.8         | 0.3   | 1.7   | 2.0   | 27.7          | 0.5   | 3.0   | 6.0   | 250          |
| HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L) | 7.0          | 3.8   | 5.0    | 1.0  | 13.7        | 4.3   | 6.8   | 2.0   | 12.1          | 4.3   | 6.9   | 2.3   | 120          |
| pH                                   | 7.8          | 7.0   | 7.4    | 0.3  | 7.7         | 7.1   | 7.4   | 0.1   | 7.8           | 6.9   | 7.4   | 0.2   | 7            |
| TDS (mg/L)                           | 8053.5       | 500.5 | 2366.0 | 2291 | 1709.5      | 351.0 | 695.9 | 338.3 | 2840.5        | 344.5 | 733.3 | 535.3 | 500          |

مقادیر ویژه، و درصد واریانس توصیفی مؤلفه‌ها هستند. در حالت S=0، سه مؤلفه اساسی با مقادیر ویژه ۴/۹۹، ۱/۶۹ و ۰/۷۳ انتخاب شده‌اند که در مجموع ۹۲/۶ درصد از واریانس داده‌ها را توصیف می‌کنند. در مقابل، در سناریو S=1، چهار مؤلفه اساسی منتخب با مقادیر ویژه ۷/۰۵، ۴/۲۲، ۲/۰۸ و ۰/۷۸ مجموعاً ۹۴/۴۳ درصد از واریانس را پوشش می‌دهند.

طبق جدول ۲، بارگذاری مؤلفه‌ها نیز شاهد تغییرات چشمگیری در مقابل عدم قطعیت هستند. به عنوان مثال، در S=0، پارامتر pH بیشترین بارگذاری را در PC<sub>3</sub> با مقدار ۰/۸۶ دارد، در حالی که در S=1، این پارامتر بیشترین بارگذاری را در UPC<sub>1</sub> با مقدار ۰/۹۸ تجربه می‌کند. این جابه‌جایی نشان می‌دهد که تغییر در سطح عدم قطعیت می‌تواند توزیع بارگذاری‌ها را میان مؤلفه‌ها به طور معناداری تغییر دهد. همچنین، پارامتر HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> که در S=0 بار ۰/۶۳ را در PC<sub>2</sub> به خود اختصاص داده‌است، در S=1 عمدتاً با مقدار ۰/۹۹

#### ۲-۴- تحلیل مؤلفه‌های اساسی و ارزیابی حساسیت مؤلفه‌ها به عدم قطعیت داده‌ها

مطابق توضیحات ارائه شده در بخش ۳-۲-۱، این مطالعه دو سناریوی اصلی، خوش‌بینانه (بدون عدم قطعیت) و بدبینانه (در نظرگیری حداکثر عدم قطعیت ممکن)، را برای ارزیابی عدم قطعیت در داده‌های کیفیت آب تعریف کرده است. علاوه بر این، تعداد مؤلفه‌های اساسی بر اساس آستانه ۹۰ درصد مجموع واریانس توصیفی تعیین شده است. با توجه به اینکه کاهش ابعاد داده‌های کیفیت آب هدف این پژوهش نبوده، انتخاب این آستانه امکان تحلیل جامع‌تر و بررسی تأثیر عدم قطعیت بر تعداد بیشتری از مؤلفه‌ها را فراهم ساخت. جدول ۲ تأثیر عدم قطعیت داده‌ها بر تحلیل مؤلفه‌های اساسی با مقایسه دو سناریو خوش‌بینانه (S=0) و بدبینانه (S=1) را نشان می‌دهد. نتایج نشان‌دهنده تغییرات قابل توجهی در تعداد مؤلفه‌های اساسی انتخابی، بارگذاری مؤلفه‌ها،

به  $UPC_3$  منتقل شده است که اهمیت عدم قطعیت در توزیع بار پارامترها را برجسته تر می کند.

**Table 2- Impact of data uncertainty on PCA results and sensitivity of the principal components**  
**جدول ۲- تأثیر عدم قطعیت داده‌ها بر نتایج تحلیل مؤلفه‌های اساسی و حساسیت مؤلفه‌ها**

| Principal Component Analysis  |                 |                 |                 |           |                  |                  |                  |                  |            |
|-------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------|
| WQP                           | PCA (S=0)       |                 |                 | $W_{PCA}$ | UPCA (S=1)       |                  |                  |                  | $W_{UPCA}$ |
|                               | PC <sub>1</sub> | PC <sub>2</sub> | PC <sub>3</sub> |           | UPC <sub>1</sub> | UPC <sub>2</sub> | UPC <sub>3</sub> | UPC <sub>4</sub> |            |
| Na <sup>+</sup>               | 0.49            | 0.00            | 0.02            | 0.121     | 0.02             | 0.48             | -0.01            | 0.00             | 0.099      |
| Mg <sup>2+</sup>              | 0.39            | 0.37            | 0.10            | 0.144     | 0.02             | 0.32             | 0.08             | 0.35             | 0.102      |
| Ca <sup>2+</sup>              | 0.28            | -0.07           | -0.45           | 0.117     | -0.03            | 0.44             | 0.03             | 0.01             | 0.099      |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 0.09            | 0.67            | 0.11            | 0.106     | -0.01            | -0.13            | -0.04            | 0.93             | 0.104      |
| Cl <sup>-</sup>               | 0.49            | -0.10           | -0.06           | 0.135     | 0.01             | 0.50             | -0.05            | -0.05            | 0.108      |
| HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | -0.24           | 0.63            | -0.17           | 0.145     | 0.00             | -0.02            | 0.99             | 0.01             | 0.087      |
| pH                            | 0.11            | -0.04           | 0.86            | 0.108     | 0.98             | -0.01            | 0.00             | 0.00             | 0.305      |
| TDS                           | 0.46            | 0.04            | -0.08           | 0.123     | 0.00             | 0.46             | 0.00             | 0.07             | 0.097      |
| Eigenvalue                    | 4.99            | 1.69            | 0.73            |           | 7.05             | 4.22             | 2.08             | 0.78             |            |
| % of Variance                 | 62.36           | 21.06           | 9.17            |           | 47.05            | 28.19            | 13.86            | 5.21             |            |
| Cum variance                  | 62.36           | 83.43           | 92.6            |           | 47.05            | 75.24            | 89.1             | 94.43            |            |

| Sensitivity of Principal Components |                 |                 |                 |
|-------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
|                                     | PC <sub>1</sub> | PC <sub>2</sub> | PC <sub>3</sub> |
| CV <sub>λ</sub> (%)                 | 0.1             | 0.31            | 0.27            |
| CV <sub> λ </sub> (%)               | 5.56            | 10.26           | 6.13            |
| SI                                  | 0.1             | 0.59            | 0.31            |
| Rank                                | 3               | 1               | 2               |

حساسیت ۰/۳۱ و مقدار  $CV_L$  برابر با ۶/۱۳ درصد، در میان این دو مؤلفه قرار دارد و نشان دهنده حساسیت متوسط این مؤلفه است.

#### ۴-۳- عدم قطعیت در وزن پارامترها

همان طور که در بخش قبلی مشاهده شد، مؤلفه‌های اساسی به صورت قابل توجهی تحت تأثیر عدم قطعیت داده‌ها قرار می گیرند. طبیعتاً این تغییرات منجر به عدم قطعیت در وزن زیرشاخص‌ها و در نهایت باعث ایجاد تغییرات در مقادیر شاخص کیفیت آب خواهند شد. در این بخش، به بررسی تغییرات (عدم قطعیت) وزن پارامترها پرداخته شده است به طوری که وزن پارامترها در ۱۰,۰۰۰ سناریو با سطوح مختلفی از عدم قطعیت محاسبه شدند تا محدوده عدم قطعیت آن‌ها تعیین شود. شکل ۴-a توزیع کرنل ناپارامتریک وزن‌ها را به همراه نمودار جعبه‌ای متناظر با هر پارامتر نشان می دهد.

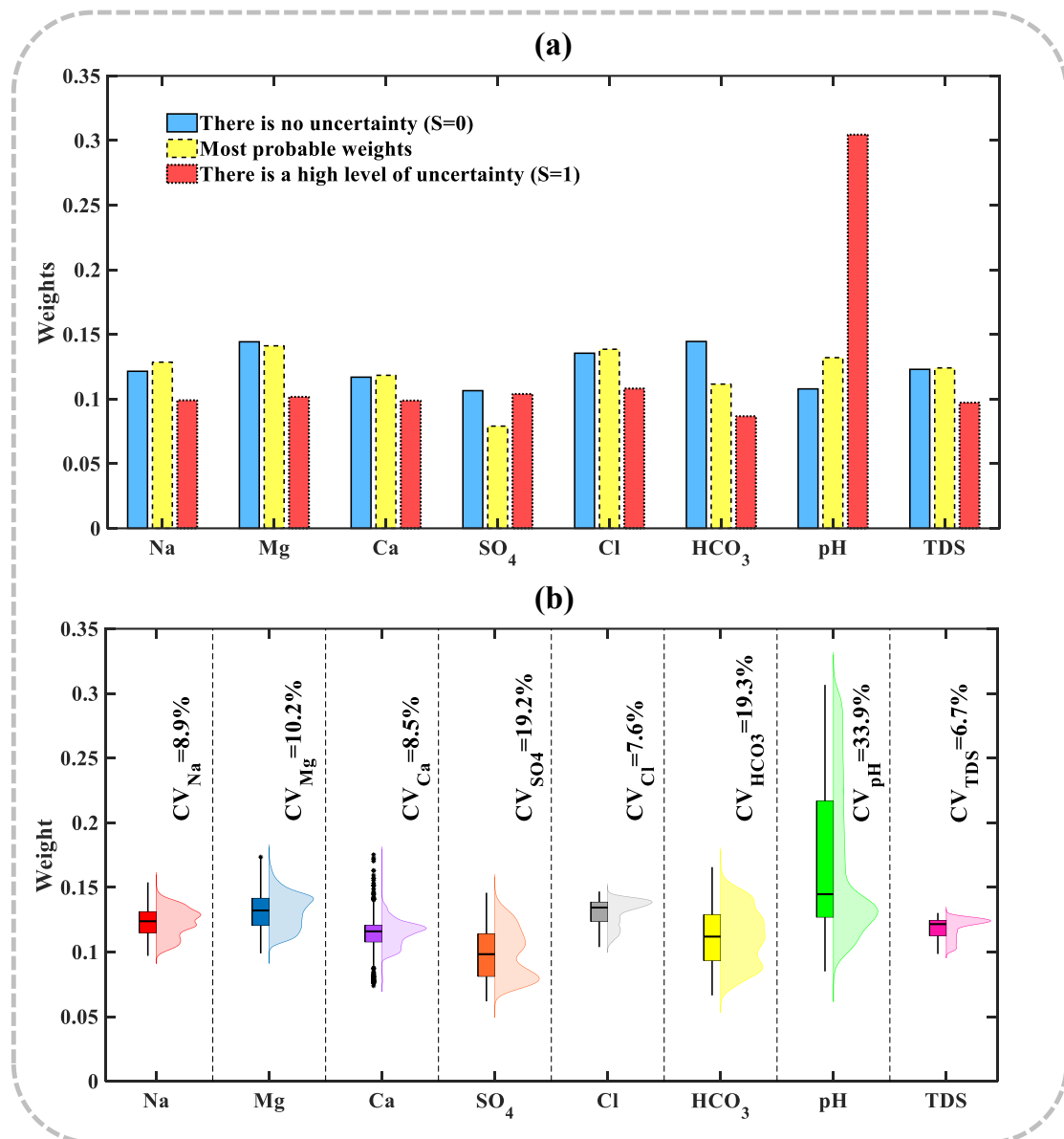
بررسی ضریب تغییرات متناظر با وزن پارامترها اطلاعات قابل توجهی در مورد حساسیت و عدم قطعیت هر یک از آن‌ها ارائه می کند. بر اساس مقادیر این ضریب، حساس‌ترین پارامترها عبارتند از pH، HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> و SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. مقدار ضریب تغییرات برای pH برابر با ۳۳/۹ درصد است که بیشترین حساسیت را در میان تمام پارامترها نشان می دهد. این مقدار حاکی از تأثیرپذیری بالای وزن این پارامتر

نتایج مرتبط با شاخص حساسیت مؤلفه‌های اساسی نیز در جدول ۲ ارائه شده‌اند که طبق رابطه ۱۰، بر اساس ضریب تغییرات مقادیر ویژه و ضریب تغییرات بارگذاری‌ها محاسبه شده‌اند. این مقادیر نشان می دهند که مؤلفه‌های اساسی تا چه حد نسبت به تغییرات ناشی از عدم قطعیت داده‌ها پایدار هستند. نتایج نشان می دهد که PC<sub>2</sub> بیشترین حساسیت را نسبت به عدم قطعیت داده‌ها دارد. این مؤلفه با شاخص حساسیت ۰/۵۹ بیشترین مقدار را بین سه مؤلفه اساسی به خود اختصاص داده است. همچنین، ضریب تغییرات بارگذاری‌ها ( $CV_L$ ) برای این مؤلفه برابر با ۱۰/۲۶ درصد است که بیشترین نوسان بارگذاری‌ها را در مقایسه با سایر مؤلفه‌ها نشان می دهد.

این مقادیر حاکی از آن هستند که مؤلفه دوم نسبت به تغییرات ناشی از عدم قطعیت داده‌ها تأثیرپذیری بیشتری دارد. پارامترهای SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> و HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> به ترتیب با مقادیر ۰/۶۷ و ۰/۶۳ بیشترین بارگذاری را در حالت S=0 نشان داده‌اند. حساسیت مؤلفه دوم می تواند ناشی از تغییرات زیاد بارگذاری این پارامترها در این مؤلفه باشند. در مقابل، PC<sub>1</sub> با مقدار شاخص حساسیت ۰/۱ کمترین حساسیت را نشان می دهد که نشان دهنده پایداری بیشتر این مؤلفه در برابر تغییرات ناشی از عدم قطعیت است. طبق  $CV_L$  (۵/۵۶٪)، این مؤلفه نوسان کمتری در مقایسه با PC<sub>2</sub> دارد. PC<sub>3</sub> با شاخص

در مقابل، پارامترهای TDS و  $Cl^-$  با مقادیر ۶/۷٪ و ۷/۶٪ کمترین حساسیت و بیشترین پایداری را در مقابل عدم قطعیت نشان دادند. علاوه بر این، در این مطالعه، وزن‌های پارامترها در دو سناریوی خوش‌بینانه ( $S=0$ ) و بدبینانه ( $S=1$ ) نیز به طور مجزا محاسبه شدند. مقادیر مربوط به این وزن‌ها در جدول ۲ و شکل ۴-b نمایش داده شده است.

از تغییرات ناشی از سطح عدم قطعیت است. همچنین،  $HCO_3^-$  با ضریب تغییرات ۱۹/۳ درصد و  $SO_4^{2-}$  با مقدار ۱۹/۲ درصد به ترتیب در رتبه‌های دوم و سوم از نظر حساسیت قرار دارند. این تغییرپذیری‌ها نشان‌دهنده اهمیت بالای این پارامترها در تحلیل عدم قطعیت و نقش کلیدی آن‌ها در شاخص کیفیت آب است.



**Fig. 4- Parameter weight variations across different scenarios: (a) CV, Kernel probability distribution, and boxplot derived from 10000 random uncertainty scenarios; (b) Parameter weights in optimistic, pessimistic, and most probable scenarios**

شکل ۴- بررسی تغییرات وزن پارامترها در سناریوهای مختلف: (a) ضریب تغییرات، توزیع احتمالات و نمودار جعبه‌ای حاصل از ۱۰۰۰۰ سناریوهای تصادفی عدم قطعیت؛ (b) وزن پارامترها در سناریوهای خوشبین، بدبین و محتملترین حالت‌ها

بررسی تفاوت وزن پارامترها در این دو سناریو اطلاعات مهمی در مورد رفتار آن‌ها تحت تأثیر سطوح مختلف عدم قطعیت ارائه می‌دهد. پارامتر pH بیشترین تفاوت را بین دو سناریو نشان می‌دهد به طوری که وزن این پارامتر از ۰/۱۱ در سناریوی خوش‌بینانه به ۰/۳۱ در سناریوی بدبینانه افزایش یافته است که حاکی از حساسیت بسیار بالای این پارامتر نسبت به عدم قطعیت است. این تغییر بزرگ نشان می‌دهد که pH تحت شرایطی که سطح عدم قطعیت بالا است، اهمیت بیشتری در تحلیل‌ها پیدا می‌کند. در مقابل، پارامترهای  $SO_4^{2-}$  و  $Na^+$  کمترین تفاوت را بین دو سناریو دارند. به طوری که وزن  $SO_4^{2-}$  از ۰/۱۱ در سناریوی خوش‌بینانه به ۰/۱۰ در سناریوی بدبینانه تغییر کرده است، و وزن  $Na^+$  نیز از ۰/۱۲ به ۰/۰۹۹ کاهش یافته است. این مقادیر نشان‌دهنده پایداری نسبی این پارامترها در برابر تغییرات ناشی از عدم قطعیت است.

همچنین، در شکل ۴-ب، مقادیر وزن‌های مربوط به محتمل‌ترین حالت‌ها نیز نمایش داده شده‌اند. به عبارت دیگر، این مقادیر وزن پارامترها در نقاط اوج توزیع‌های احتمالی در شکل ۴-ا هستند. پیشنهاد می‌شود در صورتی که هدف مطالعه بررسی عمیق اثرات عدم قطعیت نباشد، از این مقادیر به عنوان وزنی متعادل بین دو سناریوی عدم قطعیت استفاده شود. به عبارت دیگر، این رویکرد، تعادلی منطقی بین عدم قطعیت و ثبات در نتایج ایجاد می‌کند. اهمیت شناخت این تفاوت‌ها در تحلیل وزن پارامترها تنها به درک بهتر رفتار هر پارامتر کمک می‌کند، بلکه در طراحی شاخص کیفیت آب نیز نقش کلیدی ایفا می‌کند. دانستن اینکه کدام پارامترها تحت شرایط مختلف تغییرات بیشتری دارند، می‌تواند در تصمیم‌گیری‌های مدیریتی و ارزیابی‌های دقیق‌تر مفید باشد.

#### ۴-۴- عدم قطعیت در شاخص کیفیت آب محاسبه شده

این بخش با هدف بررسی تأثیر عدم قطعیت وزنی ناشی از سطوح مختلف عدم قطعیت در داده‌ها بر مقادیر شاخص هر چاه تدوین شده است. در واقع این بخش درک عمیق‌تری از نحوه تأثیرگذاری عدم قطعیت بر نتایج ارزیابی کیفیت آب ارائه می‌دهد و تحلیل تغییرات مکانی عدم قطعیت در شاخص کیفیت آب به شناسایی الگوهای فضایی نوسان شاخص و تعیین نقاط نمونه حساس به عدم قطعیت کمک می‌کند. بدین منظور، مقادیر شاخص برای سناریوهای مختلف عدم قطعیت (خوش‌بینانه، بدبینانه و میانه‌رو) در شکل ۵-ا ارائه شده‌اند. سناریوهای میانه‌رو که شامل ۱۰۰۰ سناریوی با سطوح مختلف عدم قطعیت هستند، در قالب نمودار جعبه‌ای و بر اساس بازه پیش‌بینی ۹۵ درصدی<sup>۲۸</sup> نمایش داده شده‌اند. همچنین، مقادیر مربوط به سناریوهای خوش‌بینانه (بدون

عدم قطعیت) و بدبینانه (بیشترین سطح عدم قطعیت) نیز به صورت مجزا در شکل ۵-ا نشان داده شده‌اند. در سناریوی خوش‌بینانه، فرض بر این است که داده‌های ورودی بدون هیچ‌گونه عدم قطعیتی وارد تحلیل می‌شوند. در مقابل، سناریوی بدبینانه بیشترین سطح از عدم قطعیت را در داده‌ها در نظر گرفته و ارزیابی محافظه‌کارانه‌ای از کیفیت آب ارائه می‌دهد. نمودارهای دایره‌ای مربوطه نیز توزیع وضعیت‌های کیفی آب را در دسته‌بندی‌های مختلف (عالی، خوب، متوسط، ضعیف و بسیار ضعیف) برای این سناریوها نشان می‌دهند. نتایج نشان می‌دهد که در سناریوی خوش‌بینانه، ۲۱ درصد از چاه‌ها در وضعیت عالی، ۶۴ درصد در وضعیت خوب، ۹ درصد در وضعیت متوسط، ۴ درصد در وضعیت ضعیف (چاه‌های ۳، ۸ و ۹ در دشت کهرزی) و ۱ درصد در وضعیت بسیار ضعیف (چاه شماره ۶ در دشت کهرزی) قرار دارند. در سناریوی بدبینانه، تغییرات قابل توجهی مشاهده می‌شود به طوری که در این حالت هیچ یک از نقاط نمونه‌برداری در دسته عالی قرار نمی‌گیرند و چاه‌هایی مانند ۱۷، ۴۳ و ۵۳ در دشت مرکزی ارومیه از شرایط عالی به خوب تغییر وضعیت داده‌اند. ۶۷ درصد از نقاط در وضعیت خوب، ۲۸ درصد در وضعیت متوسط، ۴ درصد در وضعیت ضعیف و ۱ درصد در وضعیت بسیار ضعیف قرار دارند. همچنین، مقایسه نتایج نشان می‌دهد که چاه‌های با وضعیت ضعیف و بسیار ضعیف بدون تغییر باقی مانده‌اند. این نتایج اهمیت در نظر گرفتن عدم قطعیت در تحلیل کیفیت آب و شناسایی نقاط مستعد تغییرپذیری بیشتر را به‌وضوح نشان می‌دهد. نتایج مطالعه حاضر از چند جنبه با یافته‌های Rahimi et al. (2023) هم‌راستا است. Rahimi et al. (2023) با بکارگیری سه پارامتر هدایت الکتریکی، نسبت جذبی سدیم (SAR) و کربنات سدیم باقی‌مانده (RSC) و بهره‌برداری از شاخص GWQI وضعیت کیفی آب دشت ارومیه را از منظر مصارف کشاورزی ارزیابی کردند طبق نتایج این مطالعه، وضعیت کلی کیفیت آب در دشت ارومیه در شرایط مطلوب و خوب قرار دارد، و تنها ۱۶/۲۲ درصد از مساحت دشت در مناطق شرقی و شمالی آن در وضعیت نامناسبی برای مصارف کشاورزی قرار دارند. طبق نتایج پژوهش حاضر نیز، بیشتر نقاط نمونه در دشت ارومیه در وضعیت مطلوب قرار دارند، به‌ویژه در نواحی مرکزی دشت که کیفیت آب مناسب برای مصارف کشاورزی را نشان می‌دهند. با این حال، در برخی مناطق شمال و شرق دشت، وضعیت کیفی آب به‌ویژه در چاه‌های ۴۵، ۵۴ و ۴۱، وضعیت کیفیت آب متوسط حاکم است و این مناطق در مطالعه Rahimi et al. (2023) نیز در وضعیت متوسط و ضعیف قرار دارند. مقایسه نتایج این دو مطالعه نشان‌دهنده هماهنگی کلی در وضعیت کیفی آب دشت ارومیه است، اما تفاوت‌ها در انتخاب پارامترها و روش‌های وزن‌دهی موجب بروز تفاوت‌هایی در وضعیت کیفیت آب

کیفی آب و کاربرد آن‌ها در مدیریت منابع آب به‌ویژه برای مصارف کشاورزی است.

در برخی نواحی دشت ارومیه شده است. این تفاوت‌ها نشان‌دهنده اهمیت انتخاب دقیق پارامترها و روش‌های وزن‌دهی در مطالعات

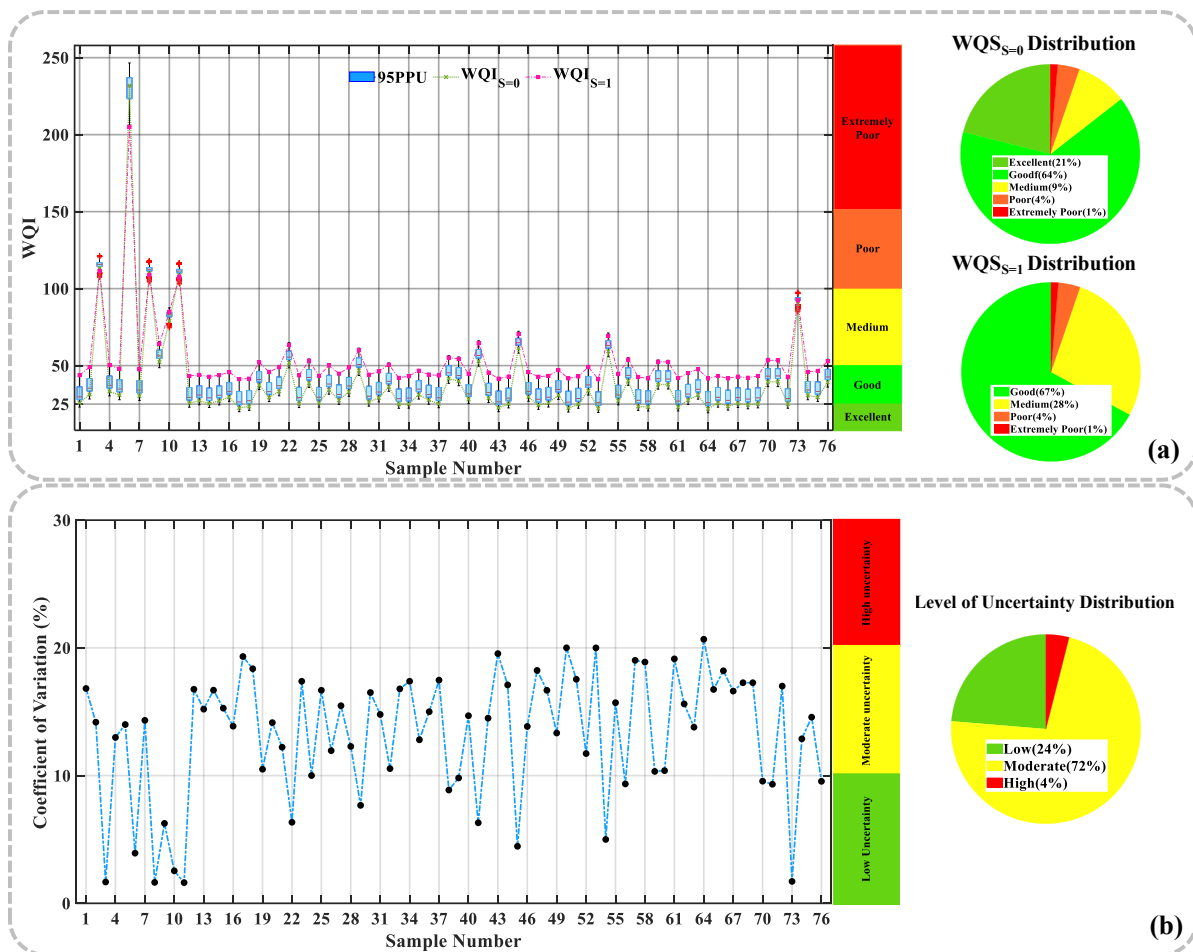


Fig. 5- Analysis of the spatial variations in water quality index values and uncertainty: (a) Comparison of scores under different uncertainty scenarios and classification of quality statuses, (b) Coefficient of variation for sample points

شکل ۵- تحلیل تغییرات مکانی مقادیر شاخص کیفیت آب و عدم قطعیت: (a) مقایسه نمرات در سناریوهای مختلف عدم قطعیت و دسته‌بندی وضعیت‌های کیفی (b) مقادیر ضریب تغییرات برای نقاط نمونه

بررسی نتایج نشان می‌دهد که چاه‌های ۳، ۶، ۸ و ۱۱ در دشت کهریز و نقطه نمونه برداری ۷۳ در دشت رشکان، علی‌رغم کیفیت نامطلوب، دارای CV کمتر از ۱۰ درصد هستند. این روند نشان‌دهنده پایداری نسبی شرایط آلودگی در این نقاط است به طوری که با وجود تغییرات وزن در شاخص، کیفیت آب در این مناطق همچنان نامناسب باقی می‌ماند. این امر می‌تواند مدیریت منابع آب را چالش برانگیز کند و ضرورت پایش مستمر و به‌کارگیری راهکارهای مدیریتی مؤثر را برای کنترل و کاهش آلودگی در این مناطق دوچندان می‌کند.

در شکل ۵-b، مقادیر CV برای هر چاه به صورت مکانی نمایش داده شده است. نتایج حاکی از آن است که ۲۴ درصد از چاه‌ها دارای عدم قطعیت کم در نمرات شاخص کیفیت آب، ۷۲ درصد دارای عدم قطعیت متوسط و ۴ درصد دارای عدم قطعیت بالا در مقادیر شاخص کیفیت آب هستند که شامل چاه‌های ۵۰، ۵۳ و ۶۴ مستقر در دشت ارومیه است. این اطلاعات می‌تواند به شناسایی نقاط تغییرپذیر در برابر عدم قطعیت کمک کند. در نتیجه، برای کاهش تأثیر عدم قطعیت و بهبود تصمیم‌گیری‌ها، لازم است تمرکز بیشتری بر روی چاه‌هایی با عدم قطعیت بالا، از جمله استفاده از داده‌های دقیق‌تر یا روش‌های نمونه‌گیری پیشرفته‌تر لحاظ شود. در مقابل،

در نهایت، شکل ۶ نقشه اطلاعات کیفی آبخوان‌ها را در مورد وضعیت آب زیرزمینی تحت سناریوهای خوش‌بینانه، بدبینانه و سطح عدم قطعیت در شاخص کیفی سال ۱۳۹۷ ارائه می‌دهد. این نقشه نه تنها وضعیت کیفی مناطق مختلف را نشان می‌دهد، بلکه امکان اولویت‌بندی نقاط نمونه‌گیری بر اساس سطح کیفی و میزان عدم قطعیت را نیز فراهم می‌کند. برای مثال، نقاط نمونه را می‌توان به سه گروه کلی از نظر اولویت و نحوه اتخاذ استراتژی‌های مدیریتی تقسیم‌بندی کرد: (۱) نقاط دارای تغییر وضعیت کیفی و عدم قطعیت متوسط تا زیاد؛ این گروه شامل نقاطی مانند چاه‌های ۴، ۵۰، ۵۳، ۶۴، ۳۲ و ۷۲ است که در آن‌ها وضعیت کیفیت آب در دو سناریو خوش‌بینانه و بدبینانه متفاوت بوده و علاوه بر این، سطح عدم قطعیت آن‌ها در حد متوسط یا زیاد قرار دارد. این ویژگی نشان می‌دهد که این نقاط به دلیل تغییرپذیری بالای کیفیت آب، به مداخلات مدیریتی حساس هستند. تصمیم‌گیری برای این چاه‌ها نیازمند پایش مداوم، به‌روزرسانی داده‌ها و اعمال راهکارهای انعطاف‌پذیر مدیریتی است. به‌عنوان مثال، اجرای اقدامات کنترلی نظیر پایش مستمر کیفیت آب، بهینه‌سازی برداشت، و اجرای برنامه‌های کاهش آلودگی می‌تواند از نوسانات شدید در کیفیت آب جلوگیری کند. همچنین، پیشنهاد می‌شود سناریوهای مختلف بهره‌برداری از منابع آب در این مناطق مورد بررسی قرار گیرد تا اثرات تغییرات احتمالی در آینده کاهش یابد؛ (۲) نقاط دارای کیفیت ثابت اما عدم قطعیت متوسط تا زیاد؛ این دسته شامل نقاطی مانند چاه‌های ۱، ۵، ۲۸، ۴۴، ۶۳ و ۶۷ است. در این گروه اگرچه وضعیت کیفیت آب آن‌ها در دو سناریو تغییر نکرده است؛ اما سطح عدم قطعیت متوسط تا بالایی دارند. این ویژگی نشان می‌دهد که علی‌رغم ثبات نسبی کیفیت، سطح دقت داده‌های موجود برای این نقاط پایین بوده و می‌تواند بر تصمیم‌گیری‌های مدیریتی تأثیر

بگذارد. برای این مناطق، تمرکز باید بر بهبود روش‌های پایش و گردآوری داده‌ها باشد تا میزان عدم قطعیت کاهش یابد. استفاده از سنسورهای دقیق‌تر، افزایش تعداد نمونه‌برداری در بازه‌های زمانی کوتاه‌تر، و اجرای روش‌های تکمیلی تحلیل داده می‌تواند به کاهش عدم قطعیت کمک کند و باعث شود تصمیمات مدیریتی با دقت بیشتری اتخاذ شوند؛ (۳) نقاط با کیفیت نامطلوب و عدم قطعیت کم؛ در نقاطی مانند چاه‌های ۳، ۶، ۸ و ۱۱، اگرچه میزان عدم قطعیت کم است؛ اما کیفیت آب آن‌ها در هر دو سناریو در وضعیت نامطلوبی قرار دارد. در چنین شرایطی، اولویت اصلی مدیریت باید بر بهبود کیفیت آب متمرکز باشد؛ زیرا افزایش دقت داده‌ها تأثیر محسوسی بر تغییر وضعیت این نقاط نخواهد داشت. استراتژی‌های مدیریتی برای این مناطق باید شامل کنترل منابع آلاینده، اجرای روش‌های بهسازی آب زیرزمینی، و محدودسازی برداشت آب از این چاه‌ها باشد. علاوه بر این، اقدامات پیشگیرانه برای جلوگیری از تشدید آلودگی و کاهش مخاطرات زیست‌محیطی در این مناطق ضروری است. بنابراین، نتایج این تحلیل علاوه بر اینکه تأثیر مستقیم و غیرقابل انکار عدم قطعیت بر نتایج ارزیابی کیفیت آب را نشان می‌دهد، می‌تواند به مدیران و تصمیم‌گیرندگان کمک کند تا با در نظر گرفتن وضعیت کیفی و سطح عدم قطعیت، استراتژی‌های بهینه‌ای برای مدیریت منابع آب تدوین کنند. اولویت‌بندی مناطق از نظر حساسیت کیفی و سطح اطمینان داده‌ها می‌تواند منجر به تخصیص هدفمندتر منابع و اتخاذ سیاست‌های اثربخش‌تری شود. در واقع، این تحلیل به جای ارائه یک تصویر ایستا از کیفیت آب، یک نقشه مدیریتی پویا ایجاد می‌کند که به تصمیم‌گیرندگان اجازه می‌دهد تا مداخلات خود را به‌طور بهینه و براساس اولویت‌های واقعی مناطق اجرا کنند.

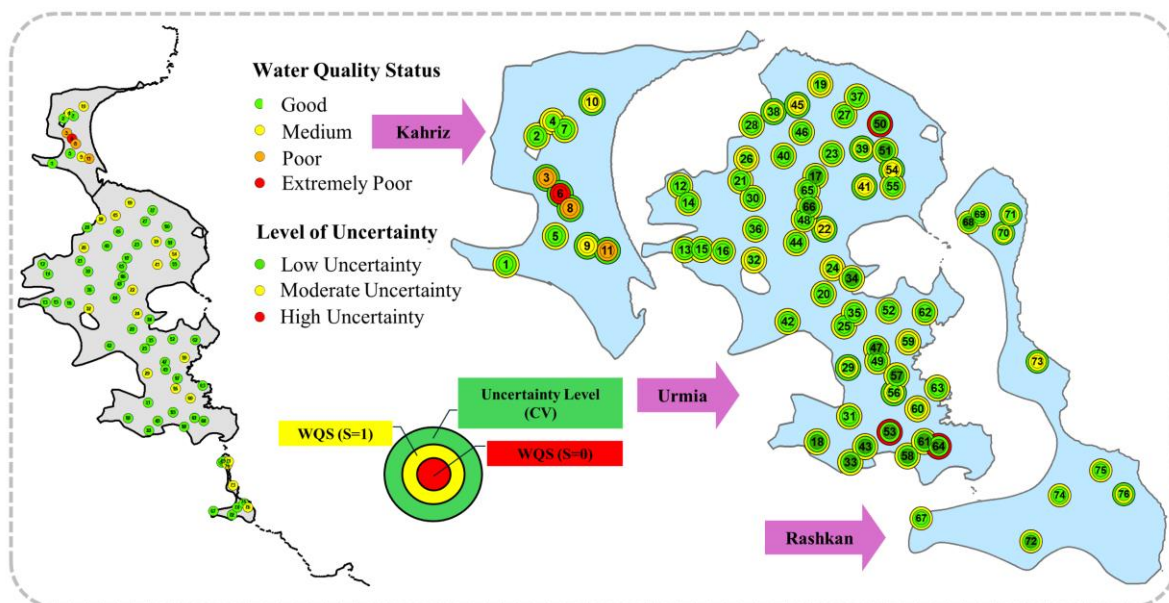


Fig. 6- Spatial representation of water quality information and uncertainty levels for sample points in 2018  
 شکل ۶- نمایش مکانی اطلاعات کیفیت آب و سطوح عدم قطعیت برای نقاط نمونه در سال ۱۳۹۷

در حالت آگاه از عدم قطعیت افزایش یافت. در مقابل، پارامترهایی مانند TDS و CI با ضرایب تغییرات به ترتیب ۶/۷ و ۷/۶ درصد، پایداری بیشتری در برابر عدم قطعیت نشان دادند. نتایج محاسبات شاخص کیفیت آب (WQI) نیز نشان دادند که عدم قطعیت می‌تواند طبقه‌بندی وضعیت کیفی چاه‌ها را به‌طور قابل توجهی تغییر دهد؛ به‌طوری که چاه‌های با کیفیت عالی که در سناریوی بدون عدم قطعیت ۲۱ درصد بودند، پس از لحاظ کردن عدم قطعیت بین دسته‌های کیفیت خوب و متوسط توزیع شدند.

به‌طور کلی، یافته‌های این مطالعه اهمیت در نظر گرفتن عدم قطعیت در تحلیل‌های کیفیت آب را برجسته می‌کند. چارچوب پیشنهادی علاوه بر کاربرد در محاسبات شاخص کیفیت آب، قابلیت استفاده در مراحل دیگر توسعه شاخص‌ها مانند انتخاب پارامترها، و حتی در شاخص‌های دیگر نظیر شاخص‌های آسیب‌پذیری مانند GALDIT یا روش‌های رتبه‌بندی چندمعیاره مانند TOPSIS را نیز دارد. روش پیشنهادی در پژوهش حاضر با ارائه قابلیت تحلیل عدم قطعیت و حساسیت، به ابزاری انعطاف‌پذیر و مؤثر برای تحلیل داده‌های محیط‌زیستی تبدیل می‌شود که می‌تواند مدیران منابع آبی را در اتخاذ تصمیمات آگاهانه‌تر و طراحی راهبردهای مؤثرتر برای کنترل آلودگی و مدیریت منابع آب یاری کند. از این طریق، ریسک‌های زیست‌محیطی و بهداشتی ناشی از ارزیابی‌های نادرست کیفیت آب کاهش می‌یابد و امکان استفاده پایدارتر از منابع آب فراهم می‌شود.

#### ۵- خلاصه و جمع‌بندی

عدم قطعیت در داده‌های کیفیت آب، بخشی اجتناب‌ناپذیر از مطالعات مرتبط با این حوزه است. چشم‌پوشی از این عدم قطعیت می‌تواند منجر به نتایج غیرقابل اعتماد و تصمیم‌گیری‌هایی غیرمؤثر شود، به‌ویژه در تحلیل‌های حساس مانند محاسبات شاخص‌های کیفیت آب (WQI). در این پژوهش، چارچوبی برای کمی‌سازی تأثیر عدم قطعیت داده‌ها بر ارزیابی کیفیت آب ارائه شد که از روش تحلیل مؤلفه اساسی آگاه از عدم قطعیت (UPCA) استفاده می‌کند. این رویکرد نوین امکان درک عمیق‌تر و نتایج قابل اعتمادتر را در ارزیابی کیفیت آب فراهم می‌آورد.

تحلیل‌های انجام‌شده نشان دادند که عدم قطعیت می‌تواند به‌طور معناداری خروجی تحلیل مؤلفه‌های اساسی را تغییر دهد. به‌عنوان نمونه، مقادیر ویژه سه مؤلفه اساسی منتخب از ۴/۹۹، ۱/۶۹ و ۰/۷۳ در سناریوی بدون عدم قطعیت، به ترتیب به ۷/۰۵، ۴/۲۲ و ۲/۰۸ در سناریوی آگاه از عدم قطعیت افزایش یافتند. همچنین پارامتر pH که در حالت بدون عدم قطعیت، با بارگذاری ۰/۸۶ در مؤلفه سوم بیشترین تأثیر را داشت، در سناریوی آگاه از عدم قطعیت با بارگذاری ۰/۹۸ به مؤلفه اول منتقل شد. در تحلیل حساسیت، مؤلفه دوم با شاخص حساسیت ۰/۵۹ به‌عنوان مؤلفه‌ای با بیشترین تأثیرپذیری از عدم قطعیت شناسایی شد.

بررسی تأثیر عدم قطعیت بر وزن‌دهی پارامترها نیز نشان داد که پارامتر pH با ضریب تغییرات ۳۳/۹ درصد، بیشترین حساسیت را دارد. وزن این پارامتر از ۰/۱۱ در حالت بدون عدم قطعیت به ۰/۳۱



- 1- Water Quality Index (WQI)
- 2- Subjective
- 3- Iran Water Quality Index for Surface Water Resources-Conventional Parameters
- 4- National Sanitation Foundation Water Quality Index
- 5- Biochemical Oxygen Demand (BOD)
- 6- Groundwater Quality Index
- 7- Sodium Adsorption Ratio
- 8- Residual Sodium Carbonate
- 9- Objective
- 10- Entropy
- 11- Principal Component Analysis (PCA)
- 12- Analytic Hierarchy Process (AHP)
- 13- Bureau of Indian Standards
- 14- World Health Organization
- 15- Institute of Standards and Industrial Research of Iran
- 16- Indian Council of Medical Research
- 17- Uncertainty-Aware Water Quality Index (UWQI)
- 18- Total Dissolved Solids
- 19- Ion Balance Error (IBE)
- 20- Uncertainty-Aware Principal Component Analysis (UPCA)
- 21- Kaiser-Meyer-Olkin
- 22- Gaussian Model
- 23- The Maximum Likelihood Estimator
- 24- Affine Transformation
- 25- Loading
- 26- Varimax Rotation
- 27- Coefficient of Variation
- 28- 95 Percent Prediction Uncertainty (95PPU)

## ۶- منابع

- Abdelaziz S, Gad MI, and El Tahan AHMH (2020) Groundwater quality index based on PCA: Wadi El-Natron, Egypt. *Journal of African Earth Sciences* 172:103964
- Azizi F, Asghari Moghaddam A, and Nazemi A (2019) Spatial variation of groundwater salinity and risk assessment of saltwater intrusion in Malekan Aquifer. *Iran-Water Resources Research* 15(1):32–44 (In Persian)
- Bartlett MS (1950) Tests of significance in factor analysis. *British Journal of Statistical Psychology* 3(2):77–85
- Che Osmi SF, Malek MA, Yusoff M, Azman NH, and Faizal WM (2016) Development of river water quality management using fuzzy techniques: A review. *International Journal of River Basin Management* 14(2):243–254
- Dash S and Kalamdhad AS (2021) Science mapping approach to critical reviewing of published literature on water quality indexing. *Ecological Indicators* 128:107862
- Feizizadeh B, Omarzadeh D, Mohammadzadeh Alajujeh K, Blaschke T, and Makki M (2022) Impacts of the Urmia Lake drought on soil salinity and degradation risk: An integrated geoinformatics analysis and monitoring approach. *Multidisciplinary Digital Publishing Institute* 14(14):3407
- Gortler J, Spinner T, Streeb D, Weiskopf D, and Deussen O (2020) Uncertainty-aware principal component analysis. *IEEE Transactions on Visualization and Computer Graphics* 26(1):822–831
- Horton RK (1965) An index number system for rating water quality. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 37:300–306
- Jahangiri F and Sheikholeslami R (2022) Uncertainty quantification and apportionment of water quality index in South Florida Watershed. *AGUFM* 2022:H11E-02
- Jeihouni M, Toomanian A, Alavipanah SK, Hamzeh S, and Pilesjö P (2018) Long term groundwater balance and water quality monitoring in the eastern plains of Urmia Lake, Iran: A novel GIS based low-cost approach. *Journal of African Earth Sciences* 147:11–19
- Juwana I, Muttill N, and Perera BJC (2016) Uncertainty and sensitivity analysis of West Java Water Sustainability Index- A case study on Citarum Catchment in Indonesia. *Ecological Indicators* 61(2):170–178
- Kaiser HF (1974) An index of factorial simplicity. *Psychometrika*, Springer-Verlag 39(1):31–36
- Kumar A, Sankalp S, and Remesan R (2023) Chapter 1- Spatiotemporal rainfall variability and trend analysis overall the districts of West Bengal during 1980–2021. In: Kasiviswanathan KS, Soundharajan B, Patidar S, He J and Ojha CSP (eds) *Developments in Environmental Science* 1–15
- Ma Z, Li H, Ye Z, Wen J, Hu Y, and Liu Y (2020) Application of modified water quality index (WQI) in the assessment of coastal water quality in main aquaculture areas of Dalian, China. *Marine Pollution Bulletin* 157:111285
- Mahanty B, Lhamo P, and Sahoo NK (2023) Inconsistency of PCA-based water quality index- Does it reflect the quality? *Science of the Total Environment* 866:161353
- Manna A and Biswas D (2023) Assessment of drinking water quality using water quality index: A Review. *Water Conservation Science and Engineering* 8(6):1–18
- McMillan HK, Westerberg IK, and Krueger T (2018) Hydrological data uncertainty and its implications. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 5(6):e1319
- Mitra S, Ghosh S, Satpathy KK, Bhattacharya BD, Sarkar SK, Mishra P, and Raja P (2018) Water quality assessment of the ecologically stressed Hooghly River Estuary, India: A multivariate approach. *Marine Pollution Bulletin* 126:592–599
- Mottahedin P and Abdoos A (2021) Evaluation of Hablehroud River water quality using Iran Water Quality Index for Surface Water Resources-Conventional Parameters (IRWQISC) and response surface methodology. *Iran-Water Resources Research* 17(3):1–19 (In Persian)
- Nakhaei M, Vadiati M, and Mohammadi K (2015) Evaluation of vulnerability of Urmia Lake saline water intrusion to coastal aquifer using GALDIT Model. *Scientific Quarterly Journal of Geosciences, Geological Survey of Iran* 24(95):223–230
- Nourani V, Bayat Khajeh E, and Sharghi E (2025) Temporal assessment of vulnerability to seawater intrusion in Shabestar Plain Aquifer: A Comparative Study of 2003, 2013 and 2021. *Springer, Cham* 191:200
- Nunoo R, Anderson P, Kumar S, and Zhu J-J (2020) Margin of safety in TMDLs: Natural language

- processing-aided review of the state of practice. *Journal of Hydrologic Engineering* 25(4):04020002
- Pak HY, Chuah CJ, Tan ML, Yong EL, and Snyder SA (2021) A framework for assessing the adequacy of Water Quality Index-Quantifying parameter sensitivity and uncertainties in missing values distribution. *Science of the Total Environment* 751:141982
- Parween S, Siddique NA, Mahammad Diganta MT, Olbert AI, and Uddin MG (2022) Assessment of urban river water quality using modified NSF water quality index model at Siliguri city, West Bengal, India. *Environmental and Sustainability Indicators* 16:100202
- Pashaeifar M, Dehghanzadeh R, Ramazania ME, Rafieyan O, and Nejaei A (2021) Spatial and temporal assessment of groundwater quality and hydrogeochemical processes in Urmia Lake Basin, Iran. *Water Supply, IWA Publishing* 21(8):4328–4342
- Puy A, Sheikholeslami R, Gupta H V, Hall JW, Lankford B, Lo Piano S, Meier J, Pappenberger F, Porporato A, Vico G, and Saltelli A (2022) The delusive accuracy of global irrigation water withdrawal estimates. *Nature Communications* 2022 13:1, Nature Publishing Group 13(1):1–4
- Rahimi M, Rezaverdinejad V, Behmanesh J, and Asadzadeh F (2023) Assessment of groundwater for agricultural uses in Urmia Plain with combined method of pollution vulnerability and potential models and groundwater quality index. *Iranian Journal of Irrigation & Drainage* 17(4):719–73 (In Persian)
- Reimann C and Filzmoser P (2000) Normal and lognormal data distribution in geochemistry: Death of a myth. *Consequences for the Statistical Treatment of Geochemical and Environmental Data, Environmental Geology* 39(9):1001–1014
- Rode M and Suhr U (2007) Uncertainties in selected river water quality data. *Hydrology and Earth System Sciences* 11(2):863–874
- Saberinasr A, Dashti Barmaki M, and Morsali M (2024) Combining chemical and isotopic analyses to understand hydrogeochemical processes and groundwater residence time in the Hezarmasjed Area, Northeast of Iran. *Iran-Water Resources Research* 20(3):73–93 (In Persian)
- Safi A, Rachid G, El-Fadel M, Doummar J, Abou Najm M, and Alameddine I (2018) Synergy of climate change and local pressures on saltwater intrusion in coastal urban areas: effective adaptation for policy planning. *Water International* 43(2):145-164
- Seifi A, Dehghani M, and Singh VP (2020) Uncertainty analysis of water quality index (WQI) for groundwater quality evaluation: Application of Monte-Carlo method for weight allocation. *Ecological Indicators* 117:106653
- Sheikholeslami R, Gharari S, Papalexioiu SM, and Clark MP (2021) VISCOUS: A variance-based sensitivity analysis using copulas for efficient identification of dominant hydrological processes. *Water Resources Research* 57(7):e2020WR028435
- Sheikholeslami R, Golkar MK, and Hall JW (2024) Large uncertainty in global estimates of manure phosphorus runoff. *Environmental Modelling & Software* 177:106067
- Sheikholeslami R and Hall JW (2023) Global patterns and key drivers of stream nitrogen concentration: A machine learning approach. *Science of the Total Environment* 868:161623
- Shiri N, Shiri J, Yaseen ZM, Kim S, Chung IM, Nourani V, and Zounemat-Kermani M (2021) Development of artificial intelligence models for well groundwater quality simulation: Different modeling scenarios. *PLOS One* 16(5):e0251510
- Shirzad A, Tabesh M, and Bayat H (2018) Proposing a quality index for Rivers of Iran. *Iran-Water Resources Research* 14(1):102–113 (In Persian)
- Shokoohi AR and Modaberi H (2019) Evaluating and comparing the sensitivity of NSFWQI and IRWQISC models to water quality parameters. *Iran-Water Resources Research* 14(5):118–132 (In Persian)
- Soltani S, Asghari Moghaddam A, and Shiri J (2023) Investigating groundwater quality of Bostanabad Plain for drinking purpose using multiple criteria decision-making methods. *Iran-Water Resources Research* 19(3):23–38 (In Persian)
- Subba Rao N, Sunitha B, Adimalla N, and Chaudhary M (2020) Quality criteria for groundwater use from a rural part of Wanaparthy District, Telangana State, India, through ionic spatial distribution (ISD), entropy water quality index (EWQI) and principal component analysis (PCA). *Environmental Geochemistry and Health* 42(2):579–599
- Tripathi M and Singal SK (2019) Allocation of weights using factor analysis for development of a novel water quality index. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 183:109510

- Uddin MG, Nash S, and Olbert AI (2021) A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators* 122:107218
- Uddin MG, Nash S, Rahman A, and Olbert AI (2023) A novel approach for estimating and predicting uncertainty in water quality index model using machine learning approaches. *Water Research* 229:119422
- Unda-Calvo J, Ruiz-Romera E, Martínez-Santos M, Vidal M, and Antigüedad I (2020) Multivariate statistical analyses for water and sediment quality index development: A study of susceptibility in an urban river. *Science of the Total Environment* 711:135026
- WHO (2022) Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda. World Health Organization 1–614
- Zhang Q, Xu P, and Qian H (2020) Groundwater quality assessment using improved Water Quality Index (WQI) and Human Health Risk (HHR) evaluation in a semi-arid region of northwest China. *Exposure and Health* 12(3):487–500