



Research Article



Temporal and spatial modeling of underground water level using Kriging models and Artificial Neural Networks (case study: Minab Plain)

Mohammad Ibrahim Afifi, Vahid Sohrabi*

Department of Geography, Faculty of Humanities, Islamic Azad University, Larestan Branch, Fars, Iran.

* Corresponding author: sohrabiv@gmail.com

© The Author(s) 2024

Received: 03 Apr 2024

Accepted: 22 Jun 2024

Published: 14 Jul 2024

Abstract

Most of the world's water sources are underground water sources. Rapid population growth, agricultural development, and unresponsive surface water levels have led to an increase in water pumping, resulting in a drop in groundwater levels and depletion of aquifers. Life in arid and semi-arid regions is completely dependent on groundwater resources due to low rainfall, so proper management of groundwater in such regions is very critical. This research is aimed at modeling the spatial and temporal level of underground water in the Minab Plain. In order to know and evaluate the process of illegal withdrawal from the underground water table of the Minab Plain, the available information related to water resources (observation wells) and hydrogeological of Minab Plain in a period of 17 years (1376-1392) was used as the basis of the work. In addition to the geostatistical Kriging method, the Radial Basis Functions (RBF) method, which is based on a neural network, has also been used for zoning and interpolation of the underground water level of Minab Plain. In this context, the interpolation models of implementation and changes were investigated temporally and spatially in Minab Plain. The level of accuracy for each of the models was examined, and Kendall's time series method was used to examine the changes, and finally, spatio-temporal modeling was done during the years under review. The results of this research showed that the average balance had a completely decreasing trend. Among the kriging methods, the simplified kriging method with a determination coefficient of 0.89 showed the most accuracy among other models. Among the RBF methods, the fully regular spline method with a coefficient of determination of 0.67 was the most accurate compared to other models. After choosing the kriging method as the optimal method, spatial trending was done using annual level maps and it was found that the amount of level drop has a geographically uneven distribution and in some areas, the level drop was much more intense. All spatial-temporal trend zoning maps show that the decreasing trend of Minab Plain's underground water level is different from each other in terms of spatial distribution, and in different parts of the water level has changed with different intensity, which is necessary to choose the best method. Finally, different kriging and neural network models were used from the results of RMSE statistics and it was found that the kriging method has better modeled the water level changes in the Minab Plain compared to the RBF method.

Keywords: Temporal modeling, Water level, Kriging models, Neural Networks, Minab



مدل‌سازی زمانی و مکانی تراز آب زیر زمینی با استفاده از مدل‌های کریجینگ و شبکه‌های عصبی مصنوعی (مطالعه موردی: دشت میناب)

محمدابراهیم عفیفی، وحید سهرابی*

گروه جغرافیا، دانشکده علوم انسانی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد لارستان، فارس، ایران.

نویسنده مسئول: sohrabiv@gmail.com

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۳/۰۴/۲۴

پذیرش: ۱۴۰۳/۰۴/۰۲

دریافت: ۱۴۰۳/۰۱/۱۵

چکیده

بخش اعظمی از منابع آب دنیا، منابع آب زیرزمینی است. رشد سریع جمعیت، توسعه کشاورزی و جابگو نبودن میزان آب‌های سطحی منجر به افزایش روند پمپاژ آب و در نتیجه افت سطح آب‌های زیرزمینی و تهی‌شدن سفره‌ها شده است. حیات مناطق خشک و نیمه‌خشک، به دلیل کمی بارندگی کاملاً وابسته به منابع آب زیرزمینی است، بنابراین مدیریت مناسب آب‌های زیرزمینی در چنین مناطقی بسیار حیاتی است. این پژوهش با هدف مدل‌سازی مکانی و زمانی تراز آب‌های زیرزمینی در دشت میناب صورت گرفته است. به منظور شناخت و ارزیابی روند برداشت بی‌رویه از سفره‌های آب زیرزمینی دشت میناب، اطلاعات موجود مربوط به منابع آبی (چاه‌های مشاهده‌ای) و هیدروژئولوژیکی دشت میناب در دوره زمانی ۱۷ ساله (۱۳۷۶-۱۳۹۲) مبنای کار قرار گرفت. برای پهنه‌بندی و درون‌یابی تراز آب زیرزمینی دشت میناب علاوه بر روش زمین‌آماری کریجینگ از روش توابع پایه شعاعی (RBF) که مبتنی بر شبکه عصبی است نیز استفاده شد. در این راستا، مدل‌های درون‌یابی اجرا و تغییرات به صورت زمانی و مکانی در سطح دشت میناب بررسی شد. میزان دقت برای هر کدام از مدل‌ها مورد بررسی قرار گرفت و برای بررسی تغییرات از روش سری زمانی من‌کندال استفاده شد و در نهایت مدل‌سازی مکانی - زمانی در طی سال‌های (۱۳۷۶-۱۳۹۲) مورد بررسی صورت گرفت. نتایج این پژوهش نشان داد که میانگین تراز روندی کاملاً کاهشی داشته است. در میان روش‌های کریجینگ روش کریجینگ ساده نمایم با ضریب تعیین ۰/۸۹ بیشترین دقت را در بین سایر مدل‌ها نشان داد. در بین روش‌های RBF نیز روش اسپلاین کاملاً منظم با ضریب تعیین ۰/۶۷ بیشترین دقت را نسبت به سایر مدل‌ها داشت. پس از انتخاب روش کریجینگ به عنوان روش بهینه، روندیابی فضایی با استفاده از نقشه‌های سالانه تراز صورت گرفت و مشخص شد که میزان افت تراز از نظر جغرافیایی توزیع ناهمسان دارد و در برخی مناطق افت تراز بسیار شدیدتر بوده است. تمامی نقشه‌های پهنه بندی روند مکانی-زمانی نشان از آن دارد که روند کاهشی تراز آب زیرزمینی دشت میناب از نظر توزیع مکانی با هم متفاوت است و در بخش‌های مختلف تراز آب با شدت متفاوتی تغییر یافته است که برای انتخاب بهترین روش از بین مدل‌های مختلف کریجینگ و شبکه عصبی در نهایت از نتایج حاصل از آماره RMSE استفاده شد و مشخص شد که روش کریجینگ در مقایسه با روش RBF به شکل بهتری تغییرات تراز آب را در دشت میناب مدل‌سازی کرده است.

واژه‌های کلیدی: مدل‌سازی زمانی، تراز آب، مدل‌های کریجینگ، شبکه‌های عصبی، میناب

۱- مقدمه

منابع آب‌های زیرزمینی از مهم‌ترین منابع تأمین نیازهای آبی در اکثر نقاط دنیا بشمار می‌آیند. افزایش نیازهای آبی در بخش‌های مختلف و در نتیجه آن برداشت بیش از ظرفیت آبخوان‌ها منجر به تخریب این منابع با ارزش و افت قابل توجه تراز سطح آب زیرزمینی شده است. همچنین تزریق انواع آلاینده‌ها به سفره‌های زیرزمینی که در نتیجه توسعه جوامع شهری، صنعتی و کشاورزی و مدیریت ناصحیح می‌باشد، اثرات زیست‌محیطی جبران‌ناپذیری را در جهت کاهش کیفیت این منبع به دنبال داشته است. آب‌های زیرزمینی به‌عنوان یکی از با ارزش‌ترین منابع و مسائل قرن حاضر می‌باشد که مستلزم شناخت و بررسی همه‌جانبه است (Mubaraki & Fereidoni, 2015). (Ghorbani et al., 2019) پیش‌بینی نوسانات تراز آب زیرزمینی در استرالیا را مورد بررسی قرار دادند و نتیجه گرفتند که ساختار درختی و برنامه‌ریزی بیان ژن برای تمام مقیاس‌های زمانی نسبت به شبکه عصبی از دقت بالاتری برخوردار است. یکی از مشکلات امروزه جهان و بخصوص کشور ایران که در منطقه نیمه‌خشک جهان قرار دارد، مسئله کمبود آب است. با افزایش جمعیت و مصرف روزافزون آب، طی هفتاد سال گذشته مصرف آب ۶ برابر شده است (Kazemi et al., 2021). وقوع خشکسالی‌های متوالی در دهه اخیر لزوم برنامه‌ریزی صحیح و همه‌جانبه جهت مقابله با مسئله کم‌آبی را افزایش داده است؛ این در حالی است که در اکثر مناطق خشک و نیمه‌خشک، منابع آب زیرزمینی سهم عمده‌ای در تأمین نیازهای آبی در بخش‌های کشاورزی، شرب و صنعت را ایفا می‌نمایند. بهره‌برداری بی‌رویه از منابع آب زیرزمینی در سال‌های اخیر باعث به‌هم‌خوردن تعادل طبیعی شده و به تبع آن تراز آب زیرزمینی در آبخوان‌های بسیاری از نقاط کشور منفی شده است. به‌منظور آگاهی از وضعیت این منابع و مدیریت بهینه آن‌ها، لازم است پیش‌بینی دقیقی از نوسانات تراز آب زیرزمینی صورت گیرد. نظر به اهمیت بالای تراز آب زیرزمینی مطالعه دقیق و برآورد صحیح پارامتر فوق در مطالعات هیدروژئولوژیکی نقش بسزایی دارد. با توجه به محدودیت‌های موجود در حفر گمانه، مدل‌سازی زمانی و مکانی این پارامتر نیازی اساسی بشمار می‌رود (Rajaei & Zainivand, 2014).

Hosseini Soumae et al. (2020) مدل‌سازی تغییرات سطح آب زیرزمینی بر اساس روش‌های مبتنی بر هوش مصنوعی را برای دشت زاوه انجام دادند. نتایج این تحقیق نشان داد که شبکه عصبی مصنوعی با دقت بالا ($0.99=2R$) قادر به پیش‌بینی تراز سطح ایستابی می‌باشد. از جمله روش‌های درون‌یابی که می‌توان برای تخمین متغیرهای مکانی از قبیل سطح ایستابی بکار برد روش‌های زمین‌آماری است. با در نظر گرفتن پراکنش مکانی داده‌ها دستیابی به دقت مطلوب همیشه امکان‌پذیر نیست. تخمین زمین‌آماری فرایندی است که طی آن می‌توان مقداری کمیت در نقاطی با مختصات معلوم را با استفاده از مقدار همان کمیت در نقاط دیگری با مختصات معلوم بدست آورد. در روش‌های میان‌یابی مبتنی بر آمار کلاسیک مانند روش وزن‌دهی عکس فاصله توجهی به مبحث خودهمبستگی فضایی نمونه‌ها نمی‌شود، از این‌رو روش‌های زمین‌آماری از قبیل کریجینگ توسعه یافتند.

آب‌های زیرزمینی یکی از مهم‌ترین منابع آبی در ایران هستند و بخش مهمی از آب مورد نیاز کشاورزی و مصارف شهری از منابع آب زیرزمینی تأمین می‌شوند. برای مدیریت بهینه آب‌های زیرزمینی ضرورت دارد که اطلاعات کافی از مجموعه ویژگی‌های کمی و کیفی آبخوان مورد مطالعه جمع‌آوری شود. برای پیش‌بینی نوسانات سطح آب‌های زیرزمینی به علت پیچیده بودن ماهیت آن و عدم قطعیت در مؤلفه‌های مربوطه نیاز به مدل‌های پیچیده‌ای می‌باشد (Nayak et al., 2001) بنابراین یکی از مهم‌ترین رویکردها در برنامه‌ریزی مدیریت منابع آب به‌دست‌آوردن مدل مناسبی جهت پیش‌بینی رفتار منابع آب تحت تأثیر متغیرهای مؤثر بر این پدیده است. مهم‌ترین مدل‌های رایج در این زمینه مدل‌های رگرسیونی با سری زمانی (Shirzaei et al.,

(2019)، مدل‌های فیزیکی (Fakher 2000)، مدل‌های مبتنی بر شبکه عصبی مصنوعی، مدل‌های زمین‌آماری و مدل‌های فازی (Moghaddisi et al., 2021) هستند. Ramezani Chermahineh & Zounematkermani (2017) کارایی روش‌های¹ SVR، شبکه عصبی پرسپترون چندلایه و رگرسیون خطی چندمتغیره را به منظور پیشبینی تراز سطح آب زیرزمینی، مورد بررسی قرار دادند. که از اطلاعات ماهانه ۱۸چاه مشاهده‌ای طی سال‌های ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۹ به منظور شبیه‌سازی و پیشبینی سطح آب زیرزمینی با مدل‌های رگرسیون خطی چندمتغیره، شبکه عصبی پرسپترون چند لایه و دو مدل رگرسیونی ماشین بردار پشتیبان با توابع کرنل پایه شعاعی و خطی استفاده کردند. با توجه به معیارهای خطا، مدل‌های پرسپترون چند لایه و ماشین بردار پشتیبان به همراه توابع کرنل پایه شعاعی و خطی نتایج بهتری را در برداشتند. از روش‌های کریجینگ نیز در چند سال اخیر به وفور در این زمینه استفاده شده است. کریجینگ درون‌یابی زمین‌آماری است و فرایندی است تخمینی که مبتنی بر میانگین متحرک وزن‌دار می‌باشد. در طی آن، برای تخمین مقادیر در نقاط نمونه‌برداری نشده، وزن‌هایی را به مقادیر نمونه‌برداری شده اطراف نسبت می‌دهد و بهترین تخمین گر خطی ناریب است. به منظور انجام درون‌یابی از سمی واریوگرام استفاده می‌شود که نشان‌دهنده درجه وابستگی مکانی متغیرهای اندازه‌گیری شده در خاک می‌باشد. از مدل‌های سری زمانی تجربی هر چند به طور گسترده‌ای برای مدل‌سازی سطح آب استفاده شده است، ولی هنگامی که رفتار دینامیک یک سیستم هیدرولوژیک با گذشت زمان تغییر می‌کند مدل‌های یاد شده برای پیش‌بینی مولفه‌های منابع آب توانایی کافی نداشته و مدل‌های مناسبی نیستند (Bierkens, 1998). از طرف دیگر، مدل‌های بر مبنای فیزیکی نیز در عمل به داده‌های زیادی برای پیش‌بینی سطح آب زیرزمینی نیاز دارند و از آنجاکه روابط بین متغیرهای مؤثر بر سطح آب در یک سفره آب زیرزمینی احتمالاً غیرخطی هستند مدل‌های فوق در ارائه رابطه بین این متغیرها نیز نمی‌توانند به خوبی عمل کنند (Nayak et al., 2001).

(Boroujerdi & Feridouni (2015) در تحقیقی با عنوان شبیه‌سازی تراز آب زیرزمینی با استفاده از مدل‌های بردار پشتیبان و مقایسه آن با مدل‌های عصبی فازی و موجک عصبی (مطالعه موردی دشت شیراز)، به بررسی مبنای علمی هر سه روش به کاررفته در پژوهش خود اعم از² SVM،³ ANFIS و موجک عصبی پرداختند. نویسندگان در این پژوهش با استفاده از جعبه‌ابزارهای نرم‌افزار MATLAB به پیاده‌سازی الگوریتم‌ها و مدل‌های حاصله پرداختند. در نهایت با استفاده از داده‌های دو گام زمانی ماهیانه داده‌های ۱۹/۵ ساله بارش و سطح تراز آب از ابتدای سال ۷۲ تا شش‌ماهه دوم ۹۲ به پیش‌بینی ماهیانه تراز آب شیراز پرداخته شد که در بهترین حالات به ترتیب ضریب رگرسیون ۰/۹۹۳، ۰/۹۸۶ و ۰/۷۶۷ برای مدل موجک عصبی، ANFIS و ماشین بردار پشتیبان حاصل شد. نتایج آن‌ها گواه آن است که مدل موجک عصبی از سایر تکنیک‌ها موفق‌تر و مدل SVM در بین مدل‌ها ضعیف‌تر از سایرین عمل کردند. (Feridouni & Khojand (2014) در تحقیق با عنوان کاربرد مدل زمین‌آماری (کریجینگ) و تلفیق آن با سیستم استنتاج فازی عصبی در پهنه‌بندی تراز آب زیرزمینی (مطالعه موردی: دشت شیراز) به پیش‌بینی تراز آب زیرزمینی با مدل‌های شبکه عصبی و عصبی فازی پرداختند. نتایج مدل‌سازی آن‌ها نشان داد که بهترین پیش‌بینی‌ها توسط سیستم استنتاج فازی با ضریب همبستگی ۹۵٪ به دست می‌آید. (Yazidi et al. (2007) با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی به پیش‌بینی سطح آب زیرزمینی در دشت نیشابور پرداخت و بهترین مدل حاصل را ارائه داد. تحقیقاتی نیز به توانایی شبکه‌های عصبی مصنوعی در پیش‌بینی پارامترهای آبخوان مانند ضریب انتقال و آبدهی ویژه اشاره دارد (Sarzabi & Esmaili, 2013). در این

¹ Support Vector Regression

² Support Vector Machine

³ Adaptive Neuro Fuzzy Inference System

تحقیقات تنها از مدل شبکه‌های عصبی استفاده شد و روش‌های زمین‌آماری مورد بررسی قرار نگرفته است. در صورتی که نتایج برخی تحقیقات حاکی از آن است که مدل‌های زمین‌آماری عملکرد بهتری نسبت به شبکه‌های عصبی مصنوعی دارند (Ahmadizadeh & Maroufi 2017).

Affandi & Watanabe (2007) با استفاده از داده‌های روزانه سطح آب، به کنترل افت آب زیرزمینی پرداختند و با مدل‌های ANFIS, RBF⁴ و LM⁵ سطح آب را بر اساس تأخیر زمانی از یک تا ۷ روز مورد بررسی قرار دادند. نتایج این تحقیق نشان داد که با افزایش گام زمانی، از دقت مدل‌ها کاسته می‌شود. در تحقیقات انجام شده اثرات پارامترهای تأثیرگذار بر تغییرات سطح آب در نظر گرفته نشد و تنها از اطلاعات سطح آب در روزهای قبل، جهت پیش‌بینی سطح آب استفاده نموده‌اند.

Mir Arabi & Nakhai (2008) به بررسی دقت سیستم شبکه عصبی مصنوعی در پیش‌بینی نوسانات سطح آب زیرزمینی بر اساس اطلاعات پیرومتری در دشت بیرجند پرداختند و نتیجه گرفتند که با وارد کردن میزان بارندگی و برداشت با تأخیر زمانی ۲ ماهه دقت شبکه افزایش می‌یابد آن‌ها از برداشت و بارندگی کل دشت، به‌عنوان ورودی مدل استفاده کردند در حالی که میزان بارندگی و تخلیه در قسمت‌های مختلف دشت با هم متفاوت است و تأثیر بسزایی بر نوسانات سطح آب دارد. هدف از این پژوهش مدل‌سازی زمانی و مکانی تراز آب زیر زمینی دشت میناب با استفاده از مدل‌های کریجینگ (انواع روش‌ها) و نیز مدل‌های درونیابی مبتنی بر شبکه‌های عصبی مصنوعی است. همچنین ارزیابی دقت روش‌های درونیابی جهت پهنه‌بندی مکانی و زمانی و پارامترهای کمی آب‌های زیر زمینی نیز انجام شد. با توجه به جایگاه آب‌های زیرزمینی به‌عنوان یکی از منابع آبی قابل استفاده و همچنین روبه کاهش آن، مطالعه و مدیریت بهره‌برداری از آن دارای اهمیت ویژه‌ای می‌باشد؛ از طرفی مدیریت صحیح منابع آب مستلزم داشتن اطلاعات از تغییرات مکانی و زمانی سطح آب زیرزمینی در سطح حوزه مورد مطالعه می‌باشد.

۲- مواد و روش‌ها

تحقیق حاضر از نوع کاربردی و رویکرد حاکم بر آن توصیفی - تحلیلی می‌باشد. در این پژوهش از اطلاعات چاه‌های مشاهده‌ای مربوط به سال‌های ۱۳۷۶ تا ۱۳۹۲ به‌عنوان نمونه معلوم استفاده گردید و با استفاده از تکنیک‌های زمین‌آمار و شبکه عصبی مدل‌های درونیابی اجرا و تغییرات به‌صورت زمانی و مکانی در سطح دشت میناب مورد کنکاش قرار گرفت. به‌منظور شناخت و ارزیابی آثار برداشت بی‌رویه از سفره آب زیرزمینی دشت رودان و آسیب‌پذیری منطقه از این مسئله، ابتدا اطلاعات موجود مربوط به منابع آبی (چاه‌های مشاهده‌ای) و هیدروژئولوژیکی دشت در دوره زمانی ۱۷ ساله مبنای کار قرار گرفت. جهت مطالعه تغییرات کمی آب‌های زیرزمینی، اطلاعات مربوط به موقعیت مکانی و متوسط سطح آب چاه‌های مشاهده‌ای محاسبه شده است. برای پهنه‌بندی تراز آب زیرزمینی دشت میناب علاوه بر روش زمین‌آماری کریجینگ از روش RBF که مبتنی بر شبکه عصبی است نیز استفاده شد. در نهایت برای بررسی تغییرات به‌صورت سری زمانی از روش سری زمانی من کندانال استفاده شده است و

⁴Radial Basis Function

⁵Levenberg-Marquard

پهنه‌بندی مکانی زمانی در طی سال‌های ۱۳۷۶-۱۳۹۲ مورد بررسی صورت گرفت. در شکل (۱) فرایند پژوهش نشان داده شده است.

شکل ۱- فرایند پژوهش

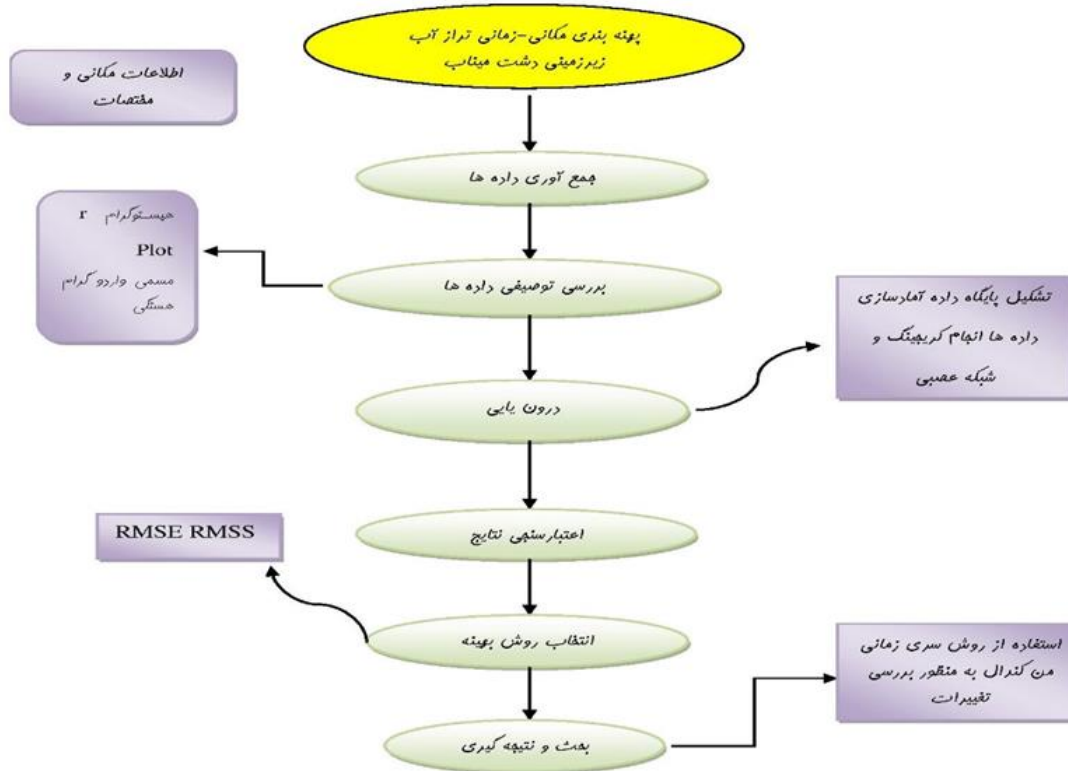


Fig 1. Research process

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

دشت میناب در استان هرمزگان و شهرستان میناب در طول‌های جغرافیایی ۵۶ درجه و ۴۸ دقیقه و عرض جغرافیایی ۵۷ درجه و ۱۹ دقیقه واقع شده است (شکل ۲). این دشت در ناودیس با وسعت ۱۳۷۸ کیلومتر مربع واقع شده است که بر اساس نقشه رقومی ارتفاعی سازمان زمین شناسی امریکا (USGS) حداقل ارتفاع آن از سطح دریا ۲۰ و حداکثر ارتفاع آن ۱۹۷ متر می‌باشد. مهم‌ترین رودخانه این دشت رودخانه میناب است. این زیرحوزه براساس تقسیم بندی طرح جامع آب کشور، قلمرو مطالعاتی بخشی از حوضه آبریز رودخانه کل می‌باشد. متوسط بارندگی ۱۸۲ میلی‌متر در سال، متوسط دمای سالیانه ۲۵/۳ درجه سانتی‌گراد، حداقل دمای آن ۱۷/۳ و حداکثر دمای آن ۳۳/۳ درجه سانتی‌گراد و تبخیر سالیانه ۲۷۷۸/۴ میلی‌متر می‌باشد. منطقه مورد مطالعه زیر پوشش اقلیم‌های بیابانی گرم میانه تا بیابانی گرم شدید (روش آمبرژه) قرار می‌گیرد. از نظر زمین‌شناختی منطقه مورد مطالعه در زون ساختاری زاگرس چین خورده قرار داشته و به لحاظ لیتولوژی و چینه شناسی، غالب منطقه متعلق به دوران سوم زمین شناسی می‌باشد. رسوبات آبرفتی دوران چهارم نیز در شمال و شمال غرب منطقه دیده می‌شود. بافت رسوبات آبرفتی دشت را عمدتاً شن و ماسه تشکیل می‌دهد که در بین آن‌ها میان لایه‌های ریزدانه سیلتی و رسی نیز وجود دارد. سفره آب زیرزمینی دشت

از نوع آزاد است. بخش‌های مرتفع‌تر این دشت در امتداد قسمت‌های شمال شرقی تا جنوب شرقی کشیده شده‌اند و به سمت جنوب و جنوب غرب از ارتفاع دشت کاسته می‌شود (Mashaikhi et al., 2022).

شکل ۲- موقعیت منطقه مورد مطالعه

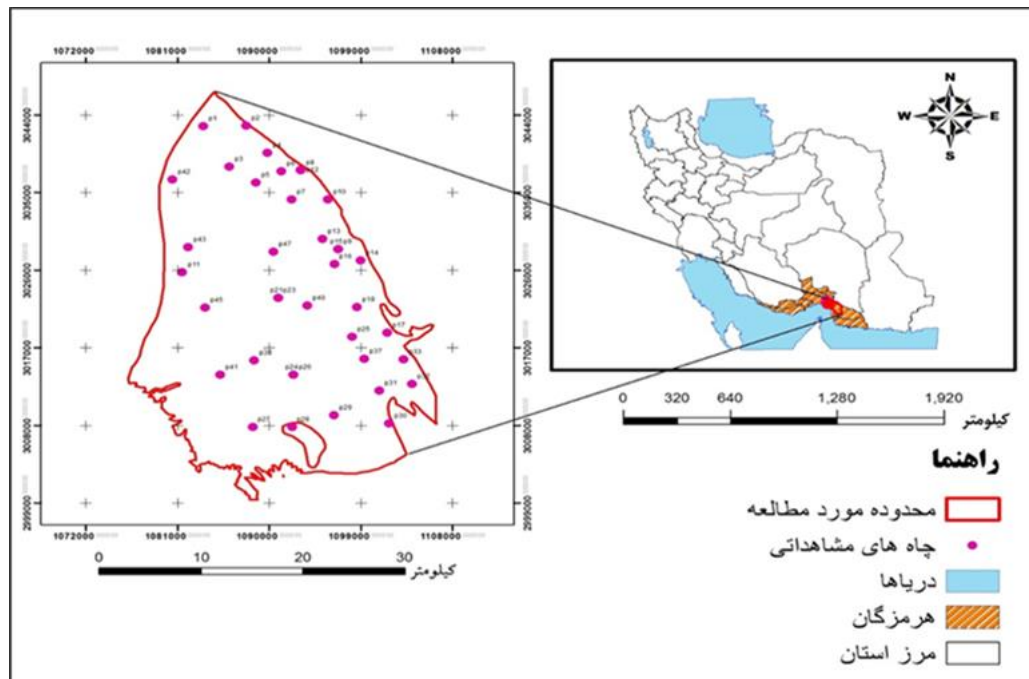


Fig 2. Location of the study area

۲-۲- جمع‌آوری و آماده‌سازی داده‌های پژوهش

داده‌های خام جمع‌آوری شده برای دشت میناب شامل ۳۸ چاه مشاهده‌ای بود. اطلاعات این چاه‌ها برای هر ماه از سال موجود بود که با میانگین‌گیری از آن‌ها داده‌ها به فرمت سالانه تبدیل شدند. از آنجا که برای برخی از سال‌ها داده‌ها ناقص بود، لذا در نهایت تعداد ۲۵ نقطه شاهد به عنوان داده نهایی انتخاب شد. همچنین از آنجا که داده‌ها در محیط اکسل بودند لذا به منظور تهیه نقشه‌های درون‌یابی شده و بررسی میزان تغییرات تراز آب زیرزمینی در محدوده مورد مطالعه از نرم افزار ArcGIS استفاده شد. جدول (۱) مشخصات جغرافیایی چاه‌های مشاهداتی مورد استفاده در پژوهش حاضر را نشان می‌دهد.

استفاده از روش‌های زمین‌آماری مستلزم بررسی وجود ساختار مکانی در بین داده‌هاست که توسط تجزیه و تحلیل واریوگرام این امر بررسی می‌شود. شرط استفاده از این تجزیه و تحلیل، نرمال بودن داده‌هاست؛ بنابراین تمامی داده‌های مربوط به هر پارامتر از نظر توزیع نرمال بودن بررسی گردید. این کار با استفاده از آزمون‌های کلموگراف -اسمیرنوف و شاپیرو - ویلک در محیط SPSS انجام شد و مشخص شد که داده‌ها از توزیع نرمال برخوردار نیستند. از این رو با لگاریتم‌گیری از داده‌ها، نرمال‌سازی صورت گرفت. سپس داده‌های نرمال به محیط نرم‌افزار Arc GIS منتقل شده و اقدام به برازش واریوگرام و انتخاب مدل مناسب برای پهنه‌بندی گردید. علاوه بر هیستوگرام، میزان همبستگی آماری داده‌ها در سال‌های مختلف نیز مشخص شد. لازم به ذکر است که همبستگی مکانی داده‌ها برای داده‌های مکانی اهمیت بیشتری دارد و این موضوع پایه بسیاری از روش‌های زمین‌آمار است.

جدول ۱- مشخصات جغرافیایی چاه‌های مشاهداتی مورد استفاده در پژوهش

Table 1. Geographical characteristics of the observation wells used in the research

ارتفاع نقطه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی	نام ایستگاه
۲۲۱/۹۱۵	۳۰.۳۵۷۹۶	۵۱۲۳۵۱	p۱
۲۰۱/۴۴۹	۳۰.۳۶۳۸۴	۵۱۶۴۴۹	p۲
۲۳۷/۰۰۶	۳۰.۳۸۱۵۸	۵۲۲۳۹۶	p۳
۲۲۳/۳۳۸	۳۰.۳۸۹۵۵	۵۲۵۹۵۷	p۴
۲۰۳/۰۹۹	۳۰.۳۵۲۶۶	۵۲۴۱۲۷	p۵
۱۸۸/۶۲۷	۳۰.۳۲۱۴۳	۵۲۵۰۱۱	p۶
۱۸۱/۵۹	۳۰.۳۳۳۴۴	۵۱۹۶۹۶	p۷
۱۹۲/۸۳۷	۳۰.۳۲۳۷۶	۵۱۱۳۶۵	p۸
۱۸۰/۰۱۳	۳۰.۲۹۷۴۰	۵۱۵۸۴۱	p۹
۱۶۵/۳۴۲	۳۰.۲۷۹۳۴	۵۲۱۰۲۳	p۱۰
۲۰۰/۱۲۹	۳۰.۲۸۳۲۷	۵۲۴۷۶۱	p۱۱
۱۸۸/۸۱۷	۳۰.۲۶۹۳۳	۵۱۶۱۸۷	p۱۲
۱۸۳/۶۳۶	۳۰.۲۴۴۴۰	۵۱۷۸۶۳	p۱۳
۱۵۸/۰۳۹	۳۰.۲۴۳۵۲	۵۲۰۵۰۶	p۱۴
۱۸۲/۹۸۹	۳۰.۲۳۹۵۵	۵۲۳۷۹۲	p۱۵
۱۷۰/۷۸۳	۳۰.۲۱۲۸۲	۵۲۲۳۲۳	p۱۶
۱۶۱/۵۹۳	۳۰.۱۹۹۴۰	۵۱۹۹۴۶	p۱۷
۲۱۱/۷۹۶	۳۰.۲۱۱۷۹	۵۲۵۵۶۷	p۱۸
۱۸۶/۲۶۲	۳۰.۱۸۳۴۵	۵۲۵۹۰۱	p۱۹
۲۱۶/۳۴۴	۳۰.۱۲۸۴۱	۵۲۴۱۲۸	p۲۰
۱۵۲/۳۵۶	۳۰.۱۷۳۳۵	۵۲۲۰۴۹	p۲۱
۲۰۲/۴۳۴	۳۰.۱۴۶۴۲	۵۲۷۷۰۱	p۲۲
۲۳۸/۵۸۶	۳۰.۲۰۴۴۹	۵۲۷۸۷۴	p۲۳
۱۷۴/۲۶۴	۳۰.۱۹۵۲۹	۵۲۲۳۷۶	p۲۴
۱۷۳/۸۶۸	۳۰.۳۲۵۲۰	۵۱۷۳۳۹	p۲۵

۳-۲- پهنه بندی مکانی زمانی

برای بررسی تغییرات سطح آب زیرزمینی از روش آماری من کندال استفاده می گردد. با توجه به شکل رایج آمار کلاسیک، در اغلب مقالات از آمار من کندال استفاده گردیده است که در این پژوهش، تغییرات بر روی نقشه ها به صورت زمانی - مکانی تحلیل گردید. ابتدا سری های زمانی تغییرات تراز آب یا به عبارت ساده نقشه های درونیابی شده که دقت لازم را داشته اند به دست آمد و سپس از روش من کندال برای پهنه بندی مکانی زمانی تغییرات استفاده شده است. آزمون من کندال یک آزمون آماری ناپارامتری است که برای تجزیه و تحلیل روند در داده های بلندمدت استفاده می شود. روش های ناپارامتری نیاز به هیچ مفروضاتی با توجه به زمینه توزیع آماری داده ها ندارند. بر این اساس آزمون من کندال نیاز به توزیع آماری خاص و تست حساسیت نمونه گیری به فاصله ندارد. روش من کندال می تواند برای مجموعه داده هایی که شامل فواصل نمونه برداری نامنظم، اطلاعات زیر حد تشخیص، اطلاعات از دست رفته یا ناچیز است، مورد استفاده قرار گیرد. این آزمون مخصوصاً در مواردی سودمند است که می توان اندازه گیری داده ها را با استفاده از روش های پارامتری تجزیه و تحلیل کرد. این روش می تواند برای ردیابی روند داده ها با هدف ارزیابی قابل قبول آب های زیرزمینی، بررسی مکان، نظارت بر کارایی عملکردهای اصلاحی آب زیرزمینی استفاده شود (Connor et al., 2012). روابط مربوط جهت تعیین مقادیر آماره من کندال به صورت زیر است:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(X_j - X_i) \quad (1)$$

$$\text{sgn}(X_j - X_i) = \begin{cases} +1 & \text{اگر } (X_j - X_i) > 0 \\ 0 & \text{اگر } (X_j - X_i) = 0 \\ -1 & \text{اگر } (X_j - X_i) < 0 \end{cases}$$

$$\text{var}(s) = \frac{1}{18} [n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^q t_p(t_p-1)(2t_p+5)]$$

$$Z_M = \begin{cases} \frac{s-1}{\sqrt{\text{VAR}(S)}} & \text{اگر } S > 0 \\ 0 & \text{اگر } S = 0 \\ \frac{s+1}{\sqrt{\text{VAR}(S)}} & \text{اگر } S < 0 \end{cases}$$

که در روابط فوق n تعداد داده مشاهده ای (طول دوره آماری)، X_j و X_i به ترتیب i امین و j امین داده مشاهده ای، و q تعداد گروه های ایجاد شده (با داده های برابر و بیشتر از دو عضو)، t_p تعداد داده های برابر در p امین گروه و Z_M مقدار آماره من کندال می باشد. مقدار منفی Z_M بیانگر روند کاهشی و مقدار مثبت آن نشان دهنده روند افزایشی در سری داده ها می باشد. با توجه به سطح معنی دار بودن ۹۵ درصد اگر $m > 96/1$ $[|Z|]$ باشد فرض صفر رد شده و سری زمانی پارامتر مورد مطالعه دارای روند معنی دار و در غیر این صورت فاقد روند ارزیابی می شود. برای روندیابی از نرم افزار Edrisi Terset استفاده شد. آزمون من کندال متکی بر سه پارامتر آماری است (Aziz & Burn, 2003) که در زیر شرح داده می شود:

آماره: S نشان می دهد که آیا روند در بازه زمانی به صورت کاهشی (-S) و یا افزایشی (+S) اتفاق افتاده است.

ضریب اطمینان: میزان ضریب اطمینان محاسبه آماره S را اصلاح می‌کند و درجه‌ای از اعتماد به نفس را در تحلیل روند نشان می‌دهد. مثلاً "کاهش"، احتمالاً "کاهش"، افزایش، احتمالاً "افزایش". همچنین اگر میزان ضریب اطمینان کم باشد به دلیل تنوع قابل توجهی در داده‌ها یا به دلیل تغییر کمی در آن است.

ضریب واریانس: ضریب واریانس برای تمایز میان نتیجه "بدون روند" (پراکندگی قابل توجهی در روند مقابل زمان) و نتیجه "پایدار" (تنوع محدود در برابر زمان) برای مجموعه داده با روند کاهش یا افزایشی غیرقابل ملاحظه بوده است. جدول (۲) واحدهای آماری استفاده شده در آزمون من کندال را نشان می‌دهد.

جدول ۲- واحدهای آماری استفاده شده در آزمون من-کندال (Aziz & Burn, 2003)

Table 2. Statistical units used in the Mann-Kendall test (Aziz & Burn, 2003)

S	اطمینان در روند (CF)	روند
$S > 0$	$CF > 95\%$	افزایش
$S > 0$	$95\% \geq CF \geq 90\%$	احتمال افزایش
$S > 0$	$CF < 90\%$	بدون روند
$S \leq 0$	$CF < 90\%$ and $COV \geq 1$	بدون روند
$S \leq 0$	$CF < 90\%$ and $COV < 1$	ثابت
$S < 0$	$95\% \geq CF \geq 90\%$	احتمال کاهش
$S < 0$	$CF > 95\%$	کاهش

۳- نتایج و بحث

۳-۱- نتایج درون‌یابی فضایی

برای یافتن مقادیر نامعلوم، از چاه‌های مشاهداتی دارای آمار استفاده شد تا معلوم گردد که میزان تراز آب در سایر مکان‌ها به چه شکل بوده است. تعیین مقادیر عددی برای مناطق مجهول با استفاده از تکنیک‌های زمین‌آمار و درون‌یابی فقط برای همان منطقه می‌تواند دقت لازم را داشته باشد، و شاید در مناطق دیگر مدل‌های دیگری قابل اعتماد باشد. در پژوهش حاضر برای تحلیل مکانی داده‌ها از نیم تغییر نگار مدل‌های مذکور استفاده شده است که با استفاده از نرم‌افزار ARC GIS 10 محاسبه گردید. مدل‌های مورد استفاده جهت برازش با روش کریجینگ شامل موارد زیر می‌باشد:

الف) مدل کروی ب) دایره ای پ) نمایی ت) گوسین

همچنین از مدل شبکه عصبی با استفاده از تابع پایه شعاعی (RBF) استفاده گردیده است. در شکل (۳) نقشه‌های درون‌یابی شده برای مدل‌های مختلف کریجینگ و شبکه عصبی ارائه شده است.

شکل ۳- نقشه های درون یابی شده برای مدل کریجینگ و مدل شبکه عصبی

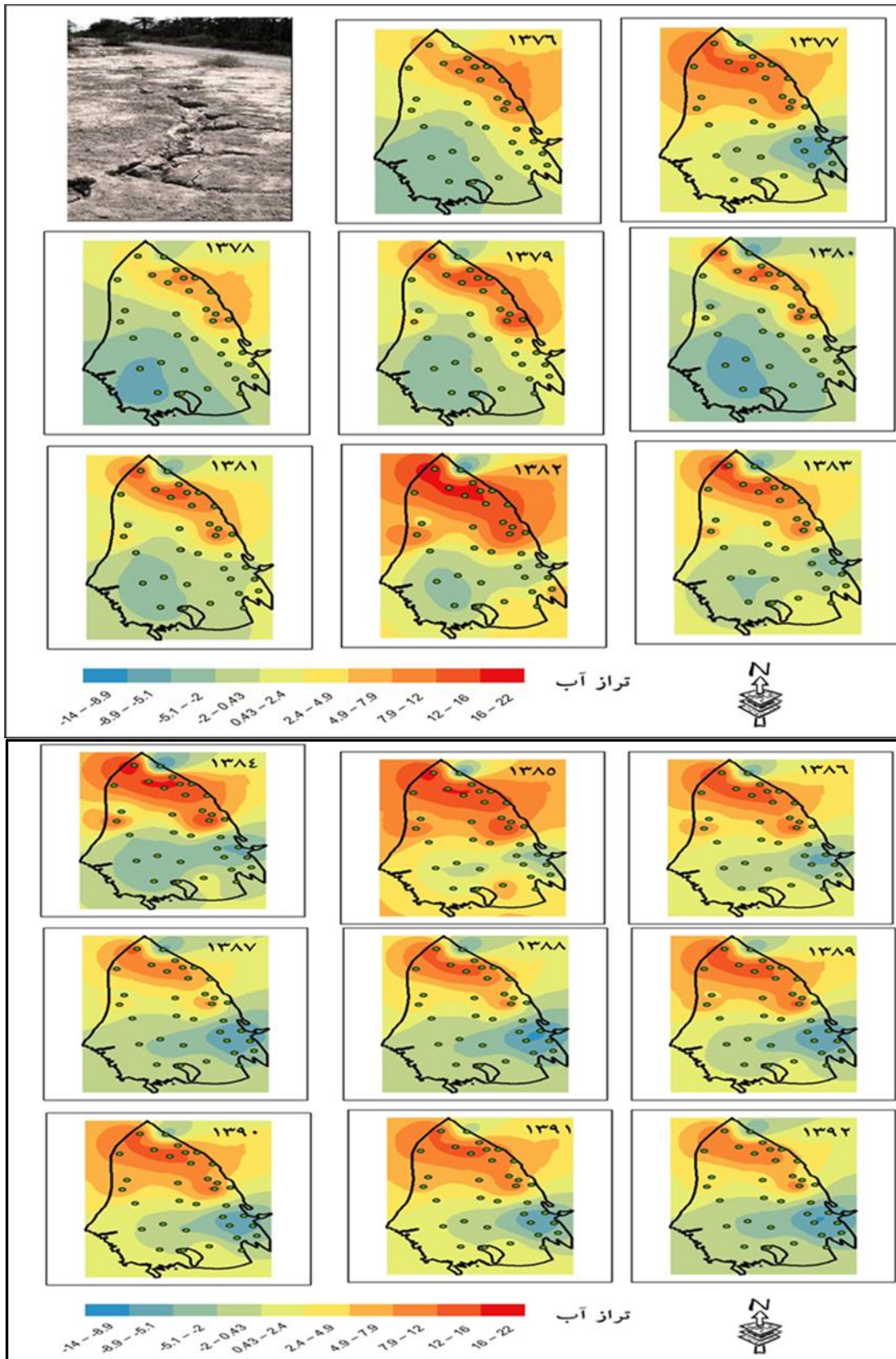


Fig 3. Interpolated maps for the Kriging model and Neural Network model

علاوه بر نقشه های مکانی میانگین کلی تراز (میانگین سالانه تراز برای تمامی چاه های مشاهداتی) در شکل (۵) نمایش داده شد.

شکل ۵- میانگین سالانه تراز آب در دشت میناب

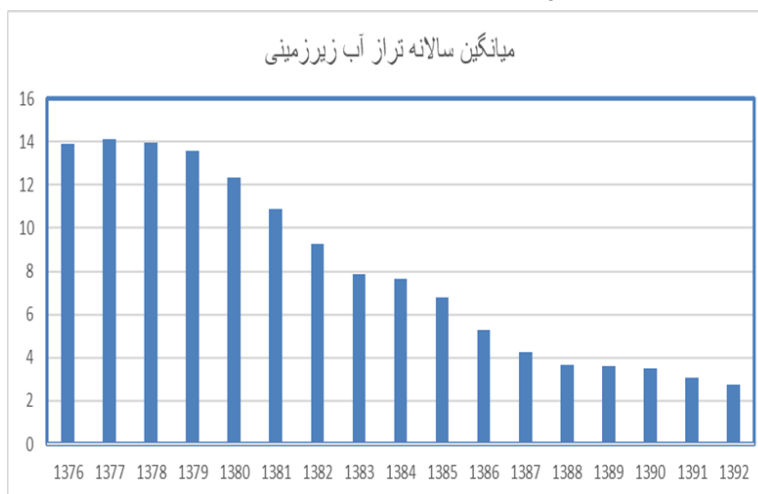


Fig 5. Annual average water level in Minab Plain

همان گونه که شکل (۵) نشان می دهد میانگین تراز روندی کاملاً کاهشی داشته است. طی سال های ۱۳۷۶ تا ۱۳۷۹ تقریباً روند ثابتی وجود داشته است و حتی در سال ۱۳۷۷ روند افزایشی بوده است. از سال ۱۳۸۰ تا ۱۳۸۳ روندی کاملاً کاهشی وجود داشته است سپس در سال ۱۳۸۴ با افزایشی اندک در تراز آب مواجه هستیم. در سال ۱۳۸۵ همچنان روند کاهش شدید است و این روند با کاهشی تقریباً یکسان تا سال ۱۳۸۸ ادامه دارد. در سال ۱۳۸۹ و ۱۳۹۰ اندکی از میزان کاهش تراز آب کاسته شده ولی روند کاهش همچنان تا سال ۱۳۹۲ ادامه داشته است.

۲-۳- اعتبارسنجی نتایج درون یابی کریجینگ

مدل های مورد استفاده جهت برازش با روش کریجینگ دو نوع هستند: روش کریجینگ ساده و کریجینگ معمولی شامل مدل های کروی، دایره ای و نمایی می باشد که در این تحقیق نتایج مربوط به این روش ها ارزیابی شده است. جهت ارزیابی و تعیین بهترین مدل، صحت و دقت هر یک از نقشه ها تولید شده، محاسبه گردید که در این خصوص مقادیر اولیه در ساخت نقشه ها، با مقادیر محاسبه و تخمین زده شده، روی نمودار برازش قرار گرفته و با استفاده از محاسبه شاخص های ارزیابی متقاطع، میزان دقت هر کدام از نقشه ها تعیین گردید. میانگین مطلق خطا (MAE) و میانگین خطای انحراف (MBE) و ضریب تعیین (R2) نقشه ها برای مقایسه نتایج استفاده شده است. جدول (۳) نتایج ارزیابی متقابل نقشه های تولید شده را نشان می دهد. لازم به ذکر است که نتایج ارزیابی میانگین خطا برای تمامی سال ها برای هر روش می باشد. در ادامه نیز نتایج در سال های مختلف با استفاده از آماره RMSE و RMSS کنترل شده است.

جدول ۳- نتایج ارزیابی متقابل روش‌های درون‌یابی کریجینگ
Table 3. Results of mutual evaluation of Kriging interpolation methods

معادله خط رگرسیون	خطای روش ارزیابی متقابل				مدل	روش
	R2	RMSS	MAE	MBE میانگین مطلق خطا		
$y = 0.12x + 13.21$	۰/۵۹	۸/۳	۳۹/۳۳	-۰/۳۲	کروی	م کریجینگ
$y = -1.4564x + 1438.4$	۰/۶۴	۷/۳	۳۹/۴۴	-۰/۰۵	دایره‌ای	ن معمولی
$y = 1.478x + 239.01$	۰/۸۲	۶/۹	۴۱/۲۳	-۴/۱۲	نمایی	
$y = 0.121x + 66.51$	۰/۵۹	۸/۳	۳۸/۴۵	-۵/۴۴	گوسین	گ
$y = 1.679x + 766.94$	۰/۷۱	۹/۲۲	۴۵/۵۵	-۵/۶۵	کروی	و کریجینگ
$y = 0.683x + 75.86$	۰/۶۷	۷/۴	۵۲/۲	-۱/۱۲	دایره‌ای	ز ساده
$y = -0.586x + 1738.4$	۰/۸۹	۶/۷	۳۹/۴۴	-۰/۰۵	نمایی	ه
$y = 1.885x + 118.06$	۰/۴۹	۷/۷	۵۱/۱۳	-۴/۱۴	گوسین	

ک

نتایج نشان می‌دهد روش کریجینگ ساده نمایی با ضریب تعیین ۰/۸۹ بیشترین همبستگی را در بین سایر مدل‌ها داراست. همچنین در شکل‌های ۶ و ۷، صحت مربوط به روش کریجینگ نمایی ساده به ترتیب مربوط به سال‌های مختلف با آماره RMSE و آماره RMSS کنترل شده است.

شکل ۶. نتایج ارزیابی روش کریجینگ در سال‌های مختلف با آماره RMSE

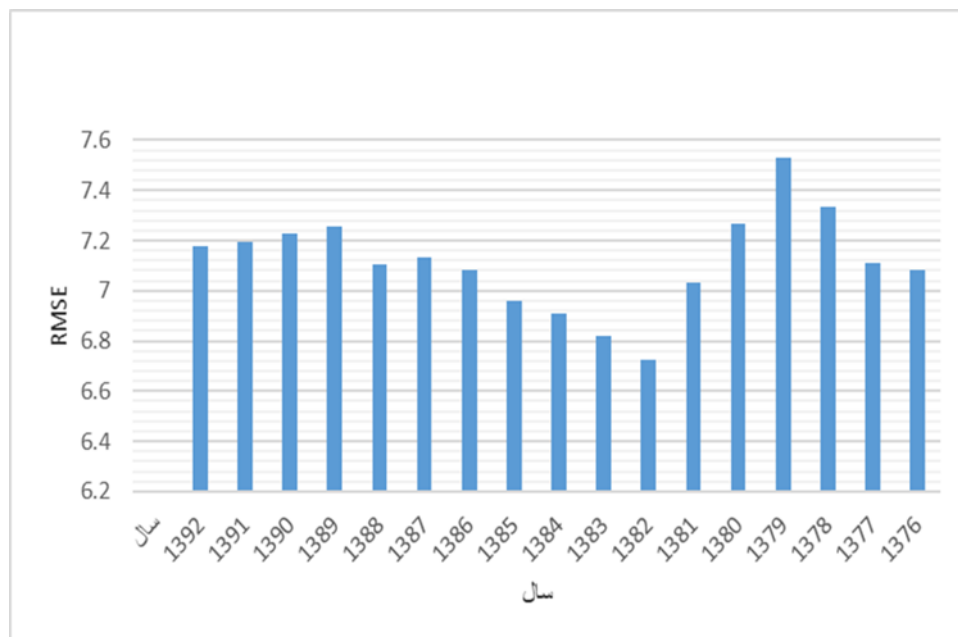


Fig 6. Evaluation results of Kriging method in different years with RMSE statistics

شکل ۷- نتایج ارزیابی روش کریجینگ در سال های مختلف با آماره RMSS

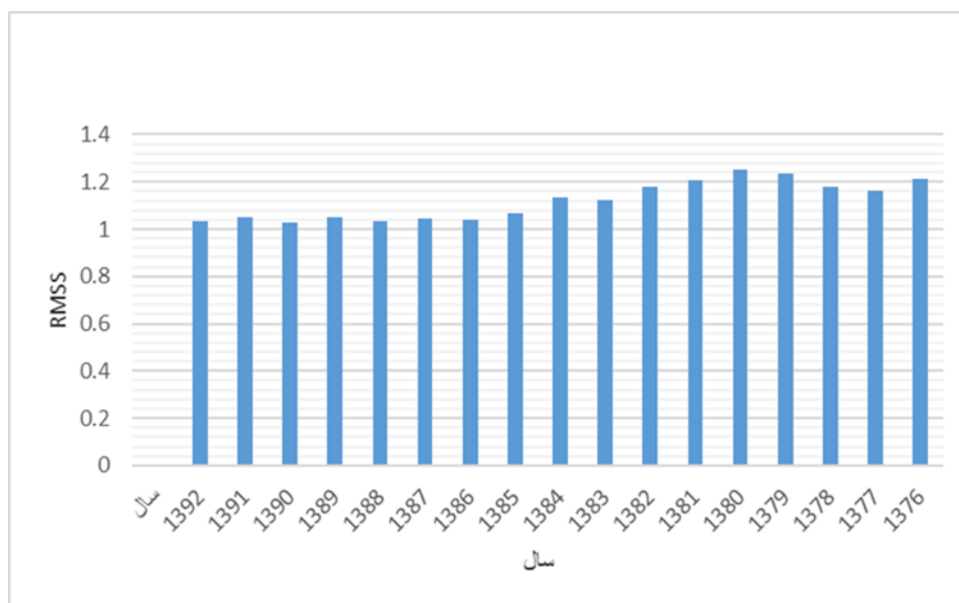


Fig 7. Evaluation results of Kriging method in different years with RMSS statistics

همان گونه که مشخص است آماره RMSE به شکل بهتری می تواند میزان خطا در سال های مختلف را به تصویر بکشد. بهترین دقت در این آماره مربوط به سال ۱۳۷۹ است.

۳-۳- اعتبارسنجی نتایج درونیابی با روش شبکه های عصبی

مدل های مورد استفاده جهت برازش با روش شبکه های عصبی (RBF) که مورد ارزیابی قرار گرفتند عبارت اند از: (۱) اسپیلاین کاملاً منظم، (۲) مولتی کوادریک معکوس، (۳) مولتی کوادریک، (۴) اسپیلاین با کشش، (۵) اسپیلاین صفحه نازک دو نوع روش کریجینگ ساده و کریجینگ معمولی شامل: مدل های کروی، دایره ای و نمایی می باشد که در این تحقیق نتایج مربوط به این روش ها ارزیابی شده است. همانند روش کریجینگ برای ارزیابی نتایج درونیابی مربوط به تراز آب زیرزمینی دشت میناب با استفاده از روش RBF که مبتنی بر شبکه عصبی است از میانگین مطلق خطا (MAE)، میانگین خطای انحراف (MBE) و ضریب تعیین (R2) نقشه ها استفاده شده است. جدول (۴) نتایج ارزیابی متقابل نقشه های تولید شده در روش RBF را نشان می دهد. لازم به ذکر است که نتایج ارزیابی میانگین خطا برای تمامی سال ها برای هر روش می باشد. نتایج ارزیابی روش شبکه عصبی در سال های مختلف با آماره RMSE و RMSS در اشکال ۸ و ۹ نمایش داده شده است. نتایج جدول (۴) نشان می دهد روش اسپیلاین کاملاً منظم با ضریب تعیین ۰/۶۷ بیشترین همبستگی را در بین سایر مدل ها داراست.

جدول ۴- نتایج ارزیابی متقابل نقشه‌های تولید شده در روش RBF
Table 4. Mutual evaluation results of the maps produced in the RBF method

معادله خط رگرسیون	خطای روش ارزیابی متقابل				مدل	روش
	R2	RMSE	MAE	MBE میانگین مطلق خطا		
$y = 0.110x + 548.31$	۰/۶۷	۷/۹۹	۶۵/۶۷	-۴/۱۴۴	اسپیلاین کاملاً منظم	شبکه عصبی RBF
$y = 1.814x + 557.27$	۰/۴۳	۹/۵	۴۵/۸۶	-۲/۹۸	مولتی کوادریک معکوس	
$y = 2.213x + 145.07$	۰/۴۴	۸/۲۷	۴۶/۴۲	-۲/۵۵	مولتی کوادریک	
$y = 2.238x + 168.58$	۰/۴۱	۹/۹۸	۳۴/۵۹	۱/۴۴۵۴	اسپیلاین با کشش	
$y = 0.112x + 147.46$	۰/۳۹	۱۰/۲۲	۵۴/۸۷	-۱/۷۶	اسپیلاین صفحه نازک	

شکل ۸- نتایج ارزیابی روش شبکه عصبی در سال‌های مختلف با آماره RMSE

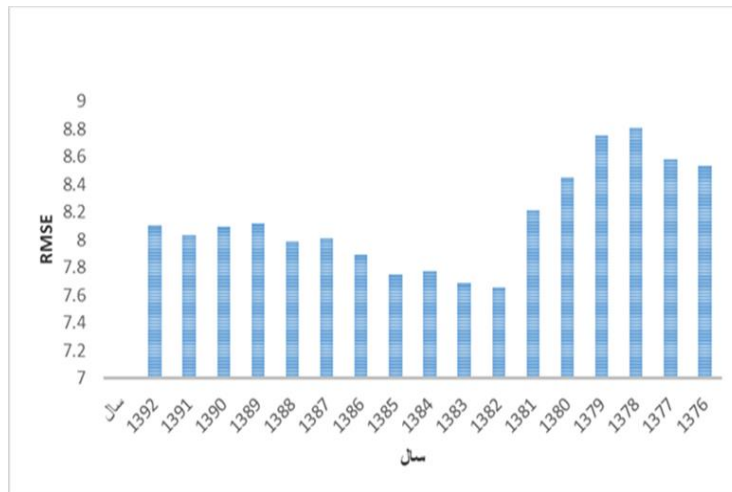


Fig 8. Evaluation results of the Neural Network method in different years with RMSE statistics

شکل ۹- نتایج ارزیابی روش شبکه عصبی در سال‌های مختلف با آماره RMSS

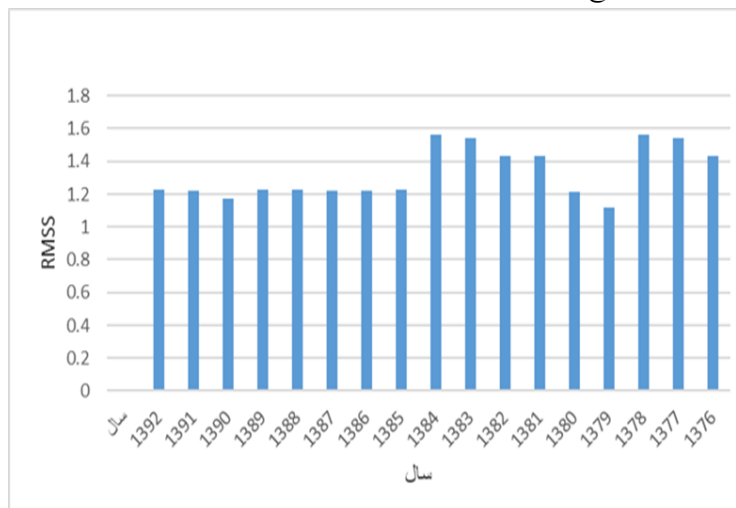


Fig 9. Evaluation results of the Neural Network method in different years with RMSS statistics

همانند روش کریجینگ آماره RMSE به شکل بهتری توانسته است میزان خطا در سال های مختلف را به تصویر بکشد. بهترین دقت در این آماره مربوط به سال ۱۳۸۲ است.

۳-۴- انتخاب روش بهینه

برای انتخاب بهترین روش از بین مدل های مختلف کریجینگ و شبکه عصبی در نهایت از نتایج حاصل از آماره RMSE استفاده شده است. هر روشی که دقت بهتری را داشته باشد از نتایج آن برای بررسی روند تغییرات سطح تراز آب استفاده خواهد شد. در شکل (۱۰) نمودار مقایسه دقت روش ها در کنار هم نشان داده شده است.

شکل ۱۰- مقایسه همزمان روش کریجینگ و روش شبکه عصبی RBF

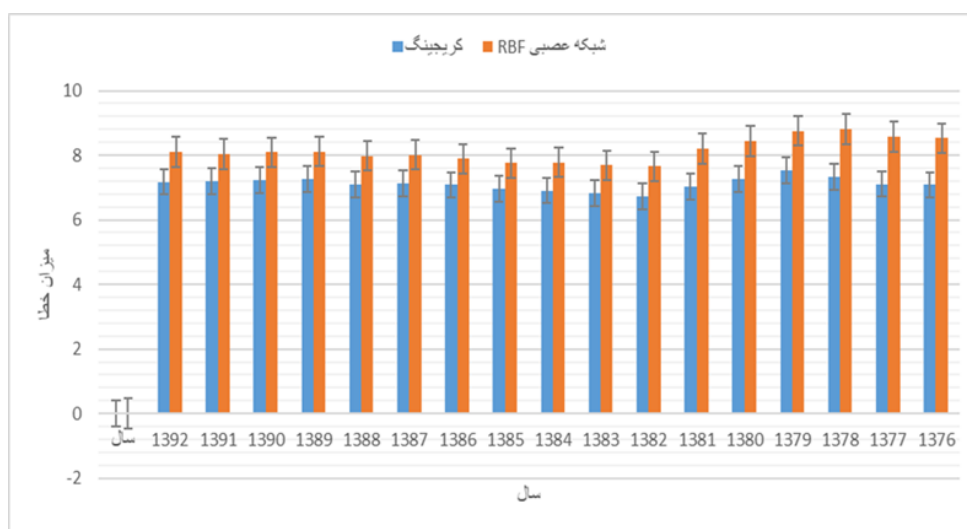


Fig10. Simultaneous comparison of the Kriging method and RBF Neural Network method

همان گونه که شکل (۱۰) نشان می دهد روش کریجینگ در همه سال ها توانسته دقتی به مراتب بالاتر از روش شبکه عصبی به دست آورد؛ از این رو از نقشه های این روش برای بررسی روند تغییرات تراز آب استفاده شد.

۳-۵- بررسی روند تغییرات تراز آب

برای بررسی روند مکانی - زمانی تغییرات سطح تراز آب در دشت میناب از آزمون من کندال استفاده شده است. آزمون من - کندال یکی از مناسب ترین روش ها برای تحلیل زمانی - مکانی داده های سری زمانی به منظور روندیابی فضایی است. روندیابی فضایی در نرم افزار ادریسی صورت گرفت. مدل های مختلفی برای روندیابی فضایی در نرم افزار ادریسی وجود دارد که همه آن ها محاسبات را بر پایه نقشه های رستری انجام می دهند؛ بنابراین این قابلیت وجود دارد که علاوه بر بررسی میزان تغییرات و روند آن ها، به صورت بصری و بر روی نقشه روند و شدت تغییرات بررسی شود. از جمله این مدل ها که بر اساس نوع روند و میزان اهمیت تغییرات دسته بندی می شوند می توان به موارد زیر اشاره کرد: آماره $R2$: در این آماره ها میزان ضریب همبستگی حداقل

مربعات در سری‌های زمانی (نقشه‌های سالانه تراز آب) با استفاده از یک رابطه خطی محاسبه می‌شود. در شکل (۱۱) نقشه R2 برای سری‌های زمانی ارائه شده است.

شکل ۱۱- نقشه R2 روندهای تراز آب زیرزمینی

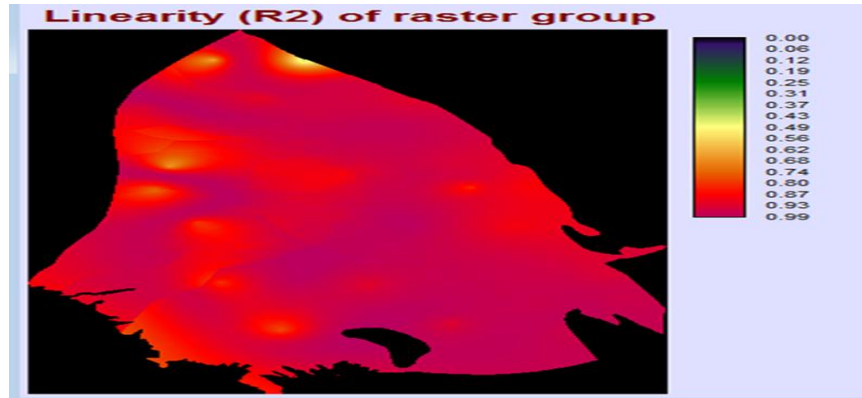


Fig 11. R2 map of groundwater level trends

در مناطقی که میزان R2 کمتر باشد میزان تغییرات بیشتر است و بر عکس در مناطقی که میزان R2 به ۱ نزدیک‌تر است باشد میزان تغییرات کمتر است. همانگونه که مشخص است در بخش‌های مختلف منطقه مورد مطالعه تغییراتی در طی زمان صورت گرفته است و میزان این تغییرات از توزیع یکسانی برخوردار نیست.

علاوه بر R2 از نقشه روند خطی (OLS) که ضریب شیب رگرسیون حداقل مربعات معمولی بین ارزش هر پیکسل در طول زمان در یک سری کاملاً خطی را محاسبه می‌کند استفاده شده است. نتیجه بیان نرخ تغییرات در هر مرحله زمان است. به این معنی که هر پیکسل در نقشه خروجی نشان می‌دهد که شیب خط به صورت صعودی است یا نزولی و شدت آن نیز مشخص می‌شود. شکل (۱۲) روند خطی OLS از سری زمانی داده‌های درون‌یابی شده به روش کریجینگ را نمایش می‌دهد.

شکل ۱۲- روند خطی OLS از سری زمانی داده‌های درون‌یابی شده به روش کریجینگ

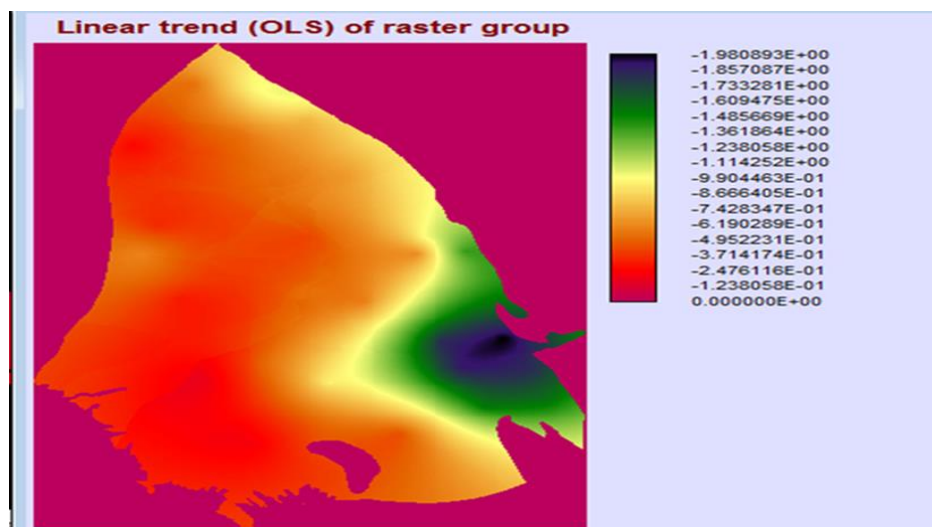


Fig 12. OLS linear trend of the interpolated data time series using the Kriging method

همان گونه که مشخص است روند کاهشی در تمام منطقه وجود داشته است. شرق منطقه مورد مطالعه روند نزولی با نرخ تغییرات نزدیک به ۲- دارد و در مقایسه با سایر مناطق شدت تغییرات و میزان کاهش بیشتر بوده است. هر چه به سمت غرب حرکت کنیم روند تغییرات کاهش می یابد و در برخی مناطق روند ثابتی را داشته است.

مدل روندیابی من کندال نیز روندهای کاهشی و یا افزایشی پدیده ها را بررسی می کند. آزمون من کندال جزو روش های تجزیه و تحلیل پارامتریک رگرسیون خطی می باشد. نتایج روش من کندال بین اعداد ۱- و ۱ قرار دارد. عدد یک به این معنی است که پدیده مورد مطالعه در آن منطقه بیشترین تغییرات افزایشی را داشته است و ۱- به این معنی است که پدیده مورد مطالعه در آن مکان بیشترین تغییرات کاهشی را داشته است و صفر به معنی عدم تغییر در پدیده مورد مطالعه می باشد. این روش مشابه به روندیابی میانه محاسبه می شود. شکل (۱۳) روند من کندال از سری زمانی داده های درونیابی شده به روش کریجینگ را نمایش می دهد.

شکل ۱۳- روند من کندال از سری زمانی داده های درونیابی شده به روش کریجینگ

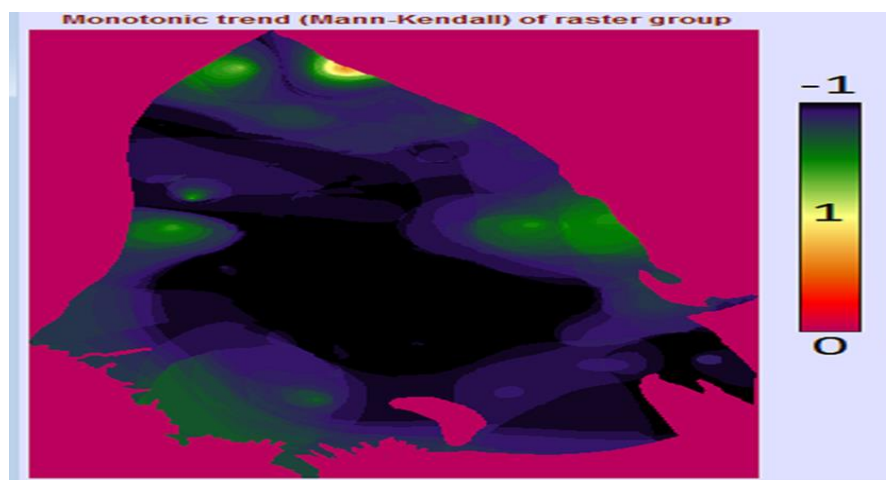


Fig 13. Man-Kendall trend of the interpolated data time series by Kriging method

باتوجه به شکل، روند مثبت و افزایش در منطقه به جز در بخش کوچکی که با رنگ زرد است وجود ندارد. در تمام بخش های مرکزی روند کاهشی با شدت بالا و نزدیک ۱- مشاهده می شود. شمال منطقه نیز روند کاهشی را نمایش می دهد با این تفاوت که از شدت کمتری نسبت به بخش مرکزی برخوردار است. برخی از مناطق در شرق و غرب منطقه روند تقریباً ثابتی را نشان می دهند.

۴- نتیجه گیری

بخش اعظمی از منابع آب دنیا، منابع آب زیرزمینی است. رشد سریع جمعیت جهان و توسعه کشاورزی در دهه های گذشته و جوابگو نبودن میزان آب های سطحی به نیازهای بشر منجر به افزایش روند پمپاژ آب و در نتیجه افت سطح آب زیرزمینی و تهی شدن سفره ها شده است. تهی شدن سفره آب زیرزمینی و پی آمدهای آن از جمله افزایش هزینه های استحصال آب، نشست زمین و کاهش کیفیت آب، امروزه به یک مشکل جهانی تبدیل شده و در مناطق مختلف دنیا نیز شاهد چنین وضعیتی هستیم.

ایران نیز از جمله کشورهایی است که به دلیل کمبود منابع آب سطحی، بیشترین آب مصرفی در کشاورزی را از آب‌های زیرزمینی تأمین می‌کند؛ بنابراین کمبود منابع آب زیرزمینی یکی از بحران‌های زیست‌محیطی حال حاضر کشور محسوب می‌شود، به طوری که بسیاری از سفره‌های آب کشور به دلیل برداشت بیش از حد در شرایط بحرانی قرار دارند. در مناطق خشک و نیمه‌خشک ایران این منابع اهمیت بسیار زیادی دارند. این پژوهش با هدف مدل‌سازی مکانی و زمانی تراز آب‌های زیرزمینی در محدوده مورد مطالعه (دشت میناب) با استفاده از مدل‌های کریجینگ و شبکه عصبی مصنوعی صورت گرفت. به منظور شناخت و ارزیابی آثار برداشت بی‌رویه از سفره آب زیرزمینی دشت میناب و آسیب‌پذیری منطقه از این مسئله، ابتدا اطلاعات موجود مربوط به منابع آبی (چاه‌های مشاهده‌ای) و هیدروژئولوژیکی دشت در دوره زمانی ۱۷ ساله مبنای کار قرار گرفت. جهت مطالعه تغییرات کمی آب‌های زیرزمینی، اطلاعات مربوط به موقعیت مکانی و متوسط سطح آب چاه‌های مشاهده‌ای محاسبه شد. سپس برای پهنه‌بندی تراز آب زیرزمینی دشت میناب علاوه بر روش زمین‌آماره کریجینگ از روش توابع پایه شعاعی (RBF) که مبتنی بر شبکه عصبی است نیز استفاده شد. در این زمینه با استفاده از تکنیک‌های زمین‌آماره و شبکه عصبی مدل‌های درون‌یابی اجرا و تغییرات به صورت زمانی و مکانی در سطح دشت میناب بررسی شد. برای بررسی تغییرات از روش سری زمانی من‌کنندال استفاده شده است و مدل‌سازی مکانی - زمانی در طی سال‌های مورد بررسی صورت گرفت.

نتایج این پژوهش نشان داد که میانگین تراز طی سال‌های ۱۳۷۶ تا ۱۳۹۲ روندی کاهشی داشته است. هر چند که در برخی سال‌ها مثل سال ۱۳۸۴ افزایشی اندک در تراز آب وجود داشت ولی به نظر می‌رسد افزایش بارندگی در این سال دلیل این امر بوده و این امر یک روند محلی بوده است و روند کلی کاهشی می‌باشد. از سال ۱۳۸۵ همچنان روند کاهش شدید است و این روند با کاهشی تقریباً یکسان تا سال ۱۳۸۸ ادامه دارد. هر چند در سال ۱۳۸۹ و ۱۳۹۰ اندکی از میزان کاهش تراز آب کاسته شده ولی روند کاهشی همچنان تا سال ۱۳۹۲ ادامه داشته است. علاوه بر بررسی نتایج درونیابی، مدل‌های مختلف مورد استفاده در این تحقیق مورد ارزیابی قرار گرفت. جهت ارزیابی و تعیین بهترین مدل، با استفاده از محاسبه شاخص‌های ارزیابی متقاطع، میزان دقت هر کدام از نقشه‌ها تعیین گردید. میانگین مطلق خطا (MAE)، میانگین خطای انحراف (MBE) و ضریب تعیین (R2) نقشه‌ها برای مقایسه نتایج استفاده شد. همچنین با استفاده از آماره RMSE بهترین مدل درونیابی انتخاب شد. نتایج حاکی از آن بود که در میان روش‌های کریجینگ روش کریجینگ ساده نمایی با ضریب تعیین ۰/۸۹ بیشترین همبستگی را در بین سایر مدل‌ها داراست. برای ارزیابی نتایج درونیابی مربوط به تراز آب زیرزمینی دشت میناب با استفاده از روش RBF از میانگین مطلق خطا (MAE)، میانگین خطای انحراف (MBE) و ضریب تعیین (R2) نقشه‌ها استفاده شد. نتایج نشان داد که روش اسپلاین کاملاً منظم با ضریب تعیین ۰/۶۷ بیشترین همبستگی را در بین سایر مدل‌ها داراست.

برای انتخاب بهترین روش از بین مدل‌های مختلف کریجینگ و شبکه عصبی در نهایت از نتایج حاصل از آماره RMSE استفاده شد و مشخص شد که روش کریجینگ در مقایسه با روش RBF به شکل بهتری تغییرات تراز آب را در دشت میناب مدل‌سازی کرده است. آخرین گام در پژوهش حاضر بررسی روند تغییرات بوده است. یافته‌ها نشان داد که روند کاهشی در تمام منطقه وجود داشته است. شرق منطقه مورد مطالعه نیز روند نزولی با نرخ تغییرات نزدیک به ۲- داشت. همچنین روند مثبت و افزایش در منطقه به جز در بخش کوچکی وجود نداشت و در تمام بخش‌های مرکزی نیز روند کاهشی با شدت بالا و نزدیک ۱- مشاهده شد. شمال منطقه نیز روند کاهشی را نمایش داد با این تفاوت که از شدت کمتری نسبت به بخش مرکزی برخوردار بود. همچنین تمامی نقشه‌های پهنه‌بندی روند مکانی-زمانی نشان از آن دارد که روند کاهشی تراز آب زیرزمینی دشت میناب از نظر توزیع مکانی با هم متفاوت است و در بخش‌های مختلف تراز آب با شدت متفاوتی تغییر یافته است.

۵- تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منفعی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

۶- منابع

- Affandi, A. & Watanabe, K. (2007). Daily groundwater level fluctuation forecasting using soft computing estimation of reference evapotranspiration from pan evaporation in a semi-arid environment. *Irrigation Science*.
- Ahmadizadeh, M., & Maroufi, P. (2017). Application of Bayesian analysis and particle filter in rainfall-runoff models and uncertainty analysis, *Journal of Water and Soil Protection Research*, 24(1), 251. <https://doi.org/10.22069/jwfst.2017.12108.2663>. (In Persian)
- Aziz, O. I. A., & Burn, D. H. (2006). Trends and variability in the hydrological regime of the Mackenzie River Basin. *Journal of hydrology*, 319(1-4), 282-294.
- Bierkens, M. (1998). Modeling water table fluctuations by means of a stochastic differential equation. *Water Resources Reserch*, 34(10), 2485-2499.
- Boroujerdi, A., & Feridouni, M. (2015). Simulation of underground water level using support vector models and its comparison with fuzzy neural models and neural wavelet (case study of Shiraz Plain), Water Engineering Conference and Exhibition. <https://civilica.com/doc/407797/>. (In Persian)
- Connor KM, Davidson JR, Churchill LE, Sherweed A, & Foa EB. (2012). Psychometric properties of the Social Phobia Inventory (SPIN). *The British Journal of Psychiatry*, 176, 379-386.
- Fakher, A. (2000). Application of physical models in teaching engineering courses. *Iranian Engineering Educational Journal*, 2(6), 39-72. <https://doi.org/10.22047/ijee.2000.2014>. (In Persian)
- Feridouni, M., & Khojand, M. (2014). Application of geostatistical model (Kriging) and its integration with neural fuzzy inference system in underground water level zoning (case study: Shiraz plain), 2nd National Conference on Water, Man and Earth. <https://cpro.ir/product/586034/>. (In Persian)
- Ghorbani, M.A., Khatibi, R., Hasanpour Kashani M., & Kisi, O. (2019). Comparison of three artificial intelligence techniques for discharge routing. *Journal of Hydrology*, 4. <https://doi.org/10.22034/hydro.2024.60223.1310>. (In Persian)
- Hosseini Soumae, M., Roshani, A., & Zebah, A. (2020). Modeling of groundwater level changes based on methods based on artificial intelligence (Case study of Zaveh Torbat Heydariyeh plain). *Water-shed Management*, 11(21), 223-235. <https://doi.org/10.52547/jwmr.11.21.223>. (In Persian)
- Kazemi, T., Fadeli, M., & Farzin, M. (2021) Assessment and analysis of peak flow with different return periods for Bashar river using HEC-HMS model, *Iranian Water Resources Research*, 17(4), 50-69. <https://doi.org/20.1001.1.17352347.1400.17.4.3.0>. (In Persian)
- Mashaikhi, S., Ebrahimi, K., Modaresi, F., & Iraqhinejad, S. (2022). Integrated management of Minab basin water resources using modified sustainability index, *Iranian Journal of Irrigation and Water Engineering*, 12(47). (In Persian)
- Mir Arabi, A., & Nakhai, M. (2008). Prediction of underground water level fluctuations in Birjand Plain using artificial neural network, 12th conference of Geological Society of Iran. (In Persian)
- Moghadisi, M., Mardian, M., & Parsa, M. (2021). Comparison and evaluation of smart models and geostatistics in order to analyze the spatial changes of groundwater quality (Dasht Kamijan), *Watershed Management Research Journal*, 12(24), 54 -64. <https://doi.org/10.52547/jwmr.12.24.54>. (In Persian)
- Mubaraki, M. & Fereidoni, M. (2015). Simulation of underground water level using the combination of wavelet, neural fuzzy models and its comparison with the neural fuzzy model, International Conference on New Research Achievements in Civil Engineering and Urban Architecture. (In Persian)

- Nayak, P., Satyaji Rao, Y.R. & Sudheer, K.P. (2001). Groundwater level forecasting in a shallow aquifer using artificial neural network approach. *Water Resources Management*, 20,77-90.
- Rajaei, T. & Zainivand, A. (2014). Modeling the underground water level using the hybrid wavelet-artificial neural network model (case study: Sharifabad plain), *Reist Civil and Environmental Engineering Journal*, 44.4(77), 51-63. (In Persian)
- Ramezani Charmehineh, A. & Zounematkermani, M. (2017). Investigating the efficiency of support vector regression, multilayer perceptron neural network and multivariable linear regression methods to predict the level of underground water (case study: Shahrekord Plain). *Watershed Management Research Journal*, 8(15), 1-12 . <https://doi.org/10.29252/jwmr.8.15.1>. (In Persian)
- Sarzabi, H. & Esmaili, K. (2013). Investigation and quantitative modeling of groundwater (Case study: Neishabur Plain), *Irrigation Engineering Sciences (Agriculture Scientific Journal)*, 36(4). <https://doi.org/20.1001.1.25885952.1392.36.4.8.5>. (In Persian)
- Shirzaei, S. (2019). A review of variable selection methods in regression models with time series errors, Master's Thesis, Shahrood University of Technology. (In Persian)
- Yazidi, A., Davari, K., Alizadeh, A., Kahraman, B., & Haqati Moghadam, S.A. (2007). Prediction of water level using artificial neural networks (case study: Neishabur Plain). *Iranian Journal of Irrigation and Drainage*, 1(2), 59-71. (In Persian)



Research Article



Numerical investigation of flow hydraulics in the side spillway of a sharp edge with variable crown height

Mohamad Hossein Ahmadi^{1*}, Roozbeh Aghamajidi², Gholamreza Saedifar¹

1 Department of Civil Engineering, Beyza Branch, Islamic Azad University, Beyza, Iran.

2 Department of Civil Engineering, Sepidan Branch, Islamic Azad University, Sepidan, Iran.

Corresponding Author: Mohamadh.ahmadi@iau.ac.ir

© The Author(s) 2024

Received: 30 Apr 2024

Accepted: 29 Jun 2024

Published: 14 Jul 2024

Abstract

The flow on the lateral weirs is of a spatially variable type with a decreasing flow rate. Lateral weirs are made in different ways. These structures are usually built in a rectangular shape. Rectangular lateral weirs have a fixed crown width, while in circular lateral weirs; the width of the water surface passing through the weir is a function of the water depth. In this research, to numerically investigate the hydraulics of the flow over the side weir of a sharp edge, a trapezoidal channel with a length of 12 meters, a width of 2.5 meters, and a height of 1.25 meters was used in the wall of the channel. To investigate the effect of the water level behind the weir on the flow modeling, water levels of 1.9 meters and 2 meters were used. Based on the results, by increasing the height of the sharp edge weir in the trapezoidal channel from 0.6 meters to 0.8 meters with the shape of the rectangular weir crown, the pressure increases by 5.3%, the shear speed decreases by 7%, and the horizontal speed increases by 13.5%. In addition, it was found that by increasing the height of the trapezoidal sharp edge weir from 0.8 meters to 1 meters with the shape of the rectangular weir crown, the pressure increased by 5.4%, the shear speed decreased by 2.5%, and the horizontal speed increased by 11.24%. Also, the changes in the Froud number for the mentioned situations have shown a 23% decrease and an 8.8% decrease, respectively.

Keywords: Lateral weir, Flow modeling, Crown height



بررسی عددی هیدرولیک جریان در سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع تاج متغیر

محمد حسین احمدی^{۱*}، روزبه آقامجیدی^۲، غلامرضا سعیدی فر^۱

۱. استادیار گروه عمران، واحد بیضا، دانشگاه آزاد اسلامی، بیضا، ایران.
۲. استادیار گروه عمران، واحد سپیدان، دانشگاه آزاد اسلامی، سپیدان، ایران.

نویسنده مسئول: Mohamadh.ahmadi@iau.ac.ir

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۳/۰۴/۲۴

پذیرش: ۱۴۰۳/۰۴/۰۹

دریافت: ۱۴۰۳/۰۲/۱۱

چکیده

جریان بر روی سرریزهای جانبی از نوع متغیر مکانی با دبی کاهنده است. سرریزهای جانبی به شکل‌های مختلفی ساخته می‌شود. سرریزهای جانبی مستطیلی عرض تاج ثابتی دارند، در حالی که در سرریز جانبی دایره‌ای عرض سطح آب عبوری از سرریز تابعی از عمق آب است. هدف از این تحقیق ارزیابی نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز در کانال‌های دوزنقه‌ای با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز است. در این تحقیق به منظور بررسی عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز از کانال دوزنقه‌ای به طول ۱۲ متر، عرض ۲/۵ متر و ارتفاع ۱/۲۵ متر استفاده و در دیواره کانال از یک سرریز جانبی لبه تیز با اشکال مختلف استفاده شده است. همچنین به منظور بررسی تأثیر تراز آب پشت سرریز بر مدلسازی جریان از ترازهای آب ۱/۹ متر و ۲ متر استفاده گردید. بر اساس نتایج با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز در کانال دوزنقه‌ای از مقدار ۶۰ سانتیمتر به ۸۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی فشار به اندازه ۵/۳ درصد افزایش، سرعت برشی به اندازه ۷ درصد کاهش و سرعت افقی به اندازه ۱۳/۵ درصد افزایش یافت. همچنین با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز دوزنقه‌ای از مقدار ۸۰ سانتیمتر به ۱۰۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی فشار به اندازه ۵/۴ درصد افزایش، سرعت برشی ۲/۵ درصد کاهش و سرعت افقی ۱۱/۲۴ درصد افزایش یافت. همچنین تغییرات عدد فرود برای حالات ذکر شده به ترتیب ۲۳ درصد کاهش و ۸/۸ درصد کاهش را نشان داده است.

واژه‌های کلیدی: سرریز جانبی، مدلسازی جریان، ارتفاع تاج

سرریزهای جانبی از انواع سازه‌های هیدرولیکی هستند که در سیستم‌های فاضلاب، آبرسانی و آبیاری، کنترل دبی، انحراف سیلاب و دبی مازاد رودخانه‌ها و کانال‌ها استفاده می‌شوند. جریان عبوری از یک سرریز جانبی، از نوع جریان‌های متغیر مکانی است. با توجه به اینکه معادلات حاکم بر جریان‌های متغیر مکانی دارای حل تحلیلی نیستند، مطالعات تجربی زیادی بر روی این جریان‌ها صورت گرفته است. این سازه در کناره کانال قرار گرفته و جریان بصورت آزاد و تحت نیروی ثقل از روی آن تخلیه می‌گردد. وظیفه و عملکرد اصلی این سازه برداشت بخشی از جریان از کانال اصلی به نحوی است که جریان در پایین دست، از ظرفیت انتقال کانال فراتر نرود (Esmacili, et al., 2013). سرریزهای جانبی را می‌توان از یک دیدگاه سازه تنظیم کننده تراز آب نیز در نظر گرفت. لیکن بایستی دقت نمود که کنترل سطح آب، از وظایف ثانویه سرریزهای جانبی بوده و عملکرد اصلی آن تخلیه بخشی از جریان است. سرریزهای لبه تیز دارای کاربرهای متعددی هستند و بیشتر به صورت سرریزهای مستطیلی، مستطیلی هم عرض کانال، مثلثی و دوزنقه‌ای هستند. (Ferro (2018 تأثیر طول بر منطقه چرخشی پشت آبشکن را با در نظر گرفتن تأثیر مقیاس با نرم‌افزار Flow3D مورد بررسی قرار داد. (Gonzalez & Bombardelli (2005 در یک شبیه‌سازی عددی با استفاده از نرم‌افزار Flow3D به بررسی مشخصات پرش هیدرولیکی بر روی سطح صاف در دو حالت مدلسازی عددی و آزمایشگاهی پرداختند. آن‌ها پارامترهای مختلف پرش هیدرولیکی را مورد بررسی قرار داده و نتایج عددی را با آزمایشگاهی مقایسه نمودند. (Sabbagh-Yazdi et al. (2007 در یک مدل سه بعدی به ارزیابی مدل‌های تلاطمی $k-\epsilon$ و RNG بر روی میزان ورود هوا در پرش هیدرولیکی با استفاده از روش حجم محدود پرداختند و اثر آن را بر روی دقت تخمین سرعت متوسط جریان با استفاده از مدل در مقایسه با نتایج آزمایشگاهی موجود از پرش هیدرولیکی مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که مدل آشفتگی RNG در مقایسه با $k-\epsilon$ نتایج مناسب‌تری را ارائه کرده است. (Ebrahimi & Ghorbani (2014 به شبیه‌سازی سرریز لبه تیز مرکب مستطیلی- مثلثی در نرم‌افزار Flow 3D و تعیین معادله ضریب آبگذری پرداختند. نتایج این پژوهش نشان داد که هر چقدر زاویه اصطکاک داخلی ذرات رسوب بیشتر باشد می‌توان انتظار داشت حفره آبشستگی، ابعاد کوچکتری داشته باشد و ارتفاع برآمدگی رسوبات در پایین دست حفره بیشتر باشد. شیب دیواره‌ها تندتر بوده و مانعی برای خروج ذرات رسوب از حفره به حساب می‌آید. (Mehdizadeh et al. (2014 در تحقیقی به بررسی تعیین ضریب دبی در سرریز لبه تیز پرداختند. نتایج تحقیق ایشان نشان داد که ضریب تخلیه با افزایش عدد فرود کاهش می‌یابد. همچنین بهترین عملکرد با زاویه سرریزهای جانبی 30° درجه و ارتفاع سرریز 20 سانتیمتر در میان مقادیر مورد آزمون بدست آمد.

(Mehbodi et al. (2016 در تحقیقی به بررسی جریان در سرریزهای جانبی مستطیلی لبه تیز در کانال‌های رو باز پرداختند. نتایج نشان داد که عدد فرود پارامتر مهمی برای ضریب دبی بوده و نسبت ارتفاع تاج سرریز به طول سرریز جانبی، نسبت عرض اصلی به طول سرریز جانبی و نسبت عمق بالادست در کانال به طول سرریز جانبی نیز بر ضریب دبی مؤثر است. (Wang & liu (2000 در تحقیقی به ارزیابی تجربی و عددی سرریز جانبی لبه تیز کانال دوزنقه‌ای پرداختند. در این تحقیق، ویژگی‌های هیدرولیک سرریزهای کناری، مانند فرود، پروفیل آب، توزیع سرعت و ضریب تخلیه مورد بررسی قرار گرفت. (Rami et al. (2013 در تحقیقی به بررسی عددی جریان روی سرریز جانبی لبه تیز مستطیلی پرداختند. نتایج ایشان نشان داد که کاهش عرض سرریز، دبی موضعی بدون بعد را افزایش می‌دهد، در حالی که عدد فرود بالادست، اثر قابل توجهی روی این پارامتر ندارد. در مقابل، زاویه جت ریزشی با عدد فرود بالادست ارتباط مثبت دارد. (Zhang et al. (2018 به شبیه‌سازی آبشستگی موضعی پایه‌ها در جریان جزر و مدی پرداختند. (Ahmadi et al. (2019 تأثیر سرریزهای پلکانی مثلثی بر میزان افت انرژی انرژئی و تغییرات سرعت عبوری جریان

را مورد بررسی قرار دادند. نتایج این پژوهش نشان داد که اگرچه افزایش دبی جریان بر کاهش میزان استهلاک انرژی تأثیرگذار است ولی طراحی و توسعه سرریزهای پلکانی باید با بهینه‌یابی ابعادی و با توجه به ظرفیت دبی عبوری و با توجه به شرایط هیدرولیکی جریان و شرایط فیزیکی مدل (هندسی) انجام گردد. (Raeisi et al. (2023) اثرات مختلف مستهلک کننده‌های انرژی در پرش هیدرولیک را مورد بررسی قرار دادند. آن‌ها در تحقیق خود یک بررسی تجربی از تأثیر لبه سرریز نهایی در حوضچه آرامش گسترش یافته بر روی پایین دست حوضچه را مورد ارزیابی قرار دادند. توجه به اهمیت بحث هیدرولیک جریان در کانال-های دوزنقه‌ای به علت کاربرد زیاد آن‌ها و همچنین پیچیدگی جریان در مورد سرریزهای لبه تیز، تحقیق حاضر می‌تواند پاسخی به این موضوع جهت شناخت پارامترهای مهم و رفع آن‌ها باشد. در این تحقیق به ارزیابی نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز در کانال‌های دوزنقه‌ای با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز پرداخته شده است.

۲- مواد و روش‌ها

در این تحقیق به منظور بررسی عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز از کانال دوزنقه‌ای به طول ۱۲ متر، عرض ۲/۵ متر و ارتفاع ۱/۲۵ متر استفاده شد. در دیواره کانال از یک سرریز جانبی لبه تیز با اشکال مختلف استفاده شده است. همچنین به منظور بررسی تأثیر تراز آب پشت سرریز بر مدل‌سازی جریان از ترازهای آب ۱/۹ متر و ۲ متر استفاده شد. در شکل (۱) حالت-های مختلف برای مدل‌سازی ارائه شده است.

شکل ۱- به ترتیب از راست به چپ: سرریز لبه تیز نیم دایره، سرریز لبه تیز مستطیلی و سرریز لبه تیز مثلثی

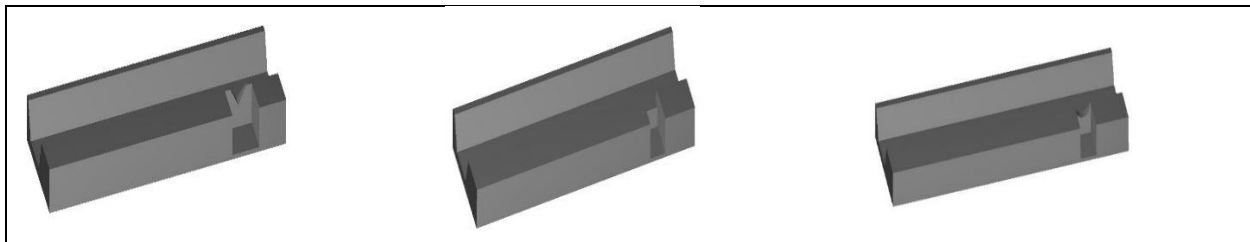


Fig 1. From right to left: Semicircular sharp edge spillway, rectangular sharp edge spillway and triangular sharp edge spillway

۲-۱- صحت سنجی

برای اعتبار سنجی نتایج شبیه‌سازی عددی از اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی (Bagheri et al., 2013) که در مورد شبیه‌سازی عددی الگوی جریان روی سرریزهای جانبی لبه تیز و پهن می‌باشد استفاده شده است. مدل مذکور متشکل از یک کانال مستطیلی به طول ۸ متر که یک سرریز جانبی مستطیلی بر روی دیواره جانبی نصب شده است. عرض و ارتفاع کانال اصلی به ترتیب برابر ۰/۴ و ۰/۶ متر بوده و شیب بستر کانال مستطیلی افقی است. در این مدل آزمایشگاهی، دبی داخل کانال اصلی در بالادست ۴۳/۵ لیتر برثانیه، طول سرریز ۰/۳ متر، ارتفاع تاج سرریز جانبی ۰/۱۵ متر و عرض کانال اصلی ۰/۴ متر است طرح اصلی کانال مدل آزمایشگاهی در شکل (۲) نشان داده شده است.

شکل ۲- طرح کلی کانال مدل آزمایشگاهی (Bageri et al. 2013)

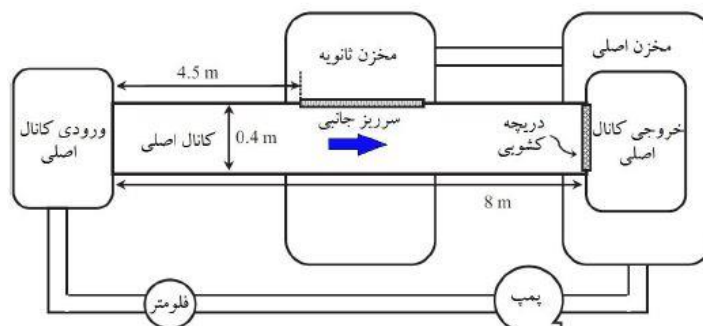


Fig 2. An outline of the laboratory Flume model (Bageri et al. 2013)

شرایط مرزی ورودی قسمت بالادست از نوع Volume Flow Rate، خروجی پایین دست از نوع Pressure می‌باشد. شرایط مرزی دیواره‌های افقی دارای سرریز از نوع Outflow و دیواره‌های افقی بدون سرریز و کف از نوع Wall1 و جایی که سیال در تماس با هوا است از نوع Symmetry در نظر گرفته شد (شکل ۳). از مقایسه سرعت و فشار ایجاد شده بر اساس مدل مقاله مرجع (Bageri et al. 2013) و مدل Flow3D مشخص است تطابق خوبی بین مدل مقاله مرجع و مدل Flow3D وجود دارد (اشکال ۴ و ۵).

شکل ۳- شرایط مرزی مدل مورد نظر

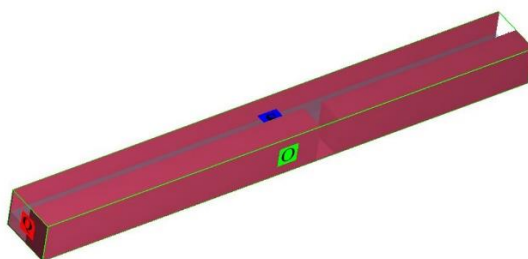


Fig 3. Boundary conditions of the desired model

۳- نتایج و بحث

۳-۱- نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف از نظر فشار

در این بخش نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز در کانال دوزنقه‌ای با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز از نظر فشار ارائه شده است. همانطور که از اشکال ۶ تا ۸ مشخص است دبی سیال خروجی در سرریز نیم دایره بیشتر از سایر اشکال سرریز است که علت آن گشودگی زیادی که این شکل تاج سرریز در خود سرریز ایجاد کرده است باعث افزایش فشار شده و حجم سیال خروجی از سرریز مثلی به علت گشودگی کم، کمتر از سایر اشکال سرریز بوده و باعث کاهش فشار می‌گردد. بر اساس شکل (۹) بیشترین مقدار فشار در خروجی سرریز به اندازه ۷/۵۴ کیلوپاسکال برای شکل تاج نیم دایره و کمترین مقدار فشار به اندازه ۶/۷۵ کیلوپاسکال برای شکل تاج مثلی سرریز است.

شکل ۴- نتایج فشار در خروجی سرریز مقاله مرجع و مدل‌سازی حاضر

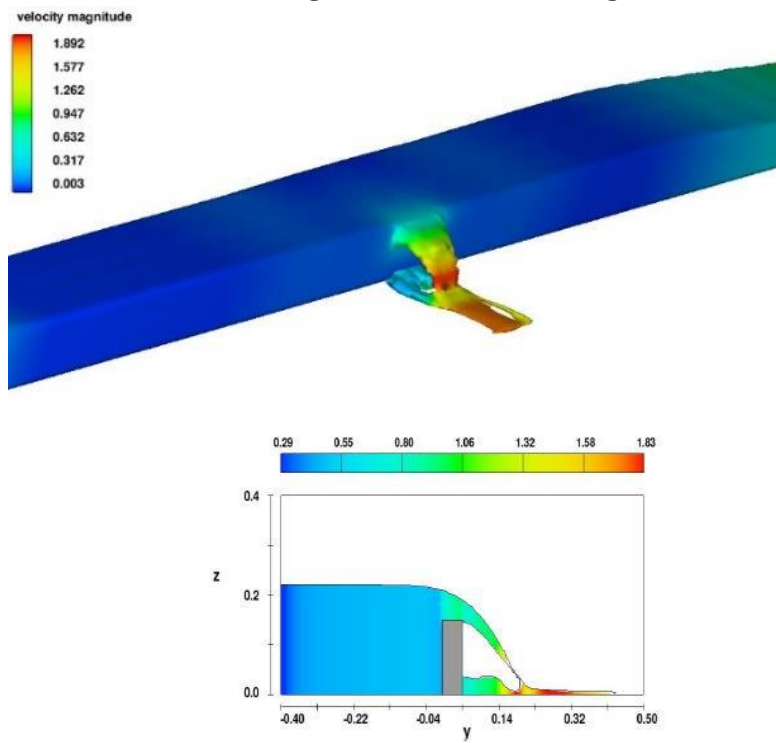


Fig 4. Pressure results at the spillway output of the reference article and present modeling

شکل ۵- نتایج سرعت در خروجی سرریز مقاله مرجع و مدل‌سازی حاضر

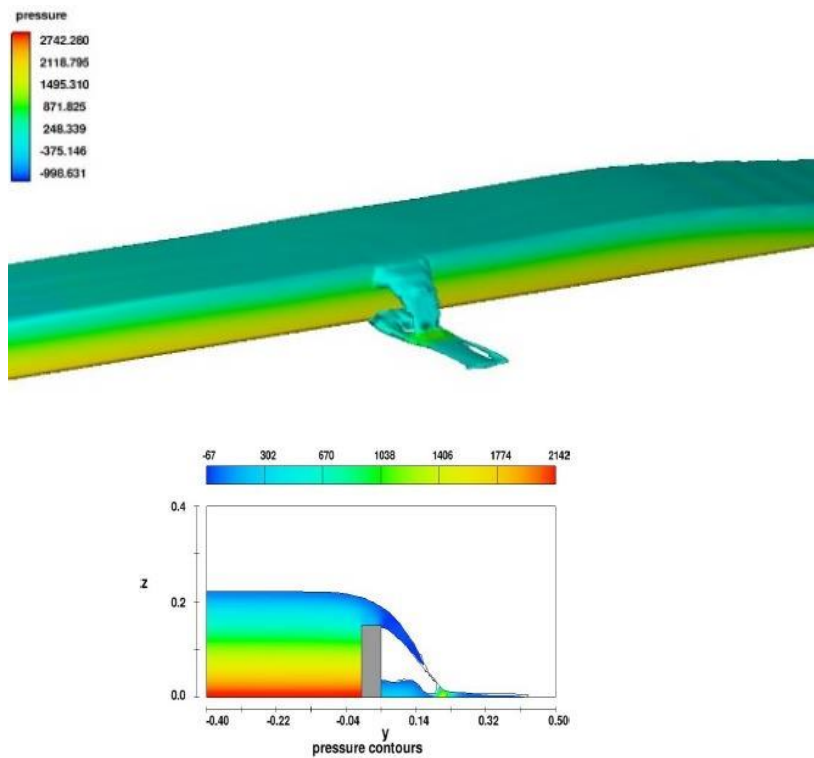


Fig 5. Fig 5. Speed results in the weir output of the reference article and the present modeling

شکل ۶- نتایج شبیه سازی فشار بر اساس ارتفاع سرریز ۶۰ سانتیمتر

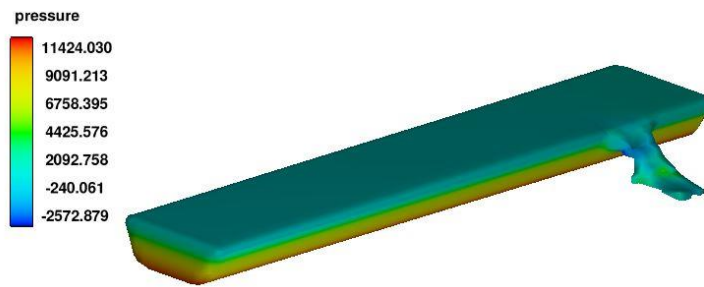


Fig 6. Pressure simulation results based on the weir height of 60 cm

شکل ۷- نتایج شبیه سازی فشار بر اساس ارتفاع سرریز ۸۰ سانتیمتر

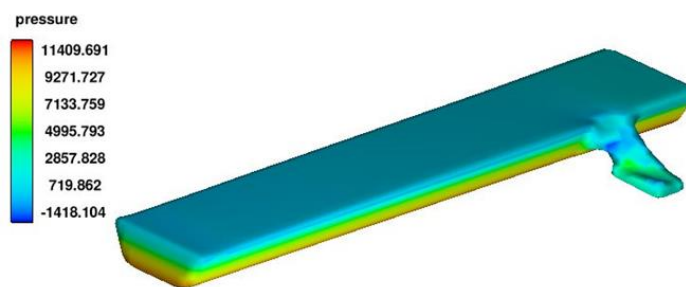


Fig 7. Pressure simulation results based on the weir height of 80 cm

شکل ۸- نتایج شبیه سازی فشار بر اساس ارتفاع سرریز ۱۰۰ سانتیمتر

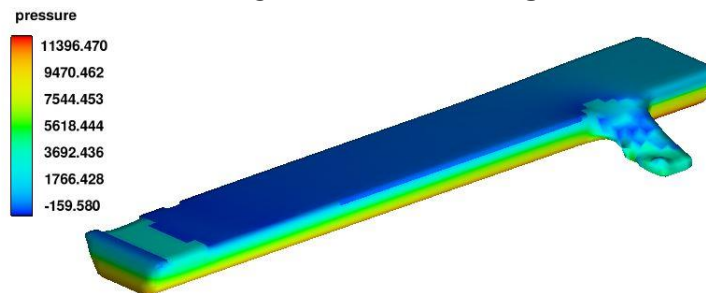


Fig 8. Pressure simulation results based on the weir height of 100 cm

شکل ۹- فشار ایجاد شده از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز

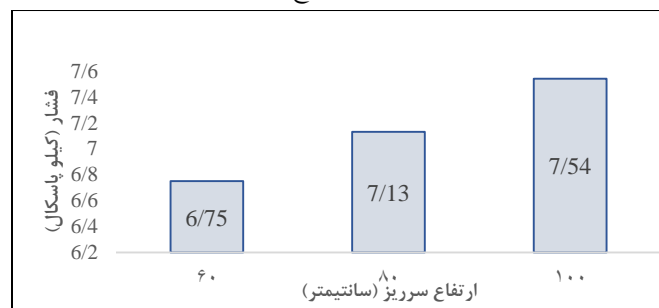


Fig 9. Pressure developed on the lateral weir of a sharp edge with different heights considering the crown height parameter of the weir

۳-۲- نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز لبه تیز با ارتفاع مختلف در کانال دوزنقه‌ای از نظر سرعت برشی

در این بخش نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز در کانال دوزنقه‌ای با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز از نظر سرعت برشی ارائه شده است. همانطور که از اشکال ۱۰، ۱۱ و ۱۲ مشخص است. سیال در لحظه برخورد با تاج سرریز باعث ایجاد سرعت برشی می‌گردد که بیشترین مقدار سرعت برشی در اطراف سرریز به اندازه $0/086$ متر بر ثانیه برای ارتفاع تاج سرریز 60 سانتیمتر و کمترین مقدار سرعت برشی به اندازه $0/078$ متر بر ثانیه برای ارتفاع تاج سرریز 100 سانتیمتر است (شکل ۱۳). در واقع با افزایش ارتفاع تاج سرریز سرعت برشی ایجاد شده در تاج سرریز کاهش می‌یابد.

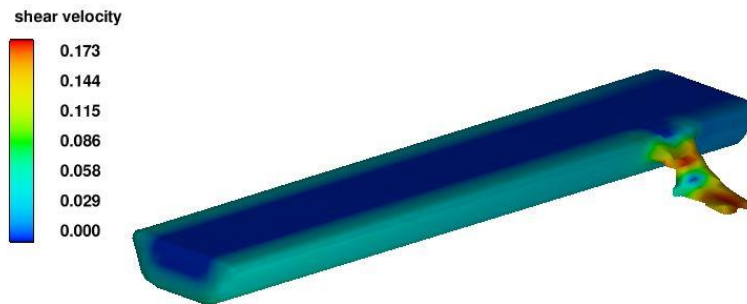
شکل ۱۰- نتایج شبیه‌سازی سرعت برشی بر اساس ارتفاع سرریز 60 سانتیمتر

Fig 10. Simulation results of shear speed based on the weir height of 60 cm

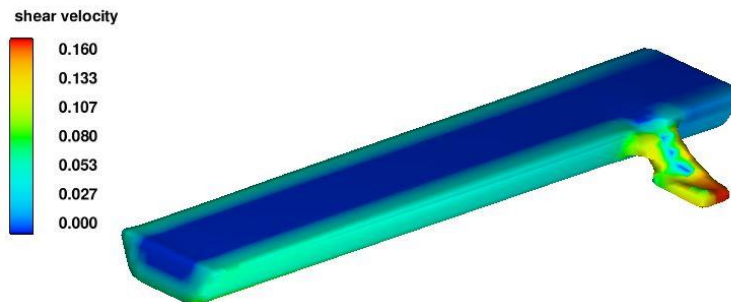
شکل ۱۱- نتایج شبیه‌سازی سرعت برشی بر اساس ارتفاع سرریز 80 سانتیمتر

Fig 11. Simulation results of shear speed based on the weir height of 80 cm

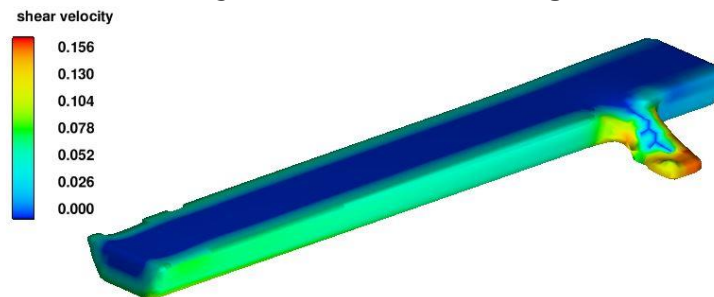
شکل ۱۲- نتایج شبیه‌سازی سرعت برشی بر اساس ارتفاع سرریز 100 سانتیمتر

Fig 12. Simulation results of shear speed based on the weir height of 100 centimeters

شکل ۱۳- مقایسه سرعت برشی ایجاد شده از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز

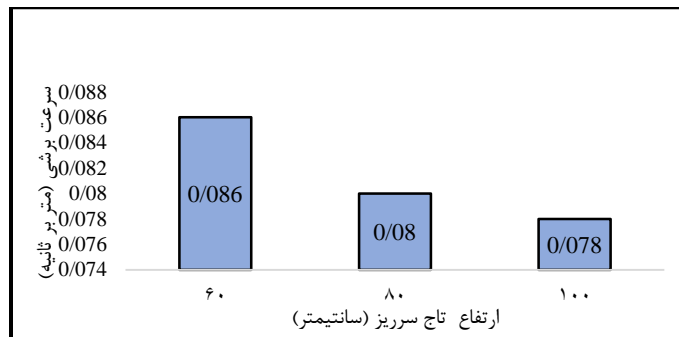


Fig 13. Comparison of the shear velocity created on the lateral weir of a sharp edge with different heights, considering the crown height parameter of the weir

۳-۳- نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف از نظر سطح آزاد جریان

در این بخش نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز درکانال دوزنقه‌ای با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز از نظر سطح آزاد جریان ارائه شده است همانطور که از اشکال ۱۴ تا ۱۷ مشخص است بیشترین مقدار سطح آزاد سیال برای ارتفاع تاج سرریز ۱۰۰ سانتیمتر به اندازه ۱/۷۶ متر و کمترین مقدار سطح آزاد سیال برای ارتفاع تاج سرریز ۶۰ سانتیمتری به اندازه ۱/۷۵ متر بوده است.

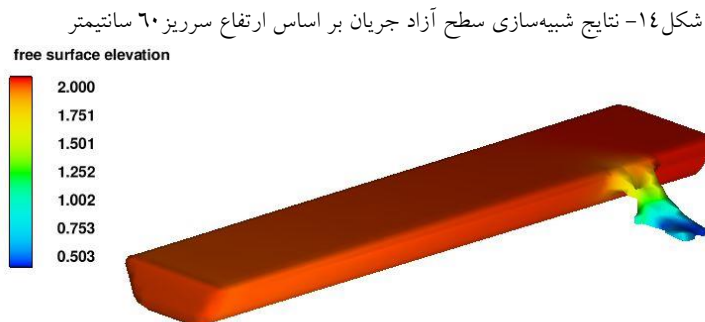


Fig 14. Simulation results of the free surface of the flow based on the weir height of 60 cm

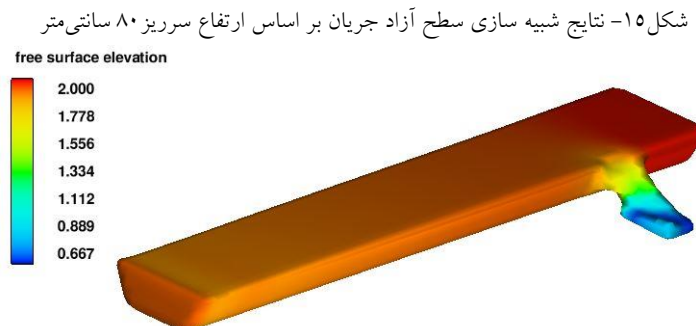


Fig 15. Simulation results of the free surface of the flow based on the weir height of 80 cm

شکل ۱۶- نتایج شبیه سازی سطح آزاد جریان بر اساس ارتفاع سرریز ۱۰۰ سانتی متر

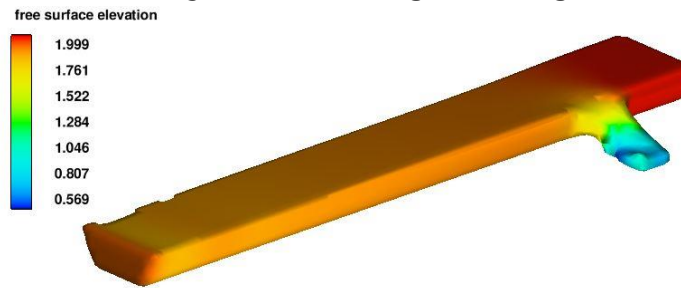


Fig 16. Simulation results of the free surface of the flow based on the weir height of 100 cm

شکل ۱۷- مقایسه سطح آزاد جریان ایجاد شده از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف و در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز

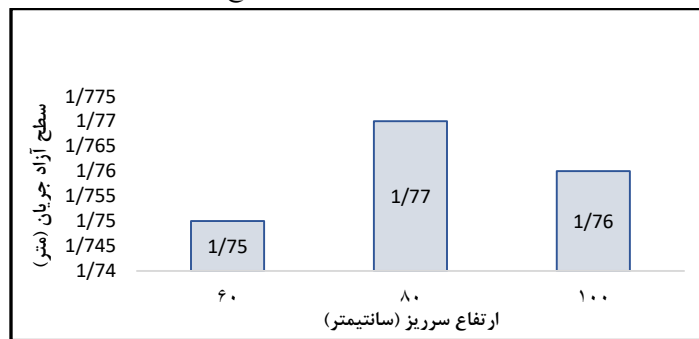


Fig 17. Comparison of the free surface of the flow created on the lateral weir of the sharp edge with different heights and considering the crown height parameter of the weir

۳-۴- نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف از نظر سرعت افقی

در این بخش نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز در کانال دوزنقه‌ای با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز از نظر سرعت افقی ارائه شده است. همانطور که از شکل (۱۸) مشخص است سرعت جریان قبل از سرریز ثابت است و در لحظه عبور سیال از بالای سرریز سرعت جریان افزایش پیدا می‌کند که بیشترین مقدار سرعت جریان به اندازه ۲/۴۹ متر بر ثانیه برای ارتفاع تاج سرریز ۱۰۰ سانتیمتر و کمترین مقدار سرعت به اندازه ۱/۹۱۶ متر بر ثانیه برای ارتفاع تاج سرریز ۶۰ سانتیمتری بوده است.

شکل ۱۸- مقایسه سرعت افقی ایجاد شده از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف و در نظر گرفتن پارامتر شکل تاج سرریز

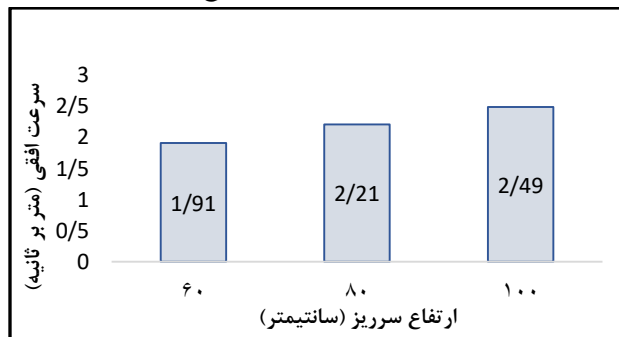


Fig 18. Comparison of the horizontal velocity created on the lateral weir of a sharp edge with different heights and considering the shape parameter of the crown weir

۳-۵- نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف در کانال‌های دوزنقه‌ای از نظر عدد فرود

در این بخش نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز در کانال دوزنقه‌ای با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز از نظر عدد فرود $(Fr=V/(g.L)^{0.5})$ ارائه شده است. براساس شکل (۱۹) بیشترین مقدار عدد فرود ۲/۷۴ برای ارتفاع تاج سرریز ۶۰ سانتیمتر و کمترین مقدار عدد فرود ۱/۹۲ برای ارتفاع تاج سرریز ۱۰۰ سانتیمتر بوده است. در واقع پرش هیدرولیکی در ارتفاع سرریز بیشتر به واسطه عدد فرود کمتر نسبت به سایر حالات بیشتر است.

شکل ۱۹- نمودار مقایسه عدد فرود سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف و در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز

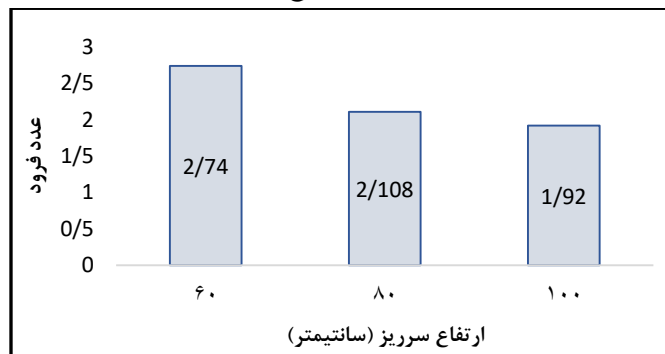


Fig 19. Comparison diagram of the landing number of the lateral weir of the sharp edge with different heights and considering the height parameter of the crown weir

۳-۶- نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف در کانال‌های دوزنقه‌ای از نظر تنش برشی

در این بخش نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز در کانال دوزنقه‌ای با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز از نظر تنش برشی ارائه شده است. همانطور که از شکل (۲۰) مشخص است بیشترین مقدار تنش برشی به اندازه ۷/۷۳ پاسکال در اطراف تاج سرریز تاج سرریز ۶۰ سانتیمتر و کمترین مقدار تنش برشی به اندازه ۵/۷۱ پاسکال در اطراف تاج سرریز تاج سرریز ۸۰ سانتیمتر است.

شکل ۲۰- مقایسه تنش برشی ایجاد شده از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف و در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز

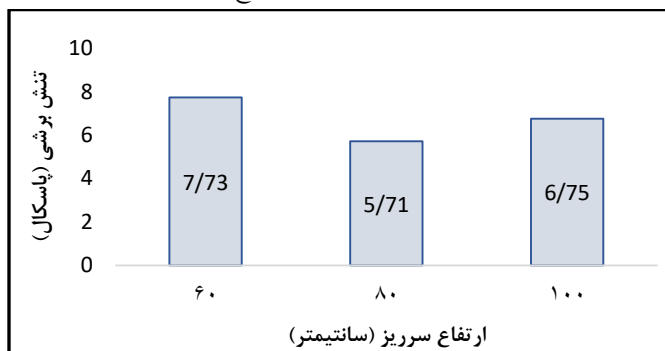


Fig 20. Comparison of the shear stress created on the lateral weir of the sharp edge with different heights and considering the height parameter of the crown weir

۳-۷- نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز لبه تیز با ارتفاع مختلف در کانال دوزنقه‌ای از نظر عمق جریان

در این بخش نتایج عددی هیدرولیک جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز در کانال دوزنقه‌ای با در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز از نظر عمق جریان ارائه شده است. همانطور که از شکل (۲۱) مشخص است پرش هیدرولیکی در سرریز با ارتفاع تاج سرریز ۱۰۰ سانتیمتر بیشتر و پرش هیدرولیکی در سرریز با ارتفاع تاج سرریز ۶۰ سانتیمتر کمتر است. در واقع بیشترین مقدار عمق جریان به اندازه ۱/۰۹ متر برای ارتفاع تاج سرریز ۱۰۰ سانتیمتر و کمترین مقدار عمق جریان به اندازه ۰/۹۰ متر برای ارتفاع تاج سرریز ۶۰ سانتیمتر است.

شکل ۲۱- مقایسه عمق جریان ایجاد شده از روی سرریز جانبی لبه تیز با ارتفاع مختلف و در نظر گرفتن پارامتر ارتفاع تاج سرریز

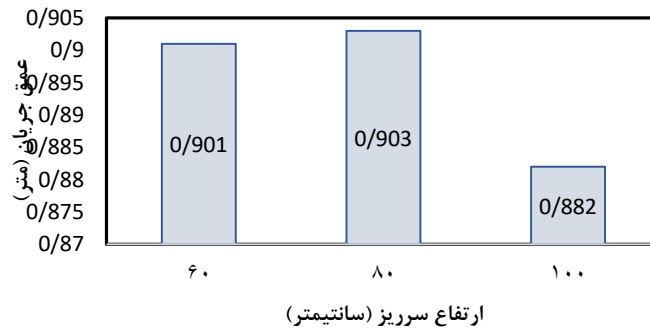


Fig 21. Comparison of the depth of the flow created on the lateral weir of the sharp edge with different heights and considering the height parameter of the crown weir

۴- نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز در کانال دوزنقه‌ای از مقدار ۶۰ سانتیمتر به ۸۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی فشار از مقدار ۶/۷۵ کیلو پاسکال به مقدار ۷/۱۳ کیلو پاسکال به اندازه ۵/۳ درصد افزایش، با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز دوزنقه‌ای از مقدار ۸۰ سانتیمتر به ۱۰۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی فشار از مقدار ۷/۱۳ کیلو پاسکال به مقدار ۷/۵۴ کیلو پاسکال به اندازه ۵/۴ درصد افزایش می‌یابد. با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز در کانال دوزنقه‌ای از مقدار ۶۰ سانتیمتر به ۸۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی سرعت برشی از مقدار ۰/۰۸۶ متر بر ثانیه به مقدار ۰/۰۸۰ متر بر ثانیه به اندازه ۷ درصد کاهش، با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز دوزنقه‌ای از مقدار ۸۰ سانتیمتر به ۱۰۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی سرعت برشی از مقدار ۰/۰۸۰ متر بر ثانیه به مقدار ۰/۰۷۸ متر بر ثانیه به اندازه ۲/۵ درصد کاهش می‌یابد. با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز دوزنقه‌ای از مقدار ۶۰ سانتیمتر به ۸۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی سرعت افقی از مقدار ۱/۹۱ متر بر ثانیه به مقدار ۲/۲۱ متر بر ثانیه به اندازه ۱۳/۵ درصد افزایش، با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز دوزنقه‌ای از مقدار ۸۰ سانتیمتر به ۱۰۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی سرعت افقی از مقدار ۲/۲۱ متر بر ثانیه به مقدار ۲/۴۹ متر بر ثانیه به اندازه ۱۱/۲۴ درصد افزایش می‌یابد. با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز دوزنقه‌ای از مقدار ۶۰ سانتیمتر به ۸۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی عدد فرود از مقدار ۲/۷۴ به مقدار ۲/۱۰۸ به اندازه ۲۳/۰۶ درصد کاهش، با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز دوزنقه‌ای از مقدار ۸۰ سانتیمتر به ۱۰۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی عدد فرود از مقدار ۲/۱۰۸ به مقدار ۱/۹۲۲ به اندازه ۸/۸ درصد کاهش می‌یابد. با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز دوزنقه‌ای از مقدار ۶۰ سانتیمتر به ۸۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی تنش برشی از مقدار ۷/۷۳ پاسکال به

مقدار ۵/۷۱ پاسکال به اندازه ۲۶/۱۳ درصد کاهش، با افزایش ارتفاع سرریز لبه تیز دوزنقه‌ای از مقدار ۸۰ سانتیمتر به ۱۰۰ سانتیمتر با شکل تاج سرریز مستطیلی تنش برشی ابتدا از مقدار ۵/۷۱ پاسکال به مقدار ۶/۷۵ پاسکال به اندازه ۱۵/۴۰ درصد افزایش یافت. با توجه به نتایج بررسی تأثیر دبی بر مدلسازی جریان از روی سرریز جانبی لبه تیز در کانال‌های دوزنقه‌ای و بررسی تأثیر شکل سرریز جانبی لبه تیز در کانال‌های مستطیلی بر مدلسازی جریان از روی آن‌ها پیشنهاد می‌شود.

۵- تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منفعی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

۶- منابع

- Ahmadi, M. H., Rajabpour, R., Doorandish, A. & Tayebzadeh, H. (2019). The effect of triangular stepped overflows on the amount of energy loss and flow velocity changes, 19th Iran Hydraulic Conference, Mashhad. <https://civilica.com/doc/1168011>. (In Persian)
- Bagheri, S. Kabiri, A. & Heydarpour, M. (2013). Estimation of flow rate in lateral weirs with rectangular sharp edge, 4th National Conference on Management of Irrigation and Drainage Networks, Ahvaz. (In Persian)
- Ebrahimi, H. & Ghorbani, M. (2014). Simulating rectangular-triangular composite sharp edge spillway in Flow 3D software and determining the equation of water flow coefficient, The Second National Conference on Civil Engineering and Sustainable Development of Iran, Tehran. <https://civilica.com/doc/433813>. (In Persian)
- Esmacili Varak, M., & Safarrazavi Zadeh, M. (2013). Study of hydraulic features of flow over labyrinth weir with semi-circular plan form. *Water and Soil*, 27(1), 224-234. <https://doi.org/10.22067/jsw.v0i0.22234>. (In Persian)
- Ferro, V. (2018). New stage-discharge relationship for inclined non-rectangular weirs. *Flow Measurement and Instrumentation*, 64, 9-13.
- Gonzalez, A. & Bombardelli, F. (2005). Two phase flow theoretical and numerical models for hydraulic jumps, including air entrainment. In Proceedings of the Korea Water Resources Association Conference (pp. 28-29). Korea Water Resources Association.
- Mehbodi, A., Attari, J., & Hosseini, S. A. (2016). Experimental study of discharge coefficient for trapezoidal piano key weirs. *Flow Measurement and Instrumentation*, 50, 65-72.
- Mehdizadeh, Z., Nikravan, F., Kookaei, A. & Fazlowla, R. (2014). Determination of discharge coefficient in sharp edge spillway, 10th International Seminar on River Engineering, Ahvaz. <https://civilica.com/doc/677039>. (In Persian)
- Raeisi dehkordi, M., Faghani, R., & Moderi, S. (2023). Description of Hydraulic Jump as a Waste of Energy. *New Approaches in Civil Engineering*, 7(1), 1-16. <https://doi.org/10.30469/jnace.2022.365579.1076>
- Rami, A., Qodsian, M., Panahi, R. & Kazemzadeh, Z. (2013). Numerical investigation of the flow on the side overflow of a rectangular sharp edge, the 15th conference of civil engineering students across the country, Urmia. <https://civilica.com/doc/321697>. (In Persian)
- Sabbagh-Yazdi, S.R., Rostami, F. & Mastorakis, N.E. (2007). Turbulent modeling effects on finite volume solution of three-dimensional aerated hydraulic jumps using volume of fluid. Proceedings of the 12th WSEAS International Conference on Applied Mathematics. Stevens Point, Wisconsin, USA. pp: 168-174
- Wang, J. & Liu, R. (2000). A comparative study of finite volume methods on unstructured meshes for simulation of 2D shallow water wave problems. *Mathematics and Computers in Simulation*, 53 (5), 171-184.
- Zhang, J., Chang, Q., Zhang, Q. H., & Li, S. N. (2018). Experimental study on discharge coefficient of a gear-shaped weir. *Water Science and Engineering*, 11(3), 258-264.



Research Article



Evaluation of biosorption ability of *Aspergillus niger*'s modified cells to remove copper from industrial wastewater

Mahin Moradi¹, Soroor Sadeghi^{2*}, Sara Sharifi³

1 Department of Chemical Engineering, Engineering Faculty, Kermanshah Branch, Islamic Azad University, Kermanshah, Iran.

2 Department of Chemistry, Basic Sciences Faculty, Kermanshah Branch, Islamic Azad University, Kermanshah, Iran.

3 Department of Biology, Basic Sciences Faculty, Kermanshah Branch, Islamic Azad University, Kermanshah, Iran.

Corresponding Author: soroor.sadeghi@iau.ac.ir

© The Author(s) 2024

Received: 01 Feb 2024

Accepted: 11 Jun 2024

Published: 14 Jul 2024

Abstract

The removal of heavy metal pollution existing in industrial wastewater is one of the major challenges in preserving water resources. Copper is one of the metals that is present in the effluent of many industries, especially metal plating industries with high concentrations, and the absorption of this metal by renewable and available bio-sorbents has received much attention. The present study was conducted to investigate the biosorption ability of *Aspergillus niger* fungus cells in removing copper ions from industrial wastewater and determining the parameters affecting it. *Aspergillus niger* fungus cells were pre-treated with sodium hydroxide before the biosorption process to reach the maximum biological absorption capacity. A certain weight of dry biomass was placed in contact with 25 ml of copper solution at 25°C, and after a specific contact time, the biomass was filtered by centrifugation, and copper concentration was measured using the spectroscopy method at a wavelength of 324 nm. According to the results, the best efficiency of active biosorption in optimal conditions using 0.1 g of active fungus cells was 81.15% at a pH of 7 in a copper metal solution with a concentration of 200 mg.L⁻¹, after 5 minutes of contact time at 25°C. Optimum conditions were applied to real wastewater samples from the electroplating industry and after 60 minutes of contact time, the removal efficiency was 99.94%. The biological absorption process follows the Langmuir isotherm model and kinetic studies showed that the biological absorption processes follow the pseudo-second-order kinetic equation, which shows the involvement of the chemical absorption process in determining the rate of copper biosorption by *Aspergillus niger* fungus cells. Also, bio-sorbent regeneration and copper recycling have been investigated. This study showed that *Aspergillus niger* can be used as a renewable, effective, low-cost, and environmentally friendly bio-sorbent for the removal and recovery of copper from metal plating industry wastewater.

Keywords: Biosorption, Chemical cell modification, Copper, Industrial wastewater treatment, *Aspergillus niger*, Metal plating industry



ارزیابی توانایی جذب زیستی سلول‌های اصلاح شده قارچ اسپرژیلوس نایجر جهت حذف مس از پساب‌های صنعتی

مهین مرادی^۱، سرور صادقی^{۲*}، سارا شریفی^۳

۱. گروه مهندسی شیمی، دانشکده فنی و مهندسی، واحد کرمانشاه، دانشگاه آزاد اسلامی، کرمانشاه، ایران.

۲. گروه شیمی، دانشکده علوم پایه، واحد کرمانشاه، دانشگاه آزاد اسلامی، کرمانشاه، ایران.

۳. گروه زیست‌شناسی، دانشکده علوم پایه، واحد کرمانشاه، دانشگاه آزاد اسلامی، کرمانشاه، ایران.

نویسنده مسئول: soroor.sadeghi@iau.ac.ir

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۳/۰۴/۲۴

پذیرش: ۱۴۰۳/۰۳/۲۲

دریافت: ۱۴۰۲/۱۱/۱۲

چکیده

حذف آلودگی فلزات سنگین موجود در پساب‌های صنعتی از عمده‌ترین چالش‌های حفظ منابع آبی است. مس از جمله فلزاتی است که در پساب بسیاری از صنایع بخصوص صنایع آبکاری فلزات با غلظت بالا وجود دارد و جذب این فلز توسط جاذب‌های زیستی تجدیدپذیر و در دسترس بسیار مورد توجه قرار گرفته است. مطالعه حاضر با هدف بررسی توانایی جذب زیستی سلول‌های قارچ اسپرژیلوس نایجر *Aspergillus niger* در حذف یون مس از پساب‌های صنعتی و تعیین پارامترهای موثر بر آن انجام شده است. سلول‌های قارچ اسپرژیلوس نایجر قبل از فرایند جذب به کمک هیدروکسید سدیم پیش تصفیه شده تا به حداکثر ظرفیت جذب بیولوژیکی نزدیک شدند. وزن معینی از زیست توده خشک در مجاورت ۲۵ میلی‌لیتر محلول مس در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفته و پس از طی زمان تماس مشخص، زیست توده با سانتریفیوژ فیلتر شده و اندازه-گیری غلظت مس به کمک روش طیف سنجی در طول موج ۳۲۴ نانومتر انجام شد. با توجه به نتایج، بهترین راندمان جذب زیستی فعال در شرایط بهینه با استفاده از ۰/۱ گرم سلول‌های فعال قارچ ۸۱/۱۵ درصد بوده که در pH برابر با ۷ در محلول فلز مس با غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر، پس از ۵ دقیقه زمان تماس در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد به دست آمد. شرایط بهینه برای نمونه‌های پساب حقیقی صنعت آبکاری اعمال شد و پس از ۶۰ دقیقه زمان تماس، راندمان حذف ۹۹/۹۴ درصد نتیجه شد. فرآیند جذب زیستی مطابق با مدل ایزوترم لانگمویر بوده و مطالعات سینتیکی نشان داد که فرآیندهای جذب زیستی از معادله سینتیک شبه مرتبه دوم پیروی می‌کند که دخالت فرآیند جذب شیمیایی در تعیین سرعت جذب زیستی مس بوسیله سلول‌های قارچ اسپرژیلوس نایجر را نشان می‌دهد. همچنین بازسازی جاذب زیستی و بازیافت مس مورد بررسی قرار گرفته است. این مطالعه نشان داد که اسپرژیلوس نایجر می‌تواند به عنوان یک جاذب زیستی تجدیدپذیر، موثر، کم‌هزینه و سازگار با محیط زیست برای حذف و بازیابی مس از پساب‌های صنعت آبکاری فلزات استفاده شود.

واژه‌های کلیدی: جذب زیستی، اصلاح شیمیایی سلول، مس، تصفیه پساب صنعتی، اسپرژیلوس نایجر، صنایع آبکاری فلزات

۱- مقدمه

پساب‌های شیمیایی حاوی فلزات سنگین یکی از خطرناک‌ترین منابع اصلی آلودگی محیط زیست بشمار می‌آیند، زیرا یون‌های فلزی تجزیه‌ناپذیر و پایدار هستند. جهت حذف آلاینده‌های فلزی از پساب صنایع مختلف روش‌هایی شامل رسوب دهی، انعقاد، استخراج با حلال، فیلتراسیون غشایی، اسمز معکوس و تبادل یونی استفاده می‌شود (Rafiq et al., 2014). با این حال، این فناوری‌های مرسوم به دلیل استفاده از مواد غیر قابل احیا، هزینه بالا، نیاز به معرف و انرژی بالا و تولید لجن سمی گران هستند یا در حذف کامل فلزات دارای معایب خاصی هستند. مس در آبکاری فلزات، صنایع معدنی، برق و الکترونیک، تولید آهن و فولاد، صنعت فلزات غیر آهنی، صنایع چاپ و صنایع عکاسی، فرآیندهای فلزکاری کاربرد دارد. با افزایش مصرف مس در فرآیندهای صنعتی، میزان پسماند و پساب‌های حاوی مس که موجب آلودگی آب‌های طبیعی و خاک‌های کشاورزی می‌شود افزایش یافته است (Bertram et al., 2002; Wang et al., 2016; Wang & Cui, 2017). اثرات سمی و سرطان‌زایی مس به خوبی ثابت شده است و این اثرات در نتیجه ماهیت توان تجمعی مس و سایر فلزات در سلول‌های گیاهی و جانوری موجب آلودگی زنجیره غذایی می‌شود (Malamis et al., 2011). اثرات ورود مس به زنجیره غذایی انسان منجر به مسمومیت‌های عصبی، سرگیجه، اسهال و آسیب کبدی، آسیب تنفسی و غیره می‌شود (Ismail et al., 2005; Malamis et al., 2011; Papandreou et al., 2007). روش‌های شیمیایی و الکتروشیمیایی بسیاری مانند ترسیب شیمیایی، تبادل یونی، انعقاد الکتریکی، شناورسازی و جذب سطحی برای تصفیه مس از پساب‌های مرتبط با صنایع شیمیایی مختلف استفاده شده‌اند که برخی کارآمدتر و ساده‌تر از سایر روش‌ها هستند (Abdullahi & Ibrahim, 2018; Fu & Wang, 2011; Rengaraj et al., 2004; Virolainen et al., 2019). در بین تمامی این روش‌ها، جذب زیستی یکی از اجزای اصلی فناوری زیست محیطی و منابع زیستی است. استفاده از میکروارگانیسم‌ها به عنوان جاذب زیستی برای حذف فلزات سنگین به دلیل نسبت سطح به حجم بالا مورد توجه فرایندهای قرار گرفته است. در دسترس بودن زیاد، سیستیک سریع جذب، دفع و هزینه کم از مزایای این روش‌ها است. جذب زیستی عبارت است از حذف مواد توسط زیست توده غیرفعال به دلیل فعل و انفعالات فیزیکوشیمیایی بین یون‌های فلزی و ترکیبات سلولی گونه‌های بیولوژیکی و شامل مکانیسم‌های مختلفی مانند جذب، جذب سطحی، تبادل یونی، کمپلکس شدن، تشکیل لیگاندها، رسوب‌دهی و گیر افتادن در داخل سلول می‌باشند (Lawrence et al., 2010; Roşca et al., 2023). مزایای بالقوه فرآیند جذب زیستی شامل استفاده از مواد زیستی تجدیدپذیر، تصفیه حجم زیادی از پساب، بازیافت فلزات خاص، نیاز کمتر به معرف‌های گران قیمت، عملکرد در طیف وسیعی از شرایط فیزیکوشیمیایی از جمله دما، pH و هزینه عملیاتی کم است. استفاده از سلول‌های میکروبی مرده در جذب بیولوژیکی برای تصفیه آب سودمندتر است، زیرا تحت تأثیر مواد زائد سمی قرار نمی‌گیرند و نیازی به تامین مداوم مواد مغذی ندارند و می‌توانند برای بسیاری از چرخه‌ها بازسازی و دوباره استفاده شوند (Roşca et al., 2023).

جذب زیستی مس با استفاده از زیست توده‌های *Pseudomonas sp.*، *Bacillus sp.* و *Staphylococcus sp.* بررسی شده است (Mukhopadhyay et al., 2007; Mukhopadhyay et al., 2008). زیست توده‌های قارچی توسط بسیاری از محققین برای جذب بیولوژیکی یون مس انتخاب شدند. از آنجایی که سطح دیواره سلولی قارچ حاوی گروه‌های عاملی بسیاری از کربوکسیل، هیدروکسیل، سولفیدریل، گروه‌های آمینه و گروه فسفات لیپیدها، پروتئین‌ها و پلی ساکاریدها است که توانایی اتصال یون‌های فلزی را دارند. قارچ‌های رشته‌ای مانند اسپرژیلوس با قطر هیف‌های قارچی بین ۲ تا ۱۰ میکرومتر یکی از مقرون‌به‌صرفه‌ترین جاذب‌های زیستی هستند (Shah et al., 2020). همچنین زیست توده‌های قارچی را می‌توان به راحتی با استفاده از محیط‌های رشد

ارزان تولید کرد. علاوه بر این، زیست توده‌های قارچی با عملکرد قابل توجه زیست توده به راحتی در مقیاس عظیم رشد می‌کنند و در مقایسه با سایر میکروارگانیسم‌ها مانند باکتری‌ها دارای مزایای فراوانی هستند (Cárdenas González et al., 2019; Shah et al., 2020).

جذب بیولوژیکی فلزات توسط *Aspergillus Niger* به دلیل پتانسیل بالای سلول‌های آن برای حذف یون‌های فلزی و همچنین به دلیل سهولت و در دسترس بودن این میکروارگانیسم از فرآیندهای تخمیر صنعتی مختلف بسیار مورد توجه قرار گرفته است (Kapoor & Viraraghavan, 1997; Kapoor & Viraraghavan, 1998; Kapoor et al., 1999; Tsekova et al., 2010; Zhen et al., 2021). گروه‌های عاملی مختلف در دیواره سلولی آسپرژیلوس مسئول جذب زیستی یون‌های فلزی هستند و پیش تصفیه سلولی ظرفیت جذب زیستی زیست توده را برای همه فلزات افزایش می‌دهد، اما میزان افزایش به نوع و روش پیش تصفیه بستگی دارد (Mukhopadhyay et al., 2007; Mukhopadhyay et al., 2008). مشخص شده است که پیش تیمار با مواد شیمیایی قلیایی مانند هیدروکسید سدیم، ظرفیت جذب زیستی را در مقایسه با زیست توده زنده بهبود می‌بخشد، اما از دست دادن زیست توده پس از پیش تصفیه باید هنگام ارزیابی عملکرد جذب زیستی در نظر گرفته شود. سلول‌های آسپرژیلوس به صورت پلت‌هایی با محدوده سطح پایین‌تر رشد می‌کنند و به صورت توده معلق رشد نمی‌کنند، بنابراین کاهش ظرفیت جذب زیستی در این مورد با پیش تصفیه قلیایی قابل جبران است (Harboul et al., 2022).

هدف اصلی این مطالعه بررسی امکان سنجی یک مدل سینتیکی برای جذب زیستی مس توسط زیست توده *Aspergillus Niger* پیش تصفیه شده با مواد قلیایی در شرایط عملیاتی مختلف مانند غلظت اولیه زیست توده، غلظت اولیه یون فلز و زمان تماس است. همچنین امکان احیای جاذب زیستی و بازیابی مس مورد بررسی قرار گرفته است.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- مواد شیمیایی مورد نیاز

سولفات مس (CuSO_4)، کلرید هیدروژن، هیدروکسید سدیم و فسفات پتاسیم (Merck).

۲-۲- روش کار

۲-۲-۱- آماده سازی سلول‌های آسپرژیلوس نایجر و اصلاح سطح سلول

در این مطالعه آسپرژیلوس نایجر (۵۰۱۲) از PTCC (Persian type culture collection) تهیه شد که به صورت خشک انجمادی عرضه شد. محیط کشت دکستروز آگار سیب زمینی تهیه شده از ۳۰۰ گرم سیب زمینی، ۲۰ گرم گلوکز، ۱۵ گرم آگار در ۱۰۰۰ میلی لیتر آب دیونیزه و در pH برابر با ۷ استفاده شد. محیط کشت با اتوکلاو در دمای ۱۲۱ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱۵ دقیقه استریل شد. برای اهداف آزمایشی، سویه قارچ در فاز مایع با استفاده از دستگاه انکوباتور کشت شدند. برای کشت سویه، اسپورهای *A. Niger* به ارلن‌های ۲۵۰ میلی‌لیتری پر شده با ۱۰۰ میلی‌لیتر محیط کشت منتقل شدند و در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد با تکان دادن ۲۰۰ دور در دقیقه به مدت ۹۶ ساعت (IKA KS130) انکوبه شدند. در طول دوره کشت، مقدار کمی از کشت برای اندازه‌گیری رشد سلولی با روش کدورت‌سنجی در طول موج ۶۰۰ نانومتر جمع‌آوری شد، با برداشت سلول‌ها در فاز لگاریتمی میانی ($\text{OD}_{600\text{nm}}=1$) با سانتی‌فیوژ در ۴۰۰۰ گرم به مدت ۳۰ دقیقه (Froilabo SW14) و دو بار شستشو با بافر فسفات پتاسیم ۰/۱ مولار و pH برابر با ۷ آماده شدند. پس از شستشو، زیست توده در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱۶ ساعت

خشک و پودر شد تا در آزمایشات جذب بیولوژیکی استفاده شود. گروه‌های عملکردی سطحی در *A.niger* توسط FTIR بررسی شده‌اند. برای تهیه زیست توده *A.niger* پیش تصفیه شده با موادقلیایی، سلول‌های قارچ پس از ۳ روز رشد با فیلتر کردن محیط رشد برداشت و با مقادیر زیادی آب دیونیزه شسته شدند. زیست توده زنده (۵۰ گرم جرم مرطوب) سپس با هیدروکسید سدیم ۰/۵ مولار در ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱۵ دقیقه پیش تصفیه شدند. زیست توده پس از پیش تصفیه با مقادیر زیادی آب یونیزه شسته شد تا pH در محدوده خنثی ۶/۸ تا ۷/۲ قرار گیرد و سپس در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت در آن خشک شد (Harboul et al., 2022). فرآیند جذب زیستی پیچیده و شامل جذب مس به گروه‌های فعال مانند هیدروکسیل (OH⁻)، کربوکسیل (COOH⁻)، آمینو (NH₂⁻) و سولفیدریل (SH⁻) روی دیواره‌های سلولی قارچ و غشاها است (Noormohamadi et al., 2019).

۲-۲-۲- جذب مس توسط توده زیستی سلول‌های آسپرژیلوس نایجر پیش تصفیه شده

برای بررسی قابلیت جذب بیولوژیکی مس توسط جاذب زیستی، آزمایش‌ها با قرار دادن وزن معینی از زیست توده خشک در ۲۵ میلی‌لیتر محلول مس تهیه شده از سولفات مس (CuSO₄) با pH برابر با ۷ در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد انجام شد. در یک زمان تماس مشخص، زیست توده با سانتریفیوژ جدا و فیلتر شد و محلول حاصل جهت تعیین غلظت مس آنالیز شد. اثرات غلظت اولیه فلز، زمان تماس و دوز جاذب زیستی بر فرآیند جذب زیستی بررسی شده است. غلظت مس فیلترشده با استفاده از طیف-سنج جذب اتمی شعله (FAAS) Perkin Elmer مجهز به شعله استیلن-هوا آنالیز شد. برای اندازه‌گیری غلظت یون مس طول موج ۳۲۴ نانومتر استفاده شد. مقدار جذب یون مس با رابطه (۱) محاسبه شد:

$$qt = \frac{(C_0 - C_e)V}{M} \quad (1)$$

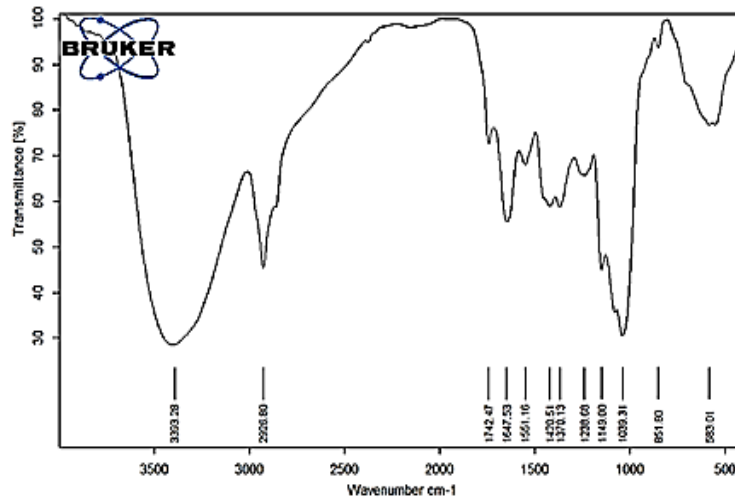
که m جرم جاذب بر حسب گرم است، V حجم محلول‌های یون فلز بر حسب L و C₀ و C_e به ترتیب غلظت اولیه و تعادلی بر حسب میلی‌گرم در لیتر هستند. منحنی استاندارد با استفاده از محلول‌های استاندارد مس ترسیم شد.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- شناسایی مورفولوژی و گروه‌های عاملی سطح جاذب زیستی

گروه‌های عاملی سطحی سلول‌های *A. niger* با استفاده از طیف‌سنجی FTIR تایید شدند. شکل (۱) طیف FTIR سلول‌های قارچ را نشان می‌دهد، همانطور که انتظار می‌رود نوار ۳۳۹۳/۸ cm⁻¹ را می‌توان به حالت کشش OH و NH از آمید II و پروتئین‌ها نسبت داد. نوار ۲۹۲۶/۸ cm⁻¹ را می‌توان به حالت کشش C-H نسبت داد. باندهای ۱۷۴۲/۴۷ cm⁻¹ و ۱۶۴۷/۵۳ cm⁻¹ را می‌توان به حالت کشش C=O در گروه‌های کربوکسیلات غیر یونیزه و کونژوگه با NH از آمید I نسبت داد. حالت خمشی برای NH در آمید II در ۱۵۵۱/۱۶ cm⁻¹ ظاهر می‌شود. نوار ۱۴۲۰/۵۱ cm⁻¹ را می‌توان به حالت خمشی نامتقارن CH₃ از گروه‌های استیل اختصاص داد و ظهور پیک ۱۳۷۰/۱۳ cm⁻¹ به دلیل حالت خمشی C-OH از پروتئین‌ها است. نوار در ۱۲۳۸/۶۸ cm⁻¹ را می‌توان به حالت کشش گروه‌های فسفات نسبت داد. نوارهای ۱۱۴۹ و ۱۰۳۹/۳۱ cm⁻¹ را می‌توان به حالت کشش گروه‌های CN در کیتین‌ها (پلی ساکاریدها) و پروتئین‌ها نسبت داد.

شکل ۱- طیف FTIR سلول‌های آسپرژیلوس نایجر فعال

Fig 1. FTIR spectrum of *Aspergillus niger*'s active cells

۲-۳- مطالعات جذب مس توسط جاذب زیستی

مطالعات جذب مس بوسیله بیوجاذب در شرایط مختلف بررسی شد. به منظور ارزیابی اثر غلظت اولیه مس، آزمایش‌هایی در غلظت‌های اولیه متفاوت از ۵۰ تا ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر انجام شد. از جدول (۱)، مشخص است که مقدار فلز جذب شده در هر گرم جاذب زیستی (q_t) با افزایش غلظت فلز افزایش می‌یابد.

جدول ۱- اثر غلظت اولیه مس بر جذب، در زمان تماس ۵ دقیقه، مقدار جاذب زیستی ۰/۱ گرم، دما ۲۵ درجه سانتی‌گراد، $\text{pH}=7$

Table 1. The effect of initial copper concentration on biosorption, at contact time=5 min, biosorbent dosage=0.1 g, $T=25\text{ }^\circ\text{C}$, $\text{pH}=7$

غلظت اولیه (mg.L^{-1})	دوز جاذب (g)	غلظت باقیمانده (mg.L^{-1})	ظرفیت جذب $q_e(\text{mg.g}^{-1})$	راندمان (%) \pm RSD
۵۰	۰/۱	۳۵/۱۶	۳/۷۱	۲۹/۶۸ \pm ۰/۳۲
۱۰۰	۰/۱	۴۸/۵۵	۱۲/۸۶	۵۱/۴۵ \pm ۰/۵۱
۱۵۰	۰/۱	۵۱/۱۳	۲۴/۷۱	۶۵/۹۱ \pm ۰/۱
۲۰۰	۰/۱	۳۶/۰۰	۴۱/۰۰	۸۲/۰۰ \pm ۰/۶۹

دوز جاذب زیستی پارامتر مهمی است که بر جذب زیستی یون‌های فلزی تأثیر می‌گذارد. مقادیر مختلفی از جاذب‌های زیستی (۰/۱ تا ۰/۵ گرم) در حجم یکسانی از محلول یون فلزی در pH ، زمان تماس و دمای ثابت در نظر گرفته شدند تا دوز بهینه بیوجاذب به دست آید (جدول ۲).

جدول ۲- اثر میزان جاذب زیستی بر جذب زیستی مس، غلظت اولیه فلز $200 \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$ ، زمان تماس ۵ دقیقه، دما 25°C درجه سانتی‌گراد و $\text{pH}=7$
 Table 2. The effect of bio-sorbent dosage on biosorption, at initial copper concentration= $200 \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$, contact time= 5 min , $T=25^\circ \text{C}$, $\text{pH}=7$

راندمان	ظرفیت جذب	غلظت باقیمانده	غلظت اولیه	دوز جاذب
(%) \pm RSD	$q_t \text{ (mg.g}^{-1}\text{)}$	$\text{(mg.L}^{-1}\text{)}$	$\text{(mg.L}^{-1}\text{)}$	(g)
$82/00 \pm 0/69$	۴۱	$36/00$	۲۰۰	۰/۱
$81/79 \pm 0/95$	$20/447$	$36/42$	۲۰۰	۰/۲
$81/63 \pm 0/24$	$13/605$	$36/74$	۲۰۰	۰/۳
$81/52 \pm 0/18$	$10/19$	$36/95$	۲۰۰	۰/۴
$81/15 \pm 0/22$	$8/115$	$37/69$	۲۰۰	۰/۵

جذب بیولوژیکی Cu (II) با افزایش دوز جاذب زیستی به دلیل افزایش تعداد محل جذب افزایش می‌یابد، اما مقدار q_e با افزایش دوز جاذب کاهش می‌یابد. هنگامی که دوز جاذب زیستی افزایش می‌یابد، جذب زیستی بسیار سریع بر روی سطح جاذب انجام می‌شود که منجر به غلظت کمتر جاذب زیستی در محلول می‌شود. هنگامی که غلظت جاذب زیستی در محلول کمتر باشد، مکان‌های جذب غیراشباع باقی می‌مانند، بنابراین با افزایش دوز جاذب زیستی، مقدار مس جذب شده در واحد وزن کاهش می‌یابد (Hu et al., 2010).

برای مطالعه ایزوترم‌های جذب زیستی، مدل‌های ایزوترم فروندلیچ و لانگمویر به طور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرند تا نتایج به دست آمده برای شبیه‌سازی و درک مکانیسم جذب زیستی انجام شود. ایزوترم لانگمویر پوشش تک لایه‌ای از یون‌های فلزی روی جاذب زیستی با تعداد محدود مکان‌های جذب انرژی‌های یکنواخت بدون انتقال یون‌های مس به صفحه سطح زیست جاذب را فرض می‌کند. شکل خطی ایزوترم لانگمویر (معادله ۲) به صورت زیر است:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{b \cdot q_{max}} \left(\frac{1}{C_e} \right) \quad (2)$$

C_e (mg.L⁻¹) غلظت باقیمانده یون مس پس از جذب بیولوژیکی.

q_{max} (mg.g⁻¹) حداکثر ظرفیت جذب زیستی.

q_e (mg.g⁻¹) مقدار یون‌های فلزی جذب شده روی بیوجاذب در شرایط تعادل.

b (L.mg⁻¹) ثابت لانگمویر است که از شیب و عرض از مبدا نمودار خطی محاسبه می‌شود.

ایزوترم فروندلیچ یک معادله تجربی است که بر اساس جذب زیستی بر روی یک سطح یا سطح ناهمگن حاوی مکان‌های فعال مختلف است. فرض بر این است که ابتدا محل اتصال قوی‌تر اشغال می‌شود و با افزایش اشغال محل، قدرت اتصال کاهش می‌یابد. مدل ایزوترم فروندلیچ در شکل خطی آن (معادله ۳) عبارت است از:

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (3)$$

که n و K_f (mg.g^{-1}) ثابت‌های فروندلیچ هستند که از نمودار بین $\log q_e$ و $\log C_e$ محاسبه می‌شوند. ثابت فروندلیچ K_f ضریب نفوذ جذب است و مقدار مس جذب شده روی سطح جاذب زیستی را در واحد غلظت تعادل نشان می‌دهد، ثابت دیگر فروندلیچ n نشان‌دهنده شدت جذب یا ناهمگنی سطح است. پارامترهای ایزوترم در جدول (۳) نشان داده شده است.

جدول ۳- پارامترهای ایزوترم جذب زیستی مس توسط جاذب زیستی

Table 3. Isotherm parameters of copper biosorption by bio-sorbent

دوز جاذب (g)	غلظت باقیمانده (mg.L^{-1})	ظرفیت جذب q_e (mg.g^{-1})	$\log q_e$	$\log C_e$	$1/q_e$ (g.mg^{-1})	$1/C_e$ (L.mg^{-1})
۰/۱	۳۶/۰۰	۴۱	۱/۶۱	۱/۵۵۷	۰/۰۲۴	۰/۰۲۷۷
۰/۲	۳۶/۴۲	۲۰/۴۴۷	۱/۳۱	۱/۵۶۱	۰/۰۴۹	۰/۰۲۷۴
۰/۳	۳۶/۷۴	۱۳/۶۰۵	۱/۱۳	۱/۵۶۵	۰/۰۷۳	۰/۰۲۷۲
۰/۴	۳۶/۹۵	۱۰/۱۹	۱/۰۰	۱/۵۶۷	۰/۰۹۸	۰/۰۲۷۰
۰/۵	۳۶/۶۹	۸/۱۱۵	۰/۹۰	۱/۵۷۶	۰/۱۲۳	۰/۰۲۶۵

شکل (۲) ایزوترم‌های جذب زیستی ساخته شده با توجه به مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ با مقادیر جذب اندازه‌گیری شده برای جذب زیستی یون‌های مس و همچنین ضریب همبستگی R^2 برای منحنی‌های تنظیم شده را نشان می‌دهد. داده‌ها با توجه به ضریب همبستگی بهتر ($R^2=0/9671$) به خوبی در مدل ایزوترم لانگمویر قرار گرفتند.

شکل ۲- (a) مدل ایزوترم لانگمویر و (b) مدل ایزوترم فروندلیچ برای جذب مس توسط جاذب زیستی

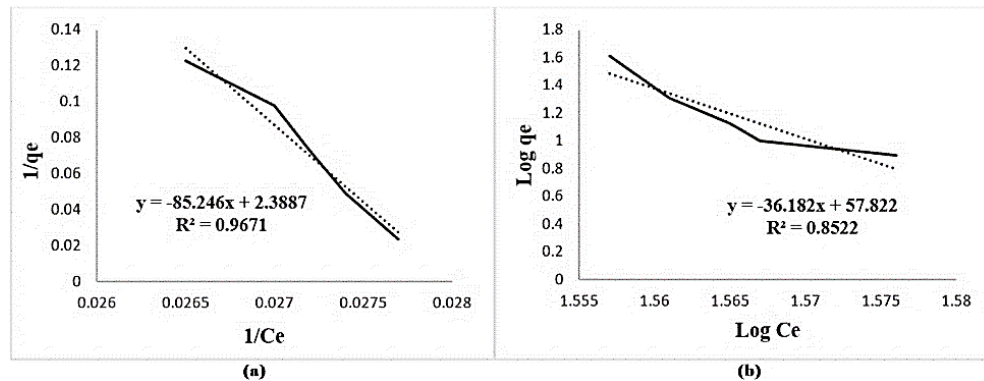


Fig 2. (a) Langmuir isotherm model, and (b) Freundlich isotherm model for biosorption of copper by bio-sorbent

تغییر در جذب زیستی یون‌های مس به عنوان تابعی از زمان تماس در دمای اتاق مورد مطالعه قرار گرفت. برای این منظور ۰/۱ گرم از جاذب زیستی در تماس با ۲۵ میلی‌لیتر محلول یون مس برای زمان‌های مختلف تماس (۵ تا ۶۰ دقیقه) به منظور دستیابی به تعادل و رسیدن به زمان تماس بهینه قرار گرفت. جدول (۴) روند جذب بیولوژیک مس (II) روی جاذب زیستی را برای زمان‌های تماس مختلف نشان می‌دهد و مشاهده شد که تعادل در ۶۰ دقیقه به دست آمد اما جذب اولیه سریع بود. مقدار q_e برابر $8/115 \text{ mg.g}^{-1}$ در ۵ دقیقه اول مشاهده شد که به آرامی به $8/418$ میلی‌گرم به ازاء گرم جاذب زیستی افزایش یافت.

جدول ۴- اثر زمان تماس بر جذب زیستی مس توسط جاذب زیستی. ۰/۵ گرم جاذب زیستی در غلظت اولیه مس برابر با $200 \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$ ، دما 25°C درجه سانتی‌گراد و $\text{pH}=7$

Table 4. Effect of initial concentration on copper biosorption by 0.5 g of bio-sorbent at an initial copper concentration of $200 \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$, $T= 20^\circ\text{C}$, and $\text{pH}=7$.

زمان تماس (min)	غلظت اولیه (mg.L^{-1})	غلظت باقیمانده (mg.L^{-1})	ظرفیت جذب $q_t \text{ (mg.g}^{-1}\text{)}$	راندمان (%) \pm RSD
۵	۲۰۰	۳۷/۶۹	۸/۱۱۵	۸۱/۱۵ \pm ۰/۲۲
۱۵	۲۰۰	۳۶/۹۶	۸/۱۵۲	۸۱/۵۲ \pm ۰/۳۸
۳۰	۲۰۰	۳۴/۷۹	۸/۲۶۰	۸۲/۶۱ \pm ۰/۱۶
۴۵	۲۰۰	۳۱/۹۵	۸/۴۰۲	۸۴/۰۳ \pm ۰/۱۲
۶۰	۲۰۰	۳۱/۶۳	۸/۴۱۸	۸۴/۱۹ \pm ۰/۱۳

این روند را می‌توان به جذب سریع یون‌ها در سطح وسیعی از سلول‌های *A.niger* نسبت داد که با افزایش زمان تماس اشغال می‌شود و با نزدیک شدن به تعادل، سرعت حذف فلز آهسته‌تر می‌شود. سرعت حذف فلز در ابتدا زیاد است زیرا سطح بزرگتر بیوجاذب برای جذب فلز در دسترس است، اما پس از رسیدن به تعادل، حذف فلز نیز کند می‌شود زیرا سطح بیوجاذب توسط فلز استفاده می‌شود. مدل‌های جنبشی برای بررسی نتایج به‌دست‌آمده از نظر مرتبه و ثابت سرعت برای جذب بیولوژیکی مس (II) بر روی سلول‌های *A.niger* استفاده شد. داده‌های جنبشی با معادله سرعت شبه مرتبه اول لاگرگرن^۱ (PFO) به صورت خطی در معادله (۴) بیان شدند:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t \quad (4)$$

که در آن $q_e \text{ (mg.g}^{-1}\text{)}$ مقدار یون‌های فلزی جذب‌شده روی بیوجاذب در شرایط تعادل و مقادیر $q_t \text{ (mg.g}^{-1}\text{)}$ مقادیر یون‌های جذب‌شده زیستی در زمان‌های تماس در نظر گرفته شده است. $K_1 \text{ (1/min)}$ ثابت سرعت برای سینتیک شبه مرتبه اول است. مقادیر K_1 و q_e از شیب و قطع نمودار بین $\log(q_e - q_t)$ و t محاسبه شد. داده‌های سینتیک با مدل شبه مرتبه دوم نیز در شکل خطی آن (معادله ۵) مورد بررسی قرار گرفت:

$$\frac{t}{qt} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} (t) \quad (5)$$

که در آن $q_e \text{ (mg.g}^{-1}\text{)}$ مقدار یون‌های فلزی جذب‌شده روی بیوجاذب در شرایط تعادل و مقادیر $q_t \text{ (mg.g}^{-1}\text{)}$ مقادیر یون‌های جذب‌شده زیستی در زمان‌های تماس در نظر گرفته شده و $K_2 \text{ (1/min)}$ ثابت سرعت برای سینتیک شبه مرتبه دوم است (Ho & Mckay, 1999). جدول (۵) پارامترهای این دو مدل سینتیک را نشان می‌دهد. از شیب و عرض از مبدا نمودار خطی t/q_t و t مقادیر K_2 و q_e محاسبه شد.

¹ Pseudo First Order

جدول ۵- پارامترهای سینتیکی محاسبه شده در جذب مس توسط جاذب زیستی

Table 5. Calculated kinetic parameters of copper biosorption by bio-sorbent

زمان تماس (min)	غلظت باقیمانده (mg.L ⁻¹)	ظرفیت جذب (mg.g ⁻¹)	t/q _t	log (q _e -q _t)
۵	۳۷/۶۹	۸/۱۱۵	۰/۶۱۶	-۰/۵۱۸۵۵
۱۵	۳۶/۹۶	۸/۱۵۲	۱/۸۴۰	-۰/۵۷۵۰۰
۳۰	۳۴/۷۹	۸/۲۶۰	۳/۶۳۰	-۰/۸۰۱۰۰
۴۵	۳۱/۹۵	۸/۴۰۲	۵/۳۶۰	-۱/۷۹۵۸۸
۶۰	۳۱/۶۳	۸/۴۱۸	۷/۱۳۰	-

بررسی داده‌های جذب بیولوژیکی یون‌های مس توسط *A. niger* در هر دو مدل نشان داد که با مدل شبه مرتبه دوم به خوبی مطابقت دارد.

در شکل (۳)، مقدار q_e محاسبه شده از معادله شبه مرتبه اول به طور قابل توجهی با معادله تجربی متفاوت است، این مقدار نشان می‌دهد که جذب زیستی مس بر سلول‌های *A. niger* از واکنش سرعت PFO پیروی نمی‌کند و سینتیک شبه مرتبه دوم جذب زیستی مس را توصیف می‌کند، زیرا ضریب همبستگی بالاتر ($R^2=0.9999$) نشان دهنده رابطه خطی واقعی بین پارامترهای مستقل و وابسته برای معادله است، همچنین مقدار q_e که از معادله شبه مرتبه دوم محاسبه می‌شود، تقریباً به مقدار q_e تجربی (۸/۴۶۷) نزدیک بوده است. بنابراین جذب زیستی مس (II) بر سلول‌های *A. niger* از سینتیک شبه مرتبه دوم پیروی کرد و دخالت فرآیند جذب شیمیایی را در تعیین سرعت آن نشان داد، همچنین سینتیک‌های شبه مرتبه دوم نشان می‌دهند که میزان اشغال مکان‌های فعال زیست جاذب با مربع تعداد مکان‌های فعال اشغال نشده روی سطح جاذب زیستی مرتبط است.

شکل ۳- (a) مدل سینتیکی شبه مرتبه اول و (b) مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم برای جذب مس توسط بیو جاذب

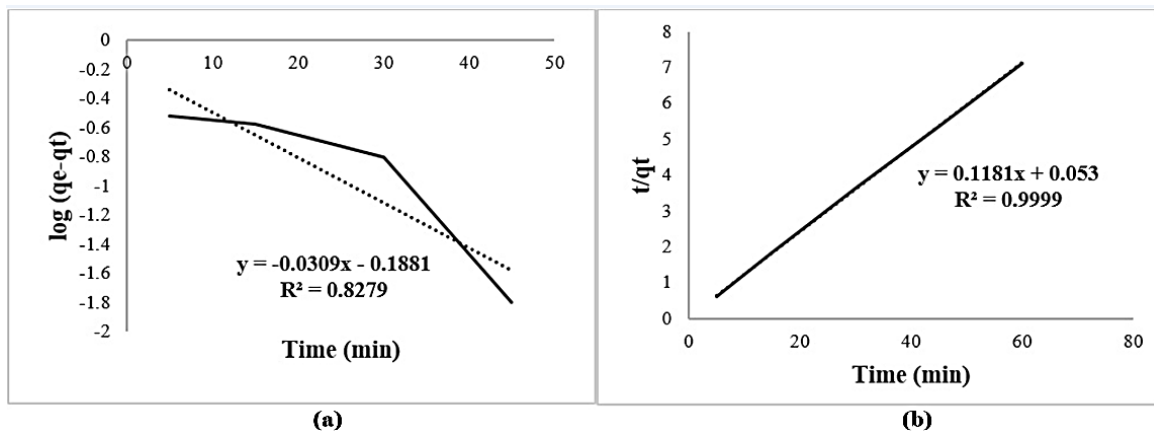


Fig 3. (a) pseudo-first-order and (b) pseudo-second-order kinetic model for copper biosorption by bio-sorbent

۳-۳- مطالعات جذب و واجذب در احیای جاذب زیستی و بازیابی مس

پس از بهینه‌سازی پارامترها، عملیات جذب زیستی و بازیابی مجدد جاذب زیستی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج به دست آمده در جدول (۶) نشان‌دهنده کارایی بالای جاذب زیستی در حذف مس در سه چرخه جذب و واجذب متوالی با استفاده از ۰/۵ گرم جاذب زیستی، در pH برابر با ۷، دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و مدت زمان تماس ۶۰ دقیقه است. اثر بازیابی بیوجاذب توسط چرخه‌های جذب و واجذب متعدد بر جذب زیستی مس توسط *A. niger* نشان‌دهنده ظرفیت جذب باقی‌مانده زیست‌توده و امکان‌پذیری بازیابی یون‌های مس جذب‌شده است.

جدول ۶- بازیابی جاذب زیستی در سه چرخه جذب- واجذبی جذب زیستی مس توسط آسپرژیلوس نایجر

Table 6. Bio-sorbent recovery after three biosorption/desorption cycles of copper by *Aspergillus niger*

تعداد دفعات جذب واجذب	غلظت اولیه (mg.L ⁻¹)	غلظت باقیمانده (mg.L ⁻¹)	q _e (mg.g ⁻¹)	راندمان (%)± RSD
۱	۲۰۰	۳۱/۶۳	۸/۴۱۸	۸۴/۱۹±۰/۱۳
۲	۲۰۰	۳۲/۲۶	۸/۳۸۷	۸۳/۸۷±۰/۳۱
۳	۲۰۰	۳۲/۵۶	۸/۳۷۲	۸۳/۷۲±۰/۱۶

بررسی غلظت مس واجذب شده نشان می‌دهد که تا ۲۵ درصد مس را می‌توان پس از جذب زیستی بازیابی کرد. زیست توده پیش تصفیه شده در چرخه‌های سه گانه جذب-واجذب، کاهش راندمان از ۸۴ به ۷۸/۸۵ درصد را نشان داد، اما در بازیافت مس، این سلول‌ها نتایج بهتری در مقایسه با سلول‌های فعال نشان دادند و تقریباً تا ۴۸ درصد از یون‌های مس با شستشو با اسید هیدروکلریک ۰/۱ مولار بازیابی شدند.

۳-۴- مطالعات جذب در نمونه حقیقی پساب صنعتی

پس از بهینه‌سازی پارامترها، جاذب زیستی برای حذف مس از نمونه پساب صنایع آبکاری فلزات مورد استفاده قرار گرفت، غلظت مس نمونه قبل و بعد از جذب زیستی بررسی شد. نتایج به دست آمده به اندازه نمونه‌های شبیه‌سازی شده مؤثر بود. درصد راندمان حذف به دست آمده پس از ۶۰ دقیقه زمان تماس ۹۹/۹۴ درصد بود.

۴- نتیجه‌گیری

مطالعه حاضر استفاده از سلول‌های فعال و پیش تصفیه شده آسپرژیلوس نایجر به عنوان یک جاذب زیستی مؤثر برای حذف مس (II) از پساب‌های صنایع فلزات را بررسی کرد. سرعت بالا و ظرفیت جذب بالای این جاذب زیستی شرایط لازم جهت امکان‌سنجی استفاده از این روش در مقیاس صنعتی را فراهم می‌کند. فرآیند جذب زیستی از سینتیک مرتبه دوم پیروی می‌کند، که نشان می‌دهد جذب زیستی یک فرآیند کنترل‌کننده شیمیایی است. جذب یون‌های مس متناسب با ایزوترم جذب لانگمویر است. جاذب زیستی ظرفیت جذب زیستی بالایی را در نمونه‌های پساب صنعتی حقیقی نشان داد. امکان بازیابی فلز و احیای مجدد جاذب با راندمان مناسب شرایط ایده‌آل استفاده از این روش را در صنایع فلزات ایجاد می‌کند. مقایسه شرایط حاضر با نتایج

تحقیقات گذشته مشخص کننده این نکته است که در بیشتر روش‌های معمول استفاده از سلول بدون اصلاح ساختار سطحی آن و بهینه‌سازی گروه‌های عاملی موجود بر سطح فعال آن انجام شده که منجر به افزایش میزان جذب لازم و همچنین افزایش زمان مجاورت گردیده است. مزیت استفاده از روش حاضر در بکارگیری سلول‌های قارچ اصلاح شده با مواد قلیایی رسیدن به راندمان بالا با سرعت زیاد است، چنانچه در ۵ دقیقه اول مجاورت محلول فلزی و سلول‌های اصلاح شده، راندمان بالایی در حدود ۸۱ درصد بدست آمد که با شیب آهسته‌ای رو به افزایش بود. در فرایند جذب فلزات از پساب‌های صنعتی اولین فاکتور در دسترس بودن جاذب، ارزان قیمت و تجدید پذیر بودن آن و دومین فاکتور جذب اولیه سریع در زمان‌های مجاورت کوتاه مدت است که جاذب زیستی حاضر هر دو شرط اولیه را با بهترین راندمان مهیا ساخت. این روش با فرآیند جذب آسان و ظرفیت جذب زیستی بالا، یک روش جداسازی ساده و سازگار با محیط زیست برای حذف آلاینده‌های فلزی از سیستم‌های آبی، پساب صنایع آبکاری و سایر صنایع فلزی مبتنی بر استفاده از فلزات سنگین را ارائه می‌کند.

۵. تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منفعی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

۶- منابع

- Abdullahi, M., & Ibrahim, A.D. (2018). Bioaccumulation of lead (Pb), chromium (Cr) and cadmium (Cd) by *Aspergillus flavus* and *Fusarium oxysporum* isolated from tannery wastewater. *J. Environ. Toxicol. Public Heal*, 3, 18-24. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.1317538>
- Bertram, M., Graedel, T. E., Rechberger, H., & Spataro, S. (2002). The contemporary European copper cycle: waste management subsystem. *Ecological Economics*, 42(1-2), 43-57. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00100-3](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00100-3)
- Cárdenas González, J. F., Rodríguez Pérez, A. S., Vargas Morales, J. M., Martínez Juárez, V. M., Rodríguez, I. A., Cuello, C. M., ... & Muñoz Morales, A. (2019). Bioremoval of cobalt (II) from aqueous solution by three different and resistant fungal biomasses. *Bioinorganic Chemistry and Applications*, 2019(1), 8757149. <https://doi.org/10.1155/2019/8757149>
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 407-418. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- Harboul, K., Alouiz, I., Hammani, K., & El-Karkouri, A. (2022). Isotherm and kinetics modeling of biosorption and bioreduction of the Cr (VI) by *Brachybacterium paraconglomeratum* ER41. *Extremophiles*, 26(3), 30. <https://doi.org/10.1007/s00792-022-01278-9>
- Ho, Y. S., & McKay, G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, 34(5), 451-465. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(98\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5)
- Hu, J., Song, Z., Chen, L., Yang, H., Li, J., & Richards, R. (2010). Adsorption properties of MgO (111) nanoplates for the dye pollutants from wastewater. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 55(9), 3742-3748. <https://doi.org/10.1021/jc100274e>
- Ismail, B. S., Fariyah, K., & Khairiah, J. (2005). Bioaccumulation of heavy metals in vegetables from selected agricultural areas. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 74(2), 320-327. <https://doi.org/10.1007/s00128-004-0587-6>
- Kapoor, A., & Viraraghavan, T. (1997). Heavy metal biosorption sites in *Aspergillus niger*. *Bioresource Technology*, 61(3), 221-227. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00055-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00055-2)

- Kapoor, A., & Viraraghavan, T. (1998). Biosorption of heavy metals on *Aspergillus niger*: effect of pretreatment. *Bioresource Technology*, 63(2), 109-113. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00118-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00118-1)
- Kapoor, A., Viraraghavan, T., & Cullimore, D. R. (1999). Removal of heavy metals using the fungus *Aspergillus niger*. *Bioresource Technology*, 70(1), 95-104. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00192-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00192-8)
- Lawrence, K., Wang, J.T., Stephen, T.T., & Yung-Tse, H. (2010). Handbook of environmental engineering, environmental bioengineering, Springer, New York Dordrecht Heidelberg London.
- Malamis, S., Katsou, E., & Haralambous, K. J. (2011). Study of Ni (II), Cu (II), Pb (II), and Zn (II) removal using sludge and minerals followed by MF/UF. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218, 81-92. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0625-4>
- Mukhopadhyay, M., Noronha, S.B., & Suraishkumar, G.K. (2007). Kinetic modeling for the biosorption of copper by pretreated *Aspergillus niger* biomass. *Bioresource Technology*, 98(9), 1781-1787. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.06.025>
- Mukhopadhyay, M., Noronha, S. B., & Suraishkumar, G. K. (2008). Copper biosorption in a column of pretreated *Aspergillus niger* biomass. *Chemical Engineering Journal*, 144(3), 386-390. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.02.007>
- Noormohamadi, H. R., Fat'hi, M. R., Ghaedi, M., & Ghezalbash, G. R. (2019). Potentiality of white-rot fungi in biosorption of nickel and cadmium: modeling optimization and kinetics study. *Chemosphere* 216, 124–130. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.113>
- Papandreou, A., Stournaras, C. J., & Pnias, D. (2007). Copper and cadmium adsorption on pellets made from fired coal fly ash. *Journal of Hazardous Materials*, 148(3), 538-547. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.020>
- Rafiq, Z., Nazir, R., Shah, M. R., & Ali, S. (2014). Utilization of magnesium and zinc oxide nano-adsorbents as potential materials for treatment of copper electroplating industry wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 642-651. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.11.004>
- Rengaraj, S., Kim, Y., Joo, C. K., Choi, K., & Yi, J. (2004). Batch adsorptive removal of copper ions in aqueous solutions by ion exchange resins: 1200H and IRN97H. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 21, 187-194. <https://doi.org/10.1007/BF02705397>
- Roşca, M., Silva, B., Tavares, T., & Gavrilescu, M. (2023). Biosorption of hexavalent chromium by *Bacillus megaterium* and *Rhodotorula* sp. Inactivated Biomass. *Processes*, 11(1), 179. <https://doi.org/10.3390/pr11010179>
- Shah, S. S., Palmieri, M. C., Sponchiado, S. R. P., & Bevilaqua, D. (2020). Enhanced bio-recovery of aluminum from low-grade bauxite using adapted fungal strains. *Brazilian Journal of Microbiology*, 51, 1909-1918. <https://doi.org/10.1007/s42770-020-00342-w>
- Tsekova, K., Todorova, D., Dencheva, V., & Ganeva, S. (2010). Biosorption of copper (II) and cadmium (II) from aqueous solutions by free and immobilized biomass of *Aspergillus niger*. *Bioresource Technology*, 101(6), 1727-1731. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.012>
- Virolainen, S., Holopainen, O., Maliarik, M., & Sainio, T. (2019). Ion exchange purification of a silver nitrate electrolyte. *Minerals Engineering*, 132, 175-182. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2018.12.020>
- Wang, J. Y., Cui, H., Cui, C. W., & Xing, D. F. (2016). Biosorption of copper (II) from aqueous solutions by *Aspergillus niger*-treated rice straw. *Ecological Engineering*, 95, 793-799. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.019>
- Wang, J. Y., & Cui, C. W. (2017). Characterization of the biosorption properties of dormant spores of *Aspergillus niger*: a potential breakthrough agent for removing Cu²⁺ from contaminated water. *RSC advances*, 7(23), 14069-14077. <https://doi.org/10.1039/c6ra28694a>
- Zhen, Y., Wang, M., Gu, Y., Yu, X., Shahzad, K., Xu, J., ... & Loo, J. J. (2021). Biosorption of copper in swine manure using *Aspergillus* and yeast: characterization and its microbial diversity study. *Frontiers in Microbiology*, 12, 687533. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.687533>



Analyzing networks of influence and information exchange in water governance system; case study of Zayandeh-Rud river basin in Isfahan province

Esmaeel Zakeri Mahabadi¹, Mohammad Reza Yazdani Zazerani^{2*}, Hannaneh Mohammadi Kangarani³

1 Ph.D of Public Policy, Water Study Research Center, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran.

2 Mohammad Reza Yazdani Zazerani¹, Assistant Professor of Political Science Department, Water Study Research Center, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran.

3 Associate professor of Forestry Department, Faculty of Forest Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran.

Corresponding Author email: yazdani.mrz@khuisf.ac.ir

© The Author(s) 2024

Received: 08 Jan 2024

Accepted: 01 Jun 2024

Published: 14 Jul 2024

Abstract

The water crisis is one of the most serious challenges of this century, and the Zayandeh-Rud river basin, as a closed basin with low rainfall, has faced the challenge of water resources management with time; this challenge is deepening and spreading to other social areas. For this reason, the current research aims to identify the causes and the dimensions of the crisis by focusing on the geography of Isfahan province from the perspective of the water governance network. In this research, the activists of the mentioned basin formed the target society by developing a researcher-made questionnaire, collecting the required information from 76 subjects as a sample population, and the networks of information exchange and influence on the water issue have been studied. The subjects who participated in this research were randomly selected, with an emphasis on obtaining the opinions of 21 different groups of beneficiaries identified in this basin that constitute the target society. These results were then analyzed using UCINET software and two indicators of value components and structural position. The findings of the research indicate that the mentioned networks are not the result of the opinions of the beneficiaries and the provider of their interests, and the effectiveness and exchange of information are not based on the capacity and position of the organized actors, which, as a result, shows the malfunctioning of these networks.

Keywords: Network analysis, Policy making, Water governance, Zayandeh-Rud river basin



تحلیل کارکرد شبکه‌های تاثیرگذاری و تبادل اطلاعات در نظام حکمرانی آب؛ مطالعه موردی حوضه زاینده‌رود در استان اصفهان

اسماعیل ذاکری مهابادی^۱، محمدرضا یزدانی زازانی^{۲*}، حنا محمدی کنگرانی^۳

۱. دانش آموخته رشته سیاستگذاری عمومی، مرکز تحقیقات مطالعات آب، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران.

۲. استادیار گروه علوم سیاسی، مرکز تحقیقات مطالعات آب، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران.

۳. دانشیار گروه جنگلداری، دانشکده علوم جنگل، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران.

ایمیل نویسنده مسئول: yazdani.mrz@khuisf.ac.ir

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۳/۰۴/۲۴

پذیرش: ۱۴۰۳/۰۳/۱۲

دریافت: ۱۴۰۲/۱۰/۱۸

چکیده

بحران آب یکی از جدی‌ترین چالش‌های قرن حاضر است و حوضه زاینده‌رود نیز به عنوان حوضه‌ای بسته و کم بارش، با چالش مدیریت منابع آب مواجه شده که با گذشت زمان، این چالش در حال تعمیق و تسری به سایر حوزه‌های اجتماعی قرار گرفته است. به همین علت، پژوهش حاضر با هدف شناسایی علل بحران با تمرکز بر جغرافیای استان اصفهان از منظر شبکه حکمرانی آب، به بررسی ابعاد بحران پرداخته است. در این پژوهش که کنشگران حوضه مذکور، جامعه هدف آن را تشکیل می‌دادند، با تدوین پرسشنامه محقق‌ساخته، جمع‌آوری اطلاعات مورد نیاز، از ۷۶ نفر از آزمودنی‌ها انجام و شبکه‌های تبادل اطلاعات و تاثیرگذاری بر مسئله آب مورد مطالعه قرار گرفته است. مشارکت‌کنندگان در پژوهش، بصورت تصادفی و با تاکید بر جلب آراء گروه‌های ۲۱ گانه از ذینفعان شناسایی شده در این حوضه که جامعه هدف را تشکیل می‌دهند، انتخاب شدند. این نتایج سپس با استفاده از نرم‌افزار UCINET و دو شاخص مولفه‌های ارزشی و جایگاه ساختاری مورد تحلیل قرار گرفته است. یافته‌های پژوهش حاکی از آن است که شبکه‌های مذکور، برآیندی از نظرات ذینفعان و تامین‌کننده منافع ایشان نبوده و تاثیرگذاری و تبادل اطلاعات، بر اساس ظرفیت و جایگاه کنشگران سازمان‌نیافته است که در نتیجه نشان‌دهنده کژکارکردی این شبکه‌ها می‌باشد.

کلمات کلیدی: سیاستگذاری، حکمرانی آب، تحلیل شبکه‌ای، حوضه زاینده‌رود

۱- مقدمه

آب به عنوان عنصری حیات بخش که جایگزینی برای آن در طبیعت وجود ندارد، نقش مهمی در عطف فعالیت‌های بشری به خود داشته است. بررسی‌های بین‌المللی نشان می‌دهد مصرف آب طی صد سال گذشته شش برابر افزایش یافته و سالانه حدود یک درصد به آن افزوده خواهد شد (UNESCO, 2020). شاید همین اهمیت روزافزون بوده که موجب شده تا برخی از صاحب‌نظران جهان از گمان به یقین برسند که نحوه استفاده از منابع آب و چگونگی تقسیم آن یکی از عوامل بروز جنگ‌ها در اقصی نقاط جهان خواهد بود. چندین اجلاس و اجلاس بین‌المللی از جمله استکهلم (۱۹۷۲)، ماردل پلاتا (۱۹۷۷)، ریودوژانیرو (۱۹۹۲)، کیوتو (۱۹۹۷)، ژوهانسبورگ (۲۰۰۲)، ترکیه (۲۰۰۹)، ماری (۲۰۱۲) و وین (۲۰۱۴) همگی درباره مدیریت آب و توسعه پایدار، تأکیدی بر وجود نگرش ویژه به موضوع مدیریت آب است؛ که در آن‌ها به اشکال مختلف، ایجاد ارتباط قوی‌تر و عزم سیاستمداران و تصمیم‌گیران در سازمان‌دهی سامانه‌های مدیریت منابع آب را مورد تأکید قرار گرفته‌اند (Valisamani & Morid Nejad, 2016). این شرایط به منزله تفوق جوانب اجتماعی مسئله آب بر جوانب فنی-مهندسی بوده و نتیجه این افزایش حساسیت، سوق یافتن پژوهش‌های اجتماعی به عرصه‌های اجرایی به‌منظور کاستن از تنش‌های آب‌پایه و پاسخ به این سؤال خواهد بود که به‌راستی علت یا علل بروز این بحران در مدیریت منابع آب چیست؟ و راهکار حل آن چگونه حاصل می‌شود؟ برخی از صاحب‌نظران با ایجاد ارتباط بین کمبود منابع آب شیرین و تهدید امنیت ملی به‌ویژه در منطقه خاورمیانه که در زمینه مدیریت آب و نزولات جوی از وضعیت مناسبی برخوردار نیست، معتقدند که کمبود منابع آب شیرین، تنش و تهدید امنیت ملی در کشورهای منطقه خلیج فارس را تشدید کرده است (Sadeghi, 2016). سازمان ملل نیز آینده کشاورزی و معیشت وابسته به اکوسیستم را در معرض خطر، ارزیابی نموده است (Mueller et.al., 2021) که به منزله تهدید امنیت غذایی بخش‌های گسترده‌ای از جهان خواهد بود. تمامی این تعاریف مؤید تأثیر مدیریت منابع آب بر طیف گسترده‌ای از موضوعات عمومی و اتخاذ سیاست‌های مناسب در این زمینه است.

در شرایط کنونی منابع آب ایران نیز در شرایط بحران قرار گرفته است و تقریباً تمامی کارشناسان بر وجود بحران آب و آثار آن مانند کاهش سطح آب سفره‌های زیرزمینی، کاهش نزولات جوی و آب‌های سطحی، خشک شدن رودخانه‌ها و تالاب‌ها و پوشش گیاهی، آسیب‌های زیست‌محیطی، کاهش سطح کیفی آب و افزایش آلاینده‌ها و غیره اجماع دارند که حاکی از لزوم توجه ویژه به مسئله حکمرانی آب است. اگر بحران را با دیدی کوتاه یا میان‌مدت مورد بررسی قرار دهیم می‌توان آن را به شرایطی تعبیر نمود که امکان ایجاد شرایط تنش اجتماعی - سیاسی در سطوح محلی و منطقه‌ای را به دلیل برآورده نشدن نیازهای آبی یا به دلیل پیامدهای حاصل بر تغییرات در کمیت، کیفیت و توزیع منابع آب، به دنبال خواهد داشت؛ اما بحران در معنای وسیع و گسترده‌تر زمانی رخ می‌دهد که به دلیل تغییرات مذکور، روند توسعه درازمدت کشور برای پاسخ به نیازهای آبی با اخلال مواجه شده و روند کلی توسعه را به تعویق اندازد (Babran, 2008).

۱-۱- پیشینه پژوهش

حوضه بسته و خشک زاینده‌رود نیز یکی از محدوده‌های جغرافیایی است که به شدت، تحت تأثیر بحران کم‌آبی قرار گرفته است. این بحران دارای سابقه بوده و تلاش‌هایی که در گذشته برای ساماندهی مصرف آب (طومار شیخ بهائی) و حتی انتقال آب در دوران صفویه (Stack, 2008). صورت گرفته، نشانه‌هایی از ریشه‌دار بودن بحران منابع آب و اهمیت مدیریت آن است که مورد ذیل، از جمله تلاش‌های صورت گرفته در این موضوع و طی سال‌های اخیر، بوده است.

Nabiafjadi & Sharifzadeh, (2023) در پژوهش «ارزیابی عملکرد حکمرانی آب در زیر حوضه‌های زاینده‌رود: تحلیل مقایسه‌ای زیرحوضه‌های اصفهان و چهارمحال و بختیاری» به بررسی چگونگی عملکرد حکمرانی آب در دو زیر حوضه زاینده‌رود

یعنی اصفهان و چهارمحال پرداخته و ظرفیت این دو زیر حوضه را برای مقابله با چالش‌ها، با توجه به حکمرانی نامطلوب آب، پایین ارزیابی نموده‌اند. این پژوهش با تقلیل حکمرانی آب به سطح استان‌ها بر این اعتقاد است که تفکیک حوضه زاینده‌رود موجب ناهماهنگی، موازی‌کاری و در نتیجه کاهش تاب‌آوری شده است.

Tohidi et al. (2022) در پژوهش مساله آب و شکل‌گیری تعادل سیاسی-اجتماعی در توسعه جامعه ایرانی (مورد مطالعه نظام مدیریت آب در حوضه زاینده‌رود) بر این باور می‌باشند که قرار گرفتن دو رویکرد سیاسی و اجتماعی در کنار یکدیگر سبب بروز الگویی از تعادل سیاسی-اجتماعی جامعه ایرانی گردیده که کنترل جامعه و حکومت و نیز مناسبات تولید و توسعه، از ویژگی‌های آن است. نویسندگان بر این باورند که عدم تعادل در این دو بخش می‌تواند جامعه را به استبداد سیاسی و یا انقلاب اجتماعی سوق دهد. ایشان تنش‌ها و اعتراضات رخ داده در حوضه زاینده‌رود را ناشی از عدم تعادل بین بخش‌های مذکور دانسته و ارتقاء مشارکت از سطح بهره‌برداری به سطوح سیاست‌گذاری و تصمیم‌سازی‌های کلان را به عنوان راهکار بازگرداندن تعادل به این حوضه معرفی می‌نمایند.

Esmaili (2020) در پژوهش «بحران تامین آب در حوضه آبریز زاینده‌رود؛ مسائل سیاسی و اجتماعی و راهکارهایی برای مدیریت آن (مطالعه موردی: اعتراضات سال‌های ۱۳۸۹ تا ۱۳۹۲)» به بررسی چرایی بروز بحران در مدیریت منابع آب و تاثیر آن بر بروز نارضایتی‌های اجتماعی به محوریت کشاورزان پرداخت و نتیجه گرفت که تهیه طرح آمایش سرزمین، ایجاد مدیریت واحد حوضه زاینده‌رود و تشکیل شورای برنامه‌ریزی آب بین استان‌ها، اصلاح الگوی کشت، اجرای طرح‌های انتقال آب، جلوگیری از بارگذاری‌های جدید و استفاده از فناوری‌های نوین در شیرین‌سازی آب، از جمله راه‌های جلوگیری از تنش‌های اجتماعی با موضوع آب در این حوضه است.

Talebi Somehsaraie et al. (2019) در پژوهش «جامعه‌شناسی یک بحران؛ آسیب‌شناسی اجتماعی بحران آب در حوضه زاینده‌رود» با استفاده از مفهوم شکاف حکمرانی آب، چرایی بحران در زاینده‌رود را مورد بررسی قرارداد و آن را به علت شکاف‌های اجرایی، هدف‌گذاری، سیاستی، اطلاعاتی، ظرفیتی، سرمایه‌گذاری و مسئولیت‌پذیری معرفی نمود.

Hatami & Nourbakhsh (2019) در پژوهش «بازسازی معنایی بحران آب در شرق اصفهان بر اساس نظریه زمینه‌ای» با استفاده از نظریه زمینه‌ای، درک معنایی بحران آب نزد کشاورزان سه شهر زیار، اژیه و ورزنه، از شهرهای شرقی شهرستان اصفهان را بررسی نموده و به این نتیجه رسیدند که بحران آب از منظر کشاورزان شهرهای مذکور در پیوند مستقیمی با «حکمرانی غلط آب» که نتیجه عملکرد انحصاری دولت می‌باشد، قرار دارد.

Yadegari et al. (2018) در پژوهش «تحلیل نهادی ساختار حکمرانی آب در ایران: مطالعه حوضه زاینده‌رود» با تقسیم نهاد آب به سه مولفه قوانین، سیاست‌ها و مدیریت سازمانی به بررسی ساختار نهادی برای مقابله با کمبود آب پرداخته و اینگونه نتیجه گرفتند که از بین مولفه‌های مذکور، اثربخشی مدیریت سازمانی و اداری بخش آب بیش‌تر از اثربخشی قوانین و سیاست‌های بخش آب بوده است.

Yousefi et al. (2017) در پژوهش «پایداری نظام‌های حکمرانی آب حوزه زاینده‌رود در گذر توسعه»، پایداری نظام حکمرانی آب در حوضه زاینده‌رود را در بازه زمانی قبل و بعد از ملی شدن آب مورد بررسی قرار داده و نتیجه گرفتند که اصول هشت-گانه عدالت، اثربخشی و بازدهی، شفافیت، مسئولیت‌پذیری، پاسخ‌دهی، انسجام، مشارکت و حاکمیت قانون از دلایل پایداری نظام سستی آب در این حوزه بوده است که هم اکنون در وضعیت مطلوبی قرار ندارند.

همان گونه که ملاحظه می‌شود، هریک از پژوهش‌های مذکور، از منظر خاصی به غیر از منظر تحلیل شبکه‌ای، به مسئله مدیریت منابع آب در این حوضه پرداخته‌اند. تحلیل شبکه‌ای، به عنوان یک ابزار نوین تحلیل که سیاست را حاصل و برونداد فعالیت شبکه‌ها می‌داند، نگاه جامعی به مسئله ایجاد می‌نماید. از آنجایی که این نگاه با تکیه بر ظرفیت‌های تمام بخش‌های یک شبکه

سیاستی برقرار و دنبال می‌شود، می‌توان نگاه دقیق و همه جانبه را از ویژگی‌های بارز آن دانست. به همین علت، با توجه به نقش تبادل اطلاعات و تلاش‌های هریک از ذینفعان برای ایفاء نقش تاثیرگذار بر کیفیت مدیریت منابع آب، سوال اصلی در پژوهش حاضر این است که «دو شبکه تبادل اطلاعات و تاثیرگذاری، چه تاثیری بر کلیت نظام حکمرانی آب در حوضه زاینده-رود دارند؟»

۱-۲- چارچوب نظری: حکمرانی شبکه‌ای

یکی از مفاهیمی که قادر به بررسی و تبیین مسئله در حوضه زاینده‌رود است، مفهوم حکمرانی است. در حال حاضر در ادبیات مربوط به مدیریت آب، استفاده از اصطلاح حکمرانی با کاربرد جدید و با هدف فاصله‌گذاری میان فعل «حکمرانی»^۱ از فاعل نوعی آن یعنی «حکومت»^۲ انجام می‌پذیرد. در این کاربرد، مسئولیت حکمرانی فراتر از حکومت یا دولت مدنظر است تا جایگاه بخش خصوصی و نهادهای اجتماعی نیز در بررسی‌ها و برنامه‌ریزی‌ها به صراحت مشخص و رابطه تکمیلی میان آن‌ها اعتلا پیدا کند. با چنین تأکیدی در مباحث حکمرانی، بر چگونگی تنظیم رابطه دولت با بخش خصوصی و نهادهای اجتماعی در مسیر ایجاد و کسب اقتدار لازم برای انجام تصمیمات راهبردی جامعه تأکید می‌شود. به عبارتی دیگر پژوهشگران «با تفکیک حوزه‌های مختلف دولت و تمایز میان بخش خصوصی و دولتی و تمایز میان دولت و جامعه مدنی، سعی در تغییر ساختار سنتی قدرت و وزن دهی بیشتر به نهادهای موازی دولت در تصمیم‌گیری‌ها و سیاست‌گذاری‌ها دارند (Yazdani Zazerani, 2012).

در یک برداشت کلی «حکمرانی آب» به کلیت نظام‌هایی اطلاق می‌شود که در تصمیم‌گیری درباره توسعه و مدیریت منابع آب دخیل هستند. نقطه تمرکز ادبیات حکمرانی آب بحث راه و روش تصمیم‌گیری درباره آب است. (چگونه، به دست چه کسی و تحت چه شرایطی) لذا هم طریقه‌ای که تصمیمات درباره تخصیص و تنظیم آب گرفته می‌شود و هم نهادهای رسمی و غیررسمی که توسط آن‌ها اختیارات اعمال می‌شود موضوع تحلیل هستند. بر این اساس «حکمرانی آب مجموعه‌ای از سیستم‌های سیاسی، اجتماعی، اقتصادی و اجرایی موجود است که توسعه و مدیریت منابع آب و ارائه خدمات آب در سطوح مختلف جامعه را تنظیم می‌نماید.» (Rogers & Hall, 2003).

«حکمرانی آب» ماهیتاً فرایندی سیاسی است، بدین معنا که برای برقراری توازن میان منافع رقیب درباره اینکه چه کسی مستحق چه خدماتی است، چگونه خدمات فراهم شوند، چه کسی پرداخت کند و چگونه میان منافع رقیب توازن برقرار شود و نیز تصمیمات درباره نحوه حفاظت از منابع آب مستلزم انتخاب سیاسی است. نظام‌های حکمرانی آب معمولاً بازتاب واقعیات سیاسی در سطوح ملی، استانی و محلی هستند. بنابراین بحث کاملاً جداگانه حکمرانی آب از حکمرانی جامعه ناممکن است. به عبارتی «روند رو به افزایش ارتباطات افقی در جامعه، کشورها را به سوی جوامع شبکه‌ای با شاخصه‌های وابستگی متقابل سوق داده است. حکمرانی شبکه‌ای، سیاست را به‌عنوان نتیجه فرایند اداره کردن می‌داند که دیگر کاملاً توسط حکومت صورت نمی‌پذیرد.» (Khajeh Naieni, 2016).

حکمرانی شبکه‌ای که پاسخی به پیچیدگی روز افزون جوامع است، افراد، سازمان‌ها و... را به عنوان عضوی از یک مجموعه بزرگتر در نظر می‌گیرد که ارتباطات بین آن‌ها، موضوع تحلیل و بررسی است. حکمرانی شبکه‌ای ویژگی‌هایی چون شکسته شدن ساختار سلسله‌مراتبی حکمرانی، ایجاد تغییر در مفهوم سیاست، خودکار بودن نظام‌مند و بالا بودن ظرفیت حل مسائل عمومی را با خود به همراه دارد. در چارچوب حکمرانی شبکه‌ای پذیرفته شده است که سیاست‌های عمومی دیگر تنها به وسیله حکومت تدوین نمی‌شوند، بلکه شبکه‌ای از ارتباطات میان سیاستمداران، دیوان سالارها، شرکت‌های خصوصی، گروه‌های فشار و شهروندان تعیین‌کننده ماهیت آن‌ها خواهند بود (Khajeh Naeni, 2014).

¹ Governance

² Government

در عالم واقعیت، کنشگری، محدود به شبکه‌های رسمی نیست و تلاش‌هایی که برای تبادل اطلاعات و تاثیرگذاری بر کلیت حکمرانی آب در این حوضه توسط ذینفعان صورت گرفته، از مصادیق شبکه‌های غیررسمی استقرار یافته با موضوع حکمرانی آب هستند که ماهیت سیاست‌ها را تحت تاثیر خود قرار خواهند داد. به همین علت، با انتخاب این چارچوب و گسترش افق تحلیل به جنبه‌های غیررسمی، رفتار هر یک از کنشگران، بیش از پیش ماهیت و چگونگی حکمرانی آب را تبیین خواهد نمود.

۲- روش کار

قاعده کلی در رهیافت شبکه‌ای این است که در ابتدای امر باید ویژگی‌های روابط میان و درون واحدها و نه ویژگی‌های خود واحدها مورد بررسی قرار گیرند. در واقع این یک رهیافت رابطه‌ای می‌باشد. در علوم اجتماعی و ارتباطات این واحدها می‌توانند افراد، گروه‌ها، سازمان‌ها و یا جوامع باشند (Mohammadi Kangarani & Rafsanjani Nezhad, 2015). ساختار کلی یک شبکه از همپوشانی و اتصال مولفه‌های کوچک‌تر شکل می‌گیرد. از این رو رویکردهایی که نگرش پایین به بالا دارند، در فرآیندهای پویایی که کنشگرها از طریق آن‌ها شبکه‌ها را می‌سازند، توجه دارند (Hanneman & Riddle, 2005). استفاده از روش تحلیل شبکه‌ای می‌تواند به ارزیابی رابطه بهینه (الگوهای سازمان‌های اجتماعی) کمک نماید، که این خود سرمایه اجتماعی و در نتیجه توانایی حکمرانی را به حداکثر خواهد رساند (Huppé et al., 2012).

پژوهش حاضر از نظر ماهیت کاربردی و از نظر روش، ترکیبی از روش کیفی و کمی می‌باشد. به این معنی که در ابتدا و با مطالعه اسناد و استفاده از نظرات سایر کارشناسان، کنشگران این حوضه در ۲۱ گروه^۳ شناسایی گردید (جدول ۱). ابزار تجزیه و تحلیل پژوهش حاضر که با استفاده از نرم‌افزار UCINET انجام شده است، مبتنی بر رویکرد «تحلیل شبکه‌ای» است؛ زیرا شبکه‌ها به طور فزاینده‌ای در حال تبدیل شدن به مفهومی مهم در فهم مدیریت امور عمومی هستند (O'Toole, 1997).

برای این منظور، ابتدا پرسشنامه لازم برای جمع‌آوری داده طراحی گردیده است. از آنجایی که تمام ذینفعان و کنشگران حوضه زاینده‌رود، به مثابه یک گروه^۳ در شبکه حکمرانی آب زاینده‌رود در نظر گرفته می‌شوند و شناسایی یک شبکه، مستلزم شناخت نظرات و منافع تعداد بیش‌تری از کنشگران است، سعی شد تا مشارکت‌کنندگان در پژوهش بر اساس تنوع گروه‌های مذکور و بصورت هدفمند انتخاب شوند. این مزیت کمک نمود تا ضمن اطمینان از داده‌های جمع‌آوری شده، شبکه شناسایی شده، انطباق بیشتری با واقعیت موجود داشته باشد. به همین علت، نظرات ۷۶ نفر از کنشگران، طی دو مرحله و با استفاده از پرسشنامه ساخته محقق، جمع‌آوری شد. به عنوان مثال، در این مرحله، با ارائه پرسشنامه به یک شخصیت علمی، مقام قضائی، نماینده مجلس و... نظرات ایشان بصورت مستقل و بدون اطلاع از وضعیت و نظرات سایر مشارکت‌کنندگان، جلب شد. نظر هریک از مشارکت‌کنندگان، حاوی امتیازاتی است که در طیف مشخصی از صفر تا ۲۰، به سایر کنشگران تعلق خواهد گرفت.

در مرحله اول، داده‌ها جمع‌آوری و در مرحله بعد، با استفاده از نرم‌افزار، تحلیل انجام شد. به عنوان مثال، تا جایی که مربوط به کمیت پژوهش می‌شد، نظر چند شخصیت مذهبی در مناطق مختلفی از جغرافیای پژوهش و در غالب پرسشنامه، جمع‌آوری گردید، اما با توجه به کیفی بودن پژوهش، داده‌های جمع‌آوری شده برای نرم‌افزار تعریف شد و در صورت معنی‌دار بودن این داده‌ها در ترسیم شبکه نهایی، پژوهش ادامه یافت. علاوه بر این، چنانچه این مشارکت‌کنندگان، اولویت خاصی را در تبادل اطلاعات معرفی نمودند، چرایی این تفوق مورد سوال واقع شد تا از آن در ارائه تحلیل‌های پژوهش، استفاده شود و مبتنی بر واقعیات موجود گردد. علاوه بر این، نرم‌افزار، تحلیل کیفی داده را تسهیل نمود زیرا یک کنشگر ممکن است از همسانی رفتار خود با کنشگر دیگر، اطلاع نداشته باشد. اما نرم‌افزار با شناسایی نوع رفتارها، این همسانی و هم‌راستایی را مورد شناسایی قرار داد. در این شرایط دو کنشگر، در حالی دارای رفتار مشابه شناخته می‌شوند که هیچ ارتباط از پیش تعیین شده‌ای بین ایشان وجود نداشته و صرفاً دارای تشابه رفتاری هستند.

^۳ Node

جدول ۱- کنشگران شناسایی شده (به ترتیب الفباء)

Table 1. Enumerated activists (in alphabetical order)

ردیف	گروه کنشگران	ردیف	گروه کنشگران	ردیف	گروه کنشگران
۱	اساتید و شخصیت‌های علمی و دانشگاهی	۸	صدا و سیما	۱۵	نیروی انتظامی
۲	سازمان برنامه و بودجه	۹	صنایع و کارخانجات	۱۶	وزارت اطلاعات
۳	سازمان جنگلها مراتع و آبخیزداری	۱۰	قوه قضائیه	۱۷	وزارت جهاد کشاورزی
۴	سازمان حفاظت از محیط زیست	۱۱	کشاورزان و صنف کشاورزی	۱۸	وزارت صمت (صنعت معدن و تجارت)
۵	سازمان‌های مردم نهاد NGO	۱۲	مشاوران و پیمانکاران	۱۹	وزارت کشور (استانداری و فرمانداری)
۶	شخصیت‌های مذهبی (ائمه جمعه و روحانیون)	۱۳	نمایندگان مجلس	۲۰	وزارت میراث فرهنگی گردشگری و صنایع دستی
۷	شورای عالی آب	۱۴	نهاد ریاست جمهوری	۲۱	وزارت نیرو

داده‌های حاصل از پرسشنامه، با استفاده از دو شاخص «مولفه‌های ارزشی»^۴ و «جایگاه ساختاری»^۵ از رویکرد مذکور، برای شناسایی شبکه تبادل اطلاعات و شبکه تاثیرگذاری، مورد استفاده قرار گرفت. شاخص‌های مذکور، دو امکان نرم‌افزاری است که با وارد نمودن داده‌ها در نرم‌افزار، تحلیل آن‌ها را ممکن می‌سازند. به عنوان مثال، برای استفاده از شاخص مولفه‌های ارزشی، پس از وارد کردن داده‌ها در سیستم و اعمال این شاخصه، نرم‌افزار، کنشگران را بدون توجه به ارتباط درونی‌شان و صرفاً بر اساس نوع رفتاری که از خود بروز داده‌اند، دسته‌بندی می‌کند. قرار داشتن کنشگران در یک دسته، به معنای تبعیت از الگوی مشابه رفتاری می‌باشد. بدیهی است در این روش، هیچ یک از کنشگران از اولویت دیگری اطلاع نداشته اما نتایج آن‌ها با یکدیگر مرتبط است.

اما «زمانی که داده‌های مربوط به روابط ارزشی، یعنی راجع به قدرت و جهت ارتباط باشند و نه صرفاً حضور یا غیاب آن، معیار همبستگی شباهت (جایگاه ساختاری) بسیار کارآمد است. این شاخص نیز از دیگر امکانات نرم‌افزاری است که پس از دریافت داده‌ها، خروجی را در قالب یک ماتریس از اعداد با دامنه ۱- تا ۱+، جایگاه و اهمیت یک کنشگر در کلیت نظام مسئله را از منظر سایر کنشگران، ترسیم می‌کند. ابعاد این ماتریس وابسته به گروه‌های ۲۱ گانه‌ای است که قبلاً شناسایی شده‌اند که در پژوهش حاضر، به دلیل شناسایی گروه‌های ۲۱ گانه از کنشگران، ابعاد ماتریس، ۲۱*۲۱ خواهد بود و هر عضو نسبت به خود و سایرین، نظر خواهد داد. دامنه تغییر همبستگی‌های پیرسون از ۱- (یعنی حالتی که دو کنشگر روابط کاملاً متضادی دارند) تا صفر (۰) (یعنی حالتی که اطلاع از وجود رابطه‌ی یکی از دو کنشگر با کنشگر سوم، هیچ کمکی به فهم چگونگی رابطه کنشگر دیگر با کنشگر سوم نمی‌کند) تا ۱+ (یعنی حالتی که دو کنشگر همیشه روابط کاملاً یکسانی با سایر کنشگرها

⁴ Valued Component

⁵ Similarity Matrix

دارند که همان حالت هم‌ارزی ساختاری کامل است) می‌شود (Hanneman & Riddle, 2005). به عبارتی ساده‌تر، در شاخص جایگاه ساختاری، یک کنشگر نشان می‌دهد که تقویت یا تضعیف جایگاه خویش را تا چه میزان، منوط به تقویت یا تضعیف جایگاه دیگری می‌داند.

به همین علت در تحلیل شبکه تبادل اطلاعات از مولفه‌های ارزشی و در تحلیل شبکه تاثیرگذاری از شاخص جایگاه ساختاری، استفاده شده است. در پایان نیز با استفاده از نرم‌افزار NETDROW نمای کلی شبکه ترسیم شده است. تمامی مراحل پژوهش با نظارت اساتید آشنا به روش تحلیل شبکه انجام شد.

۳- نتایج و بحث

یافته‌های حاصل از پژوهش، با استفاده از دو شاخص مولفه‌های ارزشی و جایگاه ساختاری در نرم‌افزار UCINET مورد تحلیل قرار گرفت. از آنجایی که شاخص مولفه‌های ارزشی، کنشگران را بر اساس نوع رفتار و بدون توجه به ارتباط درونی آن‌ها مورد بررسی قرار می‌دهد و صرفاً رفتار اعضای شبکه مورد مطالعه در زمینه تبادل اطلاعات، اهمیت داشته، این شاخص برای تحلیل شبکه تبادل اطلاعات، به عنوان پیش‌نیازی برای اتخاذ تصمیمات بهینه، مورد استفاده قرار گرفت تا قابلیت مطالعه و دسته‌بندی کنشگران بر اساس نوع رفتار ایشان بهتر فراهم شود و در مقابل، زمانی که جایگاه و نقش یک کنشگر در ساختار کلی مسئله یا شبکه‌ای از روابط کنشگران و در ارتباط با سایر کنشگران مطرح بوده از شاخص جایگاه ساختاری استفاده شد تا امکان تحلیل وضعیت موجود از منظر هر یک از کنشگران شبکه مورد مطالعه، فراهم گردد.

۳-۱- شبکه تبادل اطلاعات از منظر مولفه‌های ارزشی

تصمیمات در خلاء اتخاذ نمی‌شوند. چنانچه مقرر است تصمیمی اتخاذ شود، سیاستگذار نیازمند جلب نظر ذی‌نفعان است و این همان چیزی است که به عنوان یک ضرورت، شبکه تبادل اطلاعات را شکل می‌دهد. در این شبکه، نیازمندی‌ها یا تقاضاها، الزامات و ضرورت‌ها، امکانات و محدودیت‌ها و... به شیوه‌ای هدفمند منتقل شده و سیاست‌های بهینه که حتی امکان اصلاح انگاره‌ها را نیز فراهم خواهد نمود، اتخاذ می‌گردد. بر همین اساس، شبکه تبادل اطلاعات در جغرافیای پژوهش، مورد بررسی و تحلیل قرار گرفت که نتایج آن در جدول (۲) درج شده است.

جدول ۲- دسته‌بندی کنشگران در شبکه تبادل اطلاعات (منبع: یافته‌های پژوهش)

Table 2. Classification of activists in the information exchange network

کنشگران شبکه تبادل اطلاعات	سطح	استان
چهره‌های علمی برنامه و بودجه، محیط زیست، سمن‌ها، شخصیت‌های مذهبی، شورای عالی آب، صداوسیما، مشاوران و پیمانکاران، نهاد ریاست جمهوری، نیروی انتظامی، وزارت اطلاعات، جهاد کشاورزی، وزارت صمت، وزارت کشور، وزارت میراث فرهنگی	اول	اصفهان
کشاورزان و صنف	دوم	
سازمان جنگل‌ها (منابع طبیعی)	سوم	
وزارت نیرو	چهارم	
نمایندگان، قوه قضائیه و صنایع و کارخانجات	پنجم	

تحلیل نتایج نشان می‌دهد که کنشگران شبکه تبادل اطلاعات، قابلیت بررسی در شش دسته را داشته‌اند. در مرحله اول چهره‌های علمی برنامه و بودجه، محیط زیست، سمن‌ها، شخصیت‌های مذهبی، شورای عالی آب، صدا و سیما، مشاوران و

پیمانکاران، نهاد ریاست جمهوری، نیروی انتظامی، وزارت اطلاعات، جهاد کشاورزی، وزارت کشور و میزات فرهنگی قرار دارند. کنشگرانی که در این دسته از حیث فعالیت در شبکه اطلاعات، مشابه تشخیص داده شدند، نهادهایی با کارویژه‌ها و مسئولیت‌های متفاوت هستند که قرار گرفتن ایشان در کنار هم، نشانه کژکارکردی شبکه تبادل اطلاعات است. هرچند بخشی از این کژکارکردی را می‌توان به پنهان‌کاری کنشگران در دریافت یا ارائه اطلاعات مربوط دانست اما بخش دیگری از ساختار این شبکه به تبادل شبه اطلاعات مربوط می‌شود. گذشته از این، برخی از کنشگرانی که در این گروه قرار گرفته‌اند مانند نهاد ریاست جمهوری، شورای عالی آب، سازمان برنامه و بودجه و... با عدم تعریف راهکارهای دستیابی به اطلاعات عموم کنشگران، حضور حداقلی در تبادل اطلاعات داشته و شاخصه اصلی این دسته را در سطح نازل و حداقلی از تبادل اطلاعات، تعریف می‌نماید.

در مرحله بعد کشاورزان و صنف کشاورزان قرار دارد که احتمالاً رفتار آن‌ها در ارائه اطلاعات بصورت یک‌سویه، موجب دسته‌بندی انحصاری شده است. کشاورزان در تشریح وضعیت از منظر خویش و بیان خواسته‌هایشان اصرار داشته و به همین منظور بصورتی مداوم، مبادرت به مکاتبه، مراجعه، تجمع و... نموده‌اند. کثرت نفرات، فراقیت از تقیدات اداری و البته وخامت شرایط معیشتی، موجب شده تا تلاش منحصر به فردی را در راستای آنچه که آگاهی بخشی و اطلاع‌رسانی نامیده می‌شود از این کنشگران شاهد باشیم و به همین علت نیز وضعیت ایشان در شرایط خاصی در شبکه تبادل اطلاعات تعریف شده است. گروه دیگری از کنشگران که رفتار مشابه‌ای از خود بروز داده‌اند، شامل نمایندگان، قوه قضائیه و صنایع هستند. فصل مشترک این گروه قانون است. نمایندگان تلاش خود را معطوف به وضع قانون نموده و قوه قضائیه قوانین موضوعه را "خط‌کش" قرار داده است. اما قرار گرفتن صنایع در این دسته، بیشتر به دلیل جایگاهی است که در "تابلوی مصارف حوضه" به عنوان یک قانون و سند داشته است. هرچند شرب از اولویت بیشتری نسبت به صنعت برخوردار است، اما تاثیر ناشی از سازمان یافتگی و اشتغال‌آفرینی صنایع، یا به عبارتی دیگر وزین و حتی فراحوضه‌ای بودن صنایع، بویژه در شرایط ضعف سازمان‌های مردم‌نهاد، موجب بروز این تشابه رفتاری شده است. به عبارتی ساده‌تر، تلاش معطوف به وضع قانون (بدون توجه به مقدمات لازم در ارتباط گسترده با طیف گسترده‌تری از کنشگران) و اجرای آن (بدون انعکاس بازخوردها) و تلاش برای بهبود موقعیت از طریق قوانین، فصل مشترک رفتار این دسته بوده است.

در این شبکه، به ترتیب سازمان جنگل‌ها و سپس وزارت نیرو نیز دارای وضعیت مشابه‌ای در اختصاص جایگاه انحصاری، قرار گرفته‌اند. جایگاه این دو کنشگر از این منظر که خاستگاه اطلاعات ایشان، وضعیت اقلیمی و جغرافیایی حوضه آبریز بوده، قابل توجیه است. به عبارتی دیگر این دو کنشگر با اولویت بخشیدن به داده‌های طبیعی، تمرکز خود را در جمع‌آوری اطلاعات از محیط غیر انسانی قرار داده و این اطلاعات را بدون پیوست‌های اجتماعی و نگان کلان به مجموعه حوضه، صرفاً به عنوان یک داده خام مورد بهره‌برداری قرار می‌دهند. هرچند تفاوت این دو کنشگر در پیگیری جریان یا عدم جریان آب مورد توجه بوده (در قسمت جایگاه ساختاری توضیح داده خواهد شد)، اما نوع تبادل اطلاعات ایشان، موجب این تشابه در دسته‌بندی شده است. جایگاه انحصاری سازمان جنگل‌ها به دلیل تفوق مسائل معیشتی و مصارف شرب و صنعت و کشاورزی و نیز تاثیر کمتری که در پیوست‌های زیست محیطی (مانند کنشگری محیط زیست) داشته‌است، در شبکه تبادل اطلاعات، بصورت تبعی تحت تاثیر قرار گرفته است.

شکل (۱) شبکه تبادل اطلاعات در استان اصفهان را نشان می‌دهد. در این شبکه، هیچ‌یک از کنشگران، نقشی قاطع و محوری در دریافت، انباشت، تحلیل و بطورکلی تبادل اطلاعات نداشته و کنشگران در سطحی برابر و البته ضعیف به لحاظ تبادل اطلاعات قرار گرفته‌اند. این عدم قاطعیت در تبادل اطلاعات می‌تواند نشانه‌ای از عدم شفافیت نیز باشد، چرا که اطلاعات

⁶ NGOs

بدون جلب نظرات سایرین یا همان چانه‌زنی و تجميع منافع، بصورت یکجانبه، محدود و احتمالاً تک‌بعدی، جمع‌آوری و ارائه شده است. چنانچه نسبت به ساده‌سازی این شبکه اقدام شود، شکل (۲) حاصل می‌گردد. در این تصویر نیز عدم قطعیت در تبادل اطلاعات به وضوح تایید می‌گردد.

شکل ۱- شبکه تبادل اطلاعات در استان اصفهان (منبع: یافته‌های پژوهش)

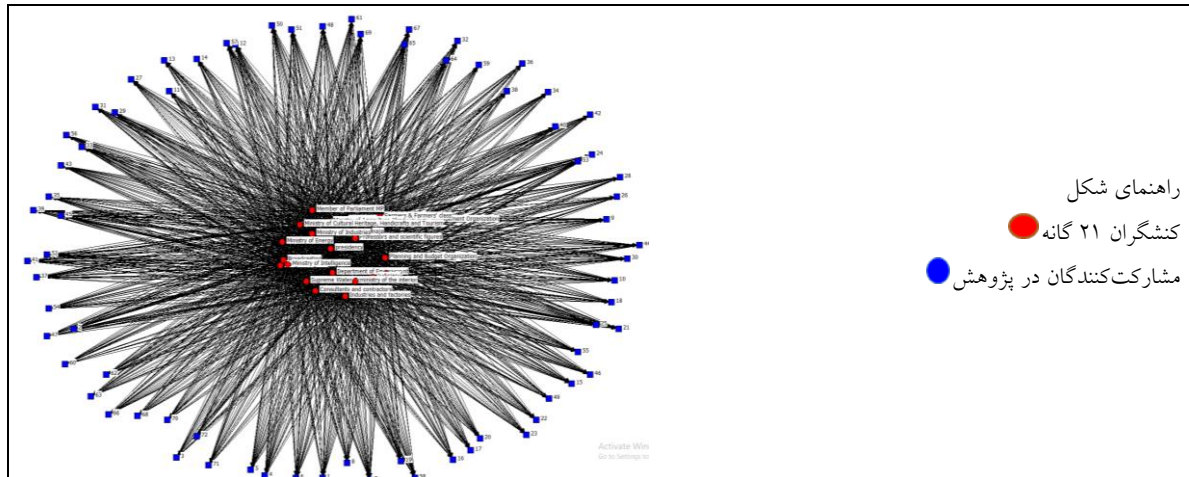


Fig 1. Information exchange network in Isfahan province

شکل ۲- شبکه ساده شده تبادل اطلاعات در استان اصفهان (منبع: یافته‌های پژوهش)

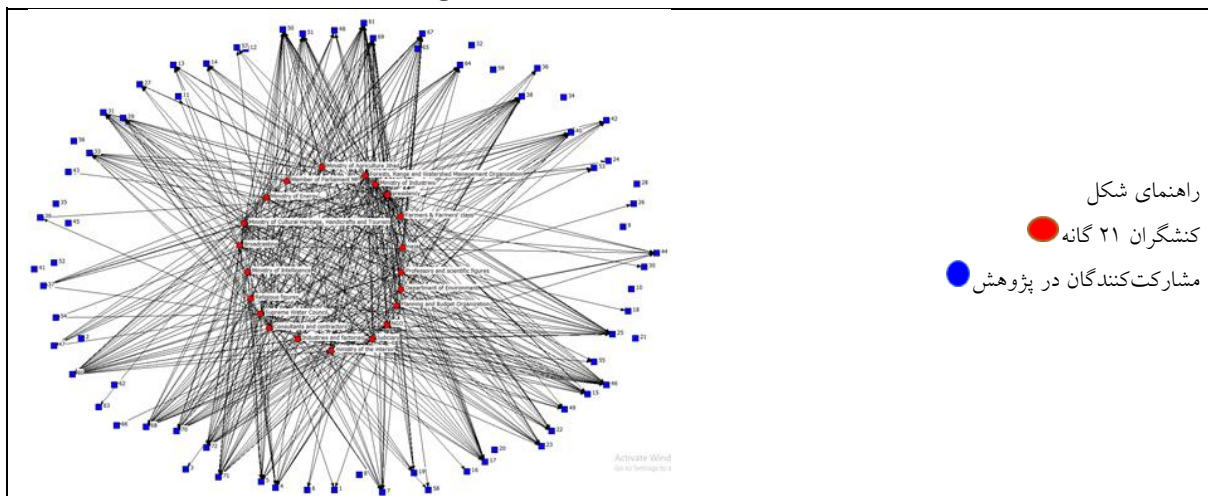


Fig 2. Simplified information exchange network in Isfahan province

۲-۳- شبکه تاثیرگذاری از منظر شاخص جایگاه ساختاری

یکی از شاخص‌هایی که نرم‌افزار برای تحلیل داده در اختیار قرار می‌دهد، شاخص جایگاه ساختاری است. در این روش، زمانی که داده‌ها برای نرم‌افزار تعریف شوند، خروجی آن، جدولی از اعداد با ۲۱ ردیف و ۲۱ ستون است (جدول ۳). عدد ۲۱ ناشی از شناسایی ۲۱ نوع یا گروه کنشگر یا ذی‌نفع در حوضه زاینده‌رود است که قبلاً و در جریان تدوین پرسشنامه بدست آمده است. این گروه‌ها هم در سطر و هم در ستون درج می‌شوند. عدد ۱ در خانه‌ای از جدول قرار می‌گیرد که کنشگر سطر و ستون یکی است و بقیه خانه‌ها، جایگاه آن در قبال سایر کنشگران را نشان می‌دهد. همانگونه که قبلاً گفته شد، طیف اعداد جدول از -۱ تا +۱ است. به هر میزان که به -۱ نزدیک شود، جایگاه ساختاری از تشابه به تضاد نزدیک خواهد شد و برعکس،

به هر میزان که به ۱+ نزدیک شود، دو کنشگر در تشابه بیشتری از جایگاه ساختاری هستند. در این وضعیت می‌توان گفت که آیا یک کنشگر، افزایش نقش دیگری را در راستای منافع خود داشته یا برعکس، قدرت گرفتن آن را در راستای تضعیف خود تلقی می‌نماید.

بررسی نتایج و خروجی نرم‌افزار، نشان می‌دهد که هیچیک از کنشگران دارای جایگاه منفی در شبکه تاثیرگذاری نیستند. به این معنی که هیچ یک از بازیگران، ارتقاء جایگاه و سطح تاثیرگذاری خویش را منوط به حذف کنشگر دیگر نمی‌داند. اما وزارت نیرو کمترین وابستگی و هم‌ارزی ساختاری را با سایر کنشگران دارد؛ به این معنی که حداقل ۹ کنشگر از ۲۱ کنشگر شناسایی شده تاثیرگذاری خویش بر مسائل حوضه زاینده‌رود را در راستای تقویت جایگاه وزارت نیرو ارزیابی ننموده و حداقل وابستگی با آن کنشگر را برای خویش متصوراند. عبارتی دیگر، حداقل ۹ کنشگر، فعالیت وزارت نیرو در حوضه زاینده‌رود را مثبت ارزیابی نمی‌نمایند.

جدول ۳- جایگاه ساختاری کنشگران در استان اصفهان (منبع: یافته‌های پژوهش)

Table 3. Structural position of activists in Isfahan province

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1	1.000	0.681	0.629	0.595	0.619	0.748	0.208	0.318	0.620	0.110	0.275	0.611	0.533	0.425	0.423	0.533	0.590	0.510	0.580	0.588	0.107
2	0.681	1.000	0.596	0.573	0.493	0.539	0.418	0.315	0.630	0.338	0.313	0.516	0.610	0.468	0.433	0.562	0.644	0.486	0.702	0.446	0.247
3	0.629	0.596	1.000	0.875	0.442	0.506	0.262	0.306	0.620	0.245	0.287	0.515	0.393	0.417	0.541	0.441	0.602	0.673	0.525	0.657	0.216
4	0.595	0.573	0.875	1.000	0.434	0.479	0.364	0.337	0.655	0.403	0.258	0.444	0.419	0.552	0.539	0.395	0.716	0.616	0.532	0.591	0.377
5	0.619	0.493	0.442	0.434	1.000	0.584	0.112	0.183	0.472	0.257	0.459	0.518	0.468	0.375	0.427	0.573	0.561	0.433	0.515	0.347	0.119
6	0.748	0.539	0.506	0.479	0.584	1.000	0.196	0.352	0.509	0.161	0.408	0.514	0.630	0.427	0.515	0.619	0.527	0.552	0.545	0.568	0.040
7	0.208	0.418	0.262	0.364	0.112	0.196	1.000	0.298	0.368	0.518	0.404	0.038	0.565	0.674	0.103	0.142	0.576	0.282	0.521	0.151	0.637
8	0.318	0.315	0.306	0.337	0.183	0.352	0.298	1.000	0.321	0.460	0.274	0.551	0.263	0.403	0.453	0.249	0.344	0.366	0.366	0.343	0.470
9	0.620	0.630	0.620	0.655	0.472	0.509	0.368	0.321	1.000	0.396	0.268	0.532	0.484	0.552	0.435	0.354	0.625	0.644	0.583	0.692	0.249
10	0.110	0.338	0.245	0.403	0.257	0.161	0.518	0.460	0.396	1.000	0.408	0.144	0.278	0.435	0.331	0.222	0.443	0.265	0.390	0.205	0.531
11	0.275	0.313	0.287	0.258	0.459	0.408	0.404	0.274	0.268	0.408	1.000	0.139	0.523	0.363	0.188	0.296	0.478	0.270	0.349	0.150	0.395
12	0.611	0.516	0.515	0.444	0.518	0.514	0.038	0.551	0.532	0.144	0.139	1.000	0.311	0.402	0.647	0.414	0.418	0.525	0.523	0.596	0.121
13	0.533	0.610	0.393	0.419	0.468	0.630	0.565	0.263	0.484	0.278	0.523	0.311	1.000	0.717	0.348	0.497	0.661	0.516	0.627	0.445	0.315
14	0.425	0.468	0.417	0.552	0.375	0.427	0.674	0.403	0.552	0.435	0.363	0.402	0.717	1.000	0.353	0.364	0.726	0.423	0.646	0.422	0.616
15	0.423	0.433	0.541	0.539	0.427	0.515	0.103	0.453	0.435	0.331	0.188	0.647	0.348	0.353	1.000	0.520	0.445	0.520	0.471	0.497	0.063
16	0.533	0.562	0.441	0.395	0.573	0.619	0.142	0.249	0.354	0.222	0.296	0.414	0.497	0.364	0.520	1.000	0.557	0.392	0.665	0.359	0.046
17	0.590	0.644	0.602	0.716	0.561	0.527	0.576	0.344	0.625	0.443	0.478	0.418	0.661	0.726	0.445	0.557	1.000	0.569	0.785	0.417	0.487
18	0.510	0.486	0.673	0.616	0.433	0.552	0.282	0.366	0.644	0.265	0.270	0.525	0.516	0.423	0.520	0.392	0.569	1.000	0.543	0.675	0.123
19	0.580	0.702	0.525	0.532	0.515	0.545	0.521	0.366	0.583	0.390	0.349	0.523	0.627	0.646	0.471	0.665	0.785	0.543	1.000	0.488	0.320
20	0.588	0.446	0.657	0.591	0.347	0.568	0.151	0.343	0.692	0.205	0.150	0.596	0.445	0.422	0.497	0.359	0.417	0.675	0.488	1.000	0.054
21	0.107	0.247	0.216	0.377	0.119	0.040	0.637	0.470	0.249	0.531	0.395	0.121	0.315	0.616	0.063	0.046	0.487	0.123	0.320	0.054	1.000

جایگاه سمن‌ها ارتباط ساختاری خوبی با اساتید دارد به این معنی که چهره‌های علمی، لزوم گسترش فعالیت‌های مردمی را بیشتر از سایر کنشگران پذیرا بوده‌اند. اما خود اساتید و چهره‌های علمی، جایگاه ساختاری خویش را در ارتقاء جایگاه شخصیت‌های مذهبی جستجو نموده‌اند. این گرایش در چهره‌های علمی می‌تواند از عدم پذیرش نظرات کارشناسی توسط سیاست‌گذاران یا اساساً عدم دسترسی و استقبال از نگرش‌های علمی توسط سیاست‌گذاران و ضعیف بودن سازمان‌های مردم‌نهاد، ناشی شود.

وزارت کشور موقعیت بهتری در کل ساختار دارد به نحوی که علی‌رغم ۳ اولویت وابستگی مثبت ساختاری، با هیچ کنشگری تضاد ساختاری ندارد. این بدین معناست که از نظر کنشگران، وزارت کشور قابلیت ایفای نقش فعالانه‌تر و نمایندگی یا تجمیع منافع را داراست. بخشی از این برداشت، ناشی از نقش محوری وزارت کشور (استانداری و فرمانداری‌ها) در هماهنگی امور اجرایی، عضویت در کارگروه‌ها، تخصیص اعتبارات و نمادی از قدرت عالی اجرایی است.

کشاورزان اولویت جایگاه ساختاری خویش را در نمایندگان مجلس شورای اسلامی تعریف نموده‌اند. به عبارتی از نظر کشاورزان، ورود نمایندگان یا اعمال فشار توسط ایشان که تنها مسئولین منتخب بی‌واسطه ایشان هستند، قابلیت حل مسئله و احقاق حقوق ایشان را داراست. اما خود نمایندگان، این قابلیت را در نهاد ریاست جمهوری جستجو می‌نمایند. علت گرایش نمایندگان به نهاد ریاست جمهوری، اولاً عدم تصمیم و ورود قاطعانه دولت در مسئله آب طی دو دهه و به‌ویژه دولت‌های

یازدهم و دوازدهم بوده و ثانیاً جایگاهی است که شخص رئیس‌جمهور در هدایت و سیاستگذاری (بویژه در دولت‌های نهم و دهم برای بارگذاری‌های جدید و دولت‌های هفتم و هشتم در انتقال آب از این حوضه) داشته‌اند. به عبارتی دیگر خود نمایندگان نیز با نفی ایفای نقش محوری در تعریف وضعیتی نامطلوب از حوضه زاینده‌رود، وضعیت موجود را به عملکرد قوه عالی اجرایی نسبت می‌دهند.

کنشگرانی مانند سازمان برنامه و بودجه، قوه قضائیه، سمن‌ها، صدا و سیما، وزارت اطلاعات، صمت و حتی خود کشاورزان، برای هیچ یک از کنشگران، دارای اولویت وابستگی ساختاری نیستند. این بدین معنی است که علی‌رغم اهمیت و تاثیر این کنشگران، هیچیک از سایرین، ارتقاء جایگاه و تاثیر خویش را منوط به افزایش تاثیر و جایگاه ایشان نمی‌داند. حذف کشاورزان از اولویت‌های ساختاری که با میانگین ۰/۳۲۵ بعد از وزارت نیرو در رده کم اهمیت‌ترین‌های شبکه تاثیرگذاری در استان اصفهان قرار دارد، به منزله عدم اهتمام یا حداقل عدم اولویت حل مسئله کشاورزان از سوی سایرین خواهد بود. یکی دیگر از دلایل این حذف به راندمان پایین بخش کشاورزی در مقابل بخش صنعت باز می‌گردد که در صورت افزایش نقش کشاورزان، اولویت مصارف شرب و صنعت، دچار مشکل خواهد شد. این نتیجه همچنین نشان می‌دهد که از منظر کشاورزان، حل مسئله ایشان، برای کنشگران مذکور، در اولویت قرار نداشته یا حداقل، نتیجه عملی برای تغییر در وضعیت کشاورزان مشاهده نشده که بیانگر نوعی ناامیدی است.

نیروی انتظامی و مشاوران و پیمانکاران برای یکدیگر اولویت وابستگی ساختاری قائل‌اند. مشاوران و پیمانکاران بارها در زمان اجرای پروژه‌ها با مشکلات امنیتی-انتظامی از جانب اهالی و کشاورزان مناطق مختلف از سرآب تا پایاب، مورد تهدید قرار گرفته‌اند، لذا امنیت در مفهوم انتظامی آن خواسته و مطالبه‌ای است که بستر فعالیت گروه مشاوران و پیمانکاران را تسهیل می‌نماید. در مقابل پیمانکاران نیز قراردادهایی را با بنیاد تعاون ناجا منعقد و برخی از هزینه‌های نیروی انتظامی در سطوح خرد را تقبل نموده‌اند و طبیعی است که تداوم حضور و فعالیت ایشان، مورد خواست مجموعه انتظامی نیز باشد گذشته از اینکه فعالیت ایشان، تسهیل در انتقال و بهره‌برداری از آب را به دنبال خواهد داشت.

منابع طبیعی با محیط زیست، برای یکدیگر وابستگی متقابل ساختاری را متصوراند. این وابستگی ناشی از کار ویژه و هدف دو کنشگر مذکور است که تداوم جریان آب و حفظ طبیعت و زیست بوم منطقه است. گذشته از این هر دو کنشگر برخلاف ارگان‌هایی مانند جهاد کشاورزی یا صنف کشاورزان، فاقد افرادی در زیرمجموعه خویش به عنوان ذینفع و مطالبه‌گر مستقیم منافع خویش هستند که مطالبه‌گری آن‌ها در تضاد آشکار با منافع سایرین تعریف شود. سهم این دو کنشگر در موضوعات زیست محیطی و حفظ گونه‌هایی استفاده می‌شود که مانع از تغییر منفی اکوسیستم، مقابله با ریزگردها و... می‌شود که تماماً عامه پسند هستند.

وزارت اطلاعات علی‌رغم اولویت مسائل و دغدغه‌های امنیتی برای آن وزارت‌خانه، اولویت ساختاری خویش را در وزارت کشور دیده است. یکی از احتمالات این اولویت، حضور و ورود وزارت اطلاعات، به عنوان کنشگری است که هرچند در قامت سیاستگذار واقع نمی‌شود، اما با انتقال نظرات خویش به مجموعه وزارت کشور به عنوان عالی‌ترین نهاد اجرایی و هماهنگ‌کننده در سطوح فراملی، سعی در مدیریت مسئله آب داشته و چنانچه این احتمال قرین صحت باشد، تقویت جایگاه مجموعه وزارت کشور، مستلزم تقویت جایگاه وزارت اطلاعات خواهد شد. در واقع می‌توان ادعا نمود که در فرایند سیاستگذاری، وزارت اطلاعات به نوعی مبادرت به تعیین دستورکار نموده است.

نمایندگان و صداوسیما دارای ضعف در تشابه جایگاه ساختاری هستند. یکی از دلایل احتمالی این تضاد، تلاش نمایندگان برای پوشش تمام فعالیت‌های ایشان و در طرف مقابل، عدم تمکین صداوسیما با توجیه حرفه‌ای خویش است که با استفاده نمایندگان از امکانات فضای مجازی، احساس استقلال از صدا و سیما را در نمایندگان افزایش داده است. صدا و سیما نیز

استفاده از شخصیت‌هایی که با اتکاء به توان علمی خویش و البته به عنوان مشاور در پروژه‌ها با پیمانکاران همکاری نموده‌اند را در اولویت خویش تعریف نموده است. علت این انتخاب را می‌توان در ترکیب خاصی از توان علمی - تجربی دانست که در اختیار پیمانکاران قرار گرفته و آسان‌ترین گزینه را در پیش‌روی صدا و سیما قرار داده است. این رویکرد با گرایش به سمت چهره‌هایی که در مباحث نظری و علوم اجتماعی صاحب‌نظر هستند، در مقابل متخصصان فنی - مهندسی در حال تقویت است. بطور میانگین جهاد کشاورزی بیشترین وابستگی ساختاری را دارد که یکی از دلایل این امر موافقت و برنامه‌ریزی آن برای جریان دائمی آب است. جهاد کشاورزی برخلاف وزارت نیرو، تاکنون محل هیچ‌گونه تجمع اعتراضی کشاورزان با موضوع آب نبوده است. البته کشاورزان در ذهن خود، نقش نوینی از جهاد کشاورزی ندارند در غیر این صورت، جهاد کشاورزی به عنوان متولی و ترویج‌دهنده شیوه‌های نوین کشت از جمله مزارع عمودی، می‌توانست مورد مطالبه قرار گیرد (شکل ۳).

شکل ۳- شبکه تاثیرگذاری ساختاری کنشگران در استان اصفهان (منبع: یافته‌های پژوهش)

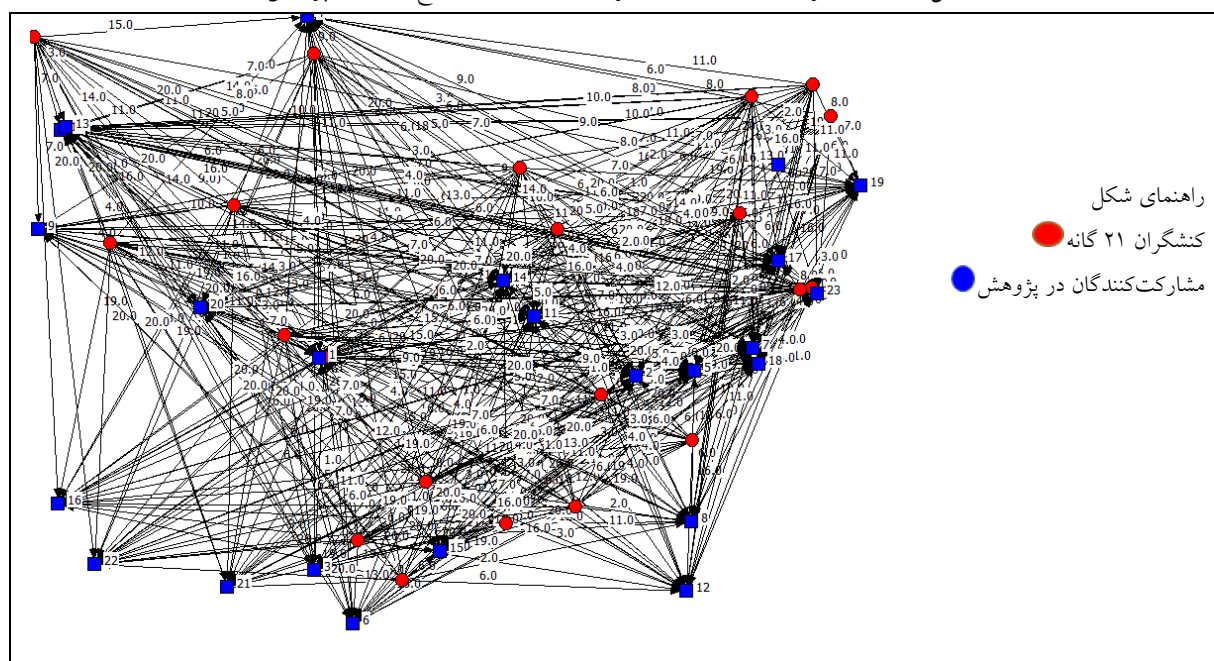


Fig 3. Structural influence network of activists in Isfahan province

۴- نتیجه‌گیری

پژوهش‌هایی که با استفاده از روش تحلیل شبکه‌ای انجام می‌شوند، پاسخی به پیچیدگی روزافزون جوامع کنونی است. این پژوهش نیز با استفاده از روش مذکور درصدد شناسایی ریشه بحران در نظام حکمرانی آب حوضه زاینده‌رود بوده است. به همین منظور، با طراحی پرسشنامه شبکه‌ای، داده‌های لازم را از ۷۶ نفر از کنشگران جمع‌آوری و با استفاده از نرم‌افزار UCINET مورد تحلیل قرار داده شد. در نظام حکمرانی آب حوضه زاینده‌رود دو شبکه تبادل اطلاعات و تاثیرگذاری نقش مهمی در تعریف مسئله و اتخاذ تصمیمات دارند. با توجه به ویژگی‌های این دو شبکه، شاخص‌های مولفه‌های ارزشی و جایگاه ساختاری برای تحلیل مورد استفاده قرار گرفت. نتایج نشان دهنده شکل‌گیری شبکه‌ای بی‌سر و غیر متعادل، در حکمرانی آب این استان است.

در شبکه حکمرانی آب زاینده‌رود، نقش کنشگران در تبادل اطلاعات، مبتنی بر تجميع منافع و چانه‌زنی ذی‌نفعان نبوده است. در شبکه تبادل اطلاعات، تقاضاها به عنوان ورودی برای اتخاذ تصمیمات بهینه، در اختیار سیاستگذار قرار نگرفته و همین کاستی موجب شده تا نظام تاثیرگذاری بر مسئله یا بحران آب، بیش از پیش، تحت تاثیر منافع کوتاه‌مدت و بخشی‌نگری، شکل

گرفته و بازخوردی از سیاست‌ها دریافت نگردد. به عبارتی دیگر، شبکه تاثیرگذاری مبتنی بر تبادل اطلاعات نیست و تاثیرگذاری کنشگران، تابعی از اعمال قدرت آن‌ها در روابط با سایرین است. ارتباطات کنشگران لزوماً به انتقال داده و اطلاع کنشگران سیاستگذار از درخواست‌ها و تقاضاها صورت نگرفته و اطلاعات بصورت یک طرفه و غیرهدفمند تبادل شده‌است. لذا به منظور اصلاح نظام حکمرانی آب نیاز است تا در ابتدا تمامی ذی‌نفعان شبکه حکمرانی آب، شناسایی شوند. در مرحله بعد به‌منظور غلبه بر کاستی‌های اطلاعاتی، راهکار مناسب برای جلب نظر و مشارکت سایر ذی‌نفعان و نیز شناسایی آثار سیاست‌ها (و بازخوردها)، در نظر گرفته شود. یکی از موثرترین راهکارها بر غلبه بر این مشکل، تقویت سمن‌ها و استفاده از نظرات چهره‌های علمی بویژه در حوزه علوم اجتماعی است. علاوه بر این، مجلس شورای اسلامی و شورای عالی آب، از جمله کنشگرانی هستند که با پرهیز از نگاه یک‌جانبه و متأثر از ایستارهای غیر واقعی، قادر به ایجاد شناختی واقعی از مسائل حوضه زاینده‌رود و در نتیجه، مدیریت چالش آب خواهند بود. قوه مجریه نیز با توجه به این اصل که مسائل اجتماعی با عدم قرار گرفتن در دستورکار به خودی خود حل نشده بلکه تعمیق و تسری بیشتری خواهند یافت، باید بر خلاف رویه دولت‌های گذشته، با ورود قاطعانه و سریع، حکمرانی آب این حوضه را مورد رسیدگی قرار دهد.

آنچه هم‌اکنون اهمیت مسئله مدیریت آب را دو چندان نموده، عبور بحران از عوامل جغرافیایی- فنی و ورود به سایر عرصه‌های اجتماعی- سیاسی است که نظام حکمرانی را نشانه رفته است؛ زیرا مدیریت صحیح منابع آب به عنوان برون‌دادی از نظام حکمرانی آب، موید کارایی این شیوه از حکمرانی خواهد بود. تداوم شرایط فعلی و عدم توجه به ابعاد بحران آب از طریق تاثیر بر کارایی و مشروعیت نظام حکمرانی موجب خواهد شد تا زاینده‌رود، برخلاف وجه تسمیه خود به موضوعی پرمناقشه و البته توأم با تضاد و خشونت از سرآب تا پایاب تبدیل شود. لذا توجه به چگونگی حکمرانی آب در این حوضه کمک خواهد نمود تا با نگرش مسئله در پرتو مجموعه به هم‌تنیده‌ای از روابط کنشگران در شبکه‌ای گسترده‌تر، نگاه جامع‌تری نسبت به چگونگی مدیریت آب ایجاد نمود.

۵- تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

۶- منابع

- Babran, S. (2008). Legal status of environmental water requirement. *A Quarterly Journal of Strategy*, 16(3), 129-146. <https://doi.org/20.1001.1.10283102.1387.16.3.9.4>. (In Persian)
- Esmaili, M. M. (2020). Water supply crisis in Zayandehrud watershed; Social issues and solutions to manage it (Demonstrations of 2011 to 2014). *Quarterly of Social Studies and Research in Iran*, 9 (3), 567-585. (In Persian)
- Hanneman, R. & Riddle, M. (2005). Introduction to Social Network Methods, University of California. Riverside. (Published in digital form at: <http://faculty.ucr.edu/~hanneman/>)
- Hatami, A., & Nourbakhsh, S. (2019). Semantic reconstruction of the water crisis in the east of Isfahan based on grounded theory. *Journal of Applied Sociology*, 30 (73), 123-146. (In Persian)
- Huppé, G.A., Heather, C., & Knoblauch, D. (2012). The frontiers of networked governance. International Institute for Sustainable Development (IISD). Available at: <https://www.ecologic.eu/4640>
- Khajeh Naieni, A. (2016). Policy networks, concepts and approaches in policy making. *State Studies*, 1(3), 147-175. <https://doi.org/10.22054/tssq.2016.2455>. (In Persian)

- Khajeh Naeini, A. (2014). An introduction to the concept of network governance; desires and challenges. *Political and International Approaches*, 6(1), 129-157. (In Persian)
- Mohammadi Kangarani, H., & Rafsanjani Nezhad, S. (2015). Investigation of policy structure in legal authorities of institutions related to water policy making and management. *Iranian Journal of Public Policy*, 1(3), 121-138. <https://doi.org/10.22059/ppolicy.2015.57682>. (In Persian)
- Mueller, A., Detges, A. & et.al. (2021), Climate change, water and future cooperation and development in the Euphrates-Tigris basin. Available at: <https://www.cascades.eu/publication/climate-change-water-and-future-cooperation-and-development-in-the-euphrates-tigris-basin/>. (Access at: 20 Feb 2023)
- Nabiafjadi, S., & Sharifzadeh, M. (2023). Investigating water governance performance in the Zayandeh-Rud sub-basins: The comparative analysis of Isfahan and Chaharmahal va Bakhtiari sub-basins. *Iranian Journal of Agricultural Economics and Development Research*, 54 (1), 131-148. (In Persian)
- O'Toole, L. (1997). Treating networks seriously: Practical and research-based agendas in public administration. *Public Administration Review*, 57(1), 45-52.
- Rogers, P., & Hall, A.W. (2003). Effective water governance, Stockholm: Global Water Partnership.
- Sadeghi, S. (2016). Hydropolitics and national security (Case study: Persian Gulf Countries), *The Scientific Journal of Strategy*, 25(4), 117-144. (In Persian)
- Stack, E. (2008). Six months in Persia, (Vol. 1). Putnam. Grove Press.
- Talebi Somehsaraie, M., Zokaie, M. S., Fazeli, M., & Jomehpoor, M. (2019). Sociology of a crisis; The social pathology of the water crisis in Zayandeh-Rood river basin. *Interdisciplinary Studies in The Humanities*, 11 (4), 133-165. (In Persian)
- Tohidi, M., Azad Armaki, T., Tavakol Kothari, S. M. A., Jalaiepour, H., & Bagheri, A. (2022). The issue of water and the formation of socio-political balance in the development of Iranian society (Case of study: Water management system in Zayandeh-Rud basin). *Journal of Water and Wastewater Science and Engineering (JWWSE)*, 7(3), 1-16. (In Persian)
- UNESCO World Water Assessment Programme. (2020). Water and climate change facts and figures, Available at: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000372876.locale=en>. (Access at 20 Feb 2022]
- Valisamani, J., & Morid Nejad, A. (2016). A comparative study and provide suggestions to develop governance structure of water management in Iran, Islamic Parliament Research Center of The Islamic Republic of IRAN. Available at: https://rc.majlis.ir/fa/book_pub/show/974181. (In Persian)
- Yadegari, A., Yousefi, A., & Amini, A.M. (2018). Institutional analysis of water governance structure in the Zayande-Roud basin. *Iran-Water Resources Research*, 14(1), 184-197. (In Persian)
- Yazdani Zazerani, M. R. (2012). Conceptual relationship and the impact of governance on public policy. *International Relations Researches*, 2(4), 109-142. (In Persian)
- Yousefi, A., Amini, A.M., Yadegari, A., & Fathi, O. (2017). Sustainability of Zayandeh-Rood's water governance regimes in the course development. *Journal of Interdisciplinary Studies in the Humanities*, 9(4), 23-48. (In Persian)

Research Article



Feasibility of treating the wastewater from herbs and rose water extraction factories and choosing the appropriate method (case study of Kashan Industrial Towns Company)

Farzaneh Qaderi Nasab^{1*}, Mahsa Sahhafi pour², Mozhgan Mirzaee³

1 PhD in Water Science and Engineering, Water Resources Engineer, Kerman Regional Water Company, Kerman, Iran.

2 Master's Student in Environmental Engineering, Daneshpajooan Pishro Higher Education Institute, Isfahan, Iran.

3 Faculty Member of Daneshpajooan Pishro Higher Education Institute, Isfahan, Iran.

Corresponding Author: ghaderifarzane@gmail.com

© The Author(s) 2024

Received: 12 Jan 2024

Accepted: 16 Jun 2024

Published: 14 Jul 2024

Abstract

Nowadays, with advances in technology and the use of industrial methods instead of traditional methods, the production of rose water and herbal distillates has significantly increased. In producing rose water and herbal distillates, a large amount of wastewater is generated. This is happening while drought, water crisis, and industrial growth have pushed Iran to purify and reuse this wastewater. In this research, the purifiability of wastewater from herbal distilleries and rose water factories in the large industrial townships of Kashan city, located in Isfahan province, was investigated. To this end, the available records and documents were reviewed, followed by field visits and the collection of wastewater samples. Necessary analyses were then conducted on the collected data. In the stage of suspended solids removal, the use of cloth filters, alum coagulant ($Al_2(SO_4)_3$), ferric chloride ($FeCl_3$), and polyaluminum chloride (PAC) were studied. Furthermore, in the stage of organic matter removal, the use of potassium permanganate ($KMnO_4$) and the experiences of other researchers, as well as the use of ozone, were examined. Subsequently, ozone treatment and simultaneous use of ozone and UV were investigated and analyzed, and a corresponding pilot was constructed.

In the process of producing rose water and herbal distillates, a large amount of wastewater is generated. This is happening while drought, water crisis, industrial growth have pushed Iran to purify and reuse this wastewater. In this research, the profitability of wastewater from herbal distilleries and rose water factories in the large industrial townships of Kashan city, located in Isfahan province, was investigated. To this end, the available records and documents were reviewed, followed by field visits and collection of wastewater samples. Necessary analyses were then conducted on the collected data. In the stage of suspended solids removal, the use of cloth filters, alum coagulant ($Al_2(SO_4)_3$), ferric chloride ($FeCl_3$), and polyaluminum chloride (PAC) were studied. Furthermore, in the stage of organic matter removal, the use of potassium permanganate ($KMnO_4$) and the experiences of other researchers, as well as the use of ozone, were examined. Subsequently, ozone treatment and simultaneous use of ozone and UV were investigated and analyzed, and a corresponding pilot was constructed. The results showed that approximately 50% of the organic matter can be removed through coagulation and flocculation, and the remaining can be eliminated through an advanced oxidation process (ozone + UV) with sufficient retention time. As a result, in high capacities of wastewater it is recommended to use an anaerobic treatment method, ozonation of the outlet of the treatment plant and filtrating leads to achieve complete wastewater treatment in accordance with the discharge standards into the environment. Therefore, this method has been introduced as a suitable method for wastewater treatment in Kashan Industrial Towns Company).

Keywords: Wastewater treatment, Rose water extraction, Coagulation, Anaerobic treatment, Ozonation, Advanced oxidation



امکان سنجی تصفیه فاضلاب کارخانه‌های عرقیجات و گلاب‌گیری و انتخاب روش مناسب (مطالعه موردی شرکت شهرک‌های صنعتی کاشان)

فرزانه قادری نسب گروهی^{۱*}، مهسا صحافی پور^۲، مژگان میرزایی^۳

۱. دکتری علوم و مهندسی آب، کارشناس منابع آب، شرکت سهامی آب منطقه‌ای کرمان، کرمان، ایران.
۲. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی محیط زیست، موسسه آموزش عالی دانش پژوهان پیشرو، اصفهان، ایران.
۳. هیات علمی موسسه آموزش عالی دانش پژوهان پیشرو، اصفهان، ایران.

نویسنده مسئول: ghaderifarzane@gmail.com

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۳/۰۴/۲۴

پذیرش: ۱۴۰۳/۰۳/۲۷

دریافت: ۱۴۰۲/۱۰/۲۲

چکیده

در فرایند گلاب‌گیری و تولید عرقیجات گیاهی، مقدار زیادی پساب تولید می‌شود. در این مطالعه تصفیه فاضلاب کارخانه‌های عرقیجات و گلاب‌گیری شرکت شهرک‌های صنعتی برزک، استان اصفهان مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور ضمن بازدید میدانی و جمع‌آوری نمونه‌های فاضلاب و تجزیه و تحلیل داده‌های حاصل از آن آنالیزهای لازم انجام شد. در مرحله بررسی حذف مواد معلق با استفاده از صافی پارچه‌ای، منعقدکننده‌های آلوم $(Al_2(SO_4)_3)$ ، کلروفریک $(FeCl_3)$ و پلی‌آلومینیوم کلراید (PAC) بررسی شدند. در مرحله بررسی حذف مواد آلی محلول، استفاده از فرات ۶ یا فرات پتاسیم (FeK_2O_4) ، تجربیات سایر محققان و ازن مورد بررسی قرار گرفت. در ادامه ازن‌زنی و استفاده هم‌زمان از ازن و UV، بررسی و آنالیز گردید و پایلوت مربوط ساخته شد. مشخصات کیفی فاضلاب عرقیجات مختلف و گلاب‌گیری نشان داد که COD فاضلاب‌های مختلف بین ۱۳۰۰۰ تا ۳۵۰۰۰ متغیر می‌باشد. بیشترین حجم فاضلاب تولیدی در زمان گلاب‌گیری بوده و از لحاظ بار آلودگی نیز بیشترین COD را دارد. بررسی حذف مواد آلی با استفاده از صافی پارچه‌ای نشان داد گرچه استفاده از صافی پارچه‌ای مقدار COD فاضلاب از ۳۱۰۶۵ (نمونه خام) به ۲۸۰۱۰ رسانده است اما رضایت بخش نمی‌باشد. در نتیجه مطالعه مشخص شد منعقدکننده‌های آلوم $(Al_2(SO_4)_3)$ و کلروفریک $(FeCl_3)$ برای حذف ذرات معلق فاضلاب صنایع گلاب‌گیری و عرقیجات (با توجه عدم تشکیل لخته بیولوژیکی در همه pH‌های مورد بررسی) عملکرد نامناسبی دارند، اما استفاده از منعقدکننده پلی‌کتولیت می‌تواند ذرات معلق موجود در فاضلاب گلاب‌گیری را به خوبی به لخته قابل ته‌نشین تبدیل نماید و COD را به مقدار بیش از ۷۰ درصد کاهش دهد. در این مطالعه بهترین ته‌نشینی در pH معادل ۱۱ و بیشترین درصد حذف COD در pH معادل ۹ رخ داد. همچنین نتایج سایر آنالیزها نشان داد در فرایند انعقاد و لخته‌سازی حدود ۵۰ درصد مواد آلی حذف می‌گردد و مابقی آن را می‌توان طی فرایند اکسیداسیون پیشرفته (ازن + UV) طی زمان ماند مناسب حذف نمود. در حجم‌های زیاد فاضلاب، با روش تصفیه بی‌هوازی، ازن‌زنی خروجی تصفیه‌خانه و فیلتراسیون، تصفیه فاضلاب در حد استاندارد می‌شود. لذا این روش به عنوان روش مناسب تصفیه فاضلاب کارخانه‌های عرقیجات و گلاب‌گیری برزک معرفی شد.

واژه‌های کلیدی: تصفیه فاضلاب، گلاب‌گیری، انعقاد، تصفیه بی‌هوازی، ازن‌زنی، اکسیداسیون پیشرفته

۱- مقدمه

مجموعه فعالیت‌هایی که به منظور بی‌خطر نمودن فاضلاب‌های مختلف برای تخلیه در محیط، آب‌های جاری یا استفاده مجدد انجام می‌شود، تصفیه نام دارد. به عبارتی متناسب سازی منابع آب برای استفاده خاص آن تصفیه نامیده می‌شود. تصفیه فاضلاب رایج شامل ترکیبی از فرآیندهای بیولوژیکی، شیمیایی و فیزیکی و عملیات حذف مواد آلی، جامدات و گاهی اوقات مواد مغذی از فاضلاب است (Sonune & Ghate, 2004). فرآیندهای تصفیه فاضلاب، نقش اساسی در حفظ محیط زیست پایدار و سلامت بشر ایفا می‌کنند. به واسطه فعالیت‌های انسانی به ویژه در بخش صنعت، مقدار زیادی فاضلاب مملو از مواد شیمیایی و سمی تولید شده که نه تنها باعث مشکلات زیست‌محیطی شده، بلکه اثرات جبران ناپذیری بر سلامت عمومی بشر نیز بر جای خواهد گذاشت (Liu & Tay, 2004). از این رو ضروری است پساب فاضلاب صنعتی قبل از رهاسازی در محیط تصفیه شود. امروزه روش‌های تصفیه بیولوژیکی فاضلاب به دلیل مقرون‌به‌صرفه بودن در تصفیه و راندمان بالا در مقایسه با روش‌های متداول تصفیه فاضلاب، یک رویکرد عالی در فرآیند تصفیه فاضلاب صنعتی به شمار می‌روند (Meena et al., 2022).

گل محمدی گیاهی با ارزش اقتصادی بالا است که در صنعت تقطیر مورد استفاده قرار می‌گیرد. مقادیر زیادی پساب از صنعت گلاب‌گیری ایجاد می‌شود. از تقطیر ۵۰۰ تا ۱۰۰۰ کیلوگرم گل محمدی، ۴۰۰۰ لیتر پساب تولید می‌شود که حاوی مواد پلی‌فنلی است که به سختی تجزیه می‌شوند و بنابراین باید به عنوان آلودگی‌های زیستی تصفیه شوند. تاکنون چندین تکنولوژی برای کاهش آلودگی‌های ناشی از فاضلاب صنایع تقطیری مورد بررسی قرار گرفته‌اند. تصفیه بیولوژیکی فاضلاب تقطیری به صورت هوازی یا بی‌هوازی یا ترکیب هر دو بخصوص زمانی که نسبت COD/BOD برابر ۱/۸ تا ۱/۹ باشد، مناسب است. تصفیه بی‌هوازی پساب‌هایی که بار آلی بالایی دارند برای جلوگیری از مشکلاتی مانند حجیم شدن لجن و عدم توانایی سیستم برای حذف BOD یا COD مناسب بوده و از هدر رفتن انرژی جلوگیری می‌کند (Jiménez et al., 2003). بعلاوه زمانی که نسبت BOD:N:P برابر با ۳/۰:۲/۴:۱۰۰ باشد روش‌های تصفیه بی‌هوازی در مرحله اول پیشنهاد می‌شود (Lata et al., 2002). تصفیه پساب صنعتی از طریق بیوراکتور نیز یکی از بهترین روش‌های تصفیه فاضلاب محسوب می‌شود. راکتورها بخش اصلی هر روش مبتنی بر بیوتکنولوژی برای تجزیه زیستی میکروبی یا آنزیمی، تبدیل زیستی و زیست‌پالایی هستند (Babuponnusami et al., 2023). هم در کشورهای صنعتی و هم در کشورهای در حال توسعه، راکتور پتانسیل قابل توجهی برای تولید بیوگاز دارد. در بسیاری از مطالعات، از ترکیب جریان ورودی و راکتور مخزن همزن پیوسته (CSTR^۱) استفاده شده است (Mao et al., 2015).

Kuswandi & Yanqoritha (2023) در مطالعه‌ای با هدف بررسی تعیین اثر افزودن فلز کمیاب FeCl₃ بر تولید بیوگاز و توانایی حذف آلاینده‌ها در تصفیه فاضلاب انجام دادند، نتیجه گرفتند فلز کمیاب FeCl₃ در فرآیند بی‌هوازی منبع تغذیه‌ای برای افزایش رشد میکروارگانیسم‌ها بوده و در نتیجه استفاده از آن تولید بیوگاز و حذف آلاینده‌ها افزایش می‌یابد.

Kastali et al. (2021) در فرآیند تصفیه فاضلاب به منظور حذف کدورت و تولید لجن از SIWW^۲ (فاضلاب صنعتی فولاد غنی از 30% FeCl₃)، به عنوان یک منعقد کننده مفید و سودآور استفاده کردند تا کارایی فرآیند انعقاد و لخته‌سازی را با استفاده از کلرید آهن مورد ارزیابی قرار دهند. نتایج بدست‌آمده با استفاده از 30% FeCl₃ (SIWW) نشان داد که pH تأثیر بسیار مهمی در کاهش کدورت دارد.

Phan et al. (2022) به منظور بررسی اثر ازن بر تجزیه‌پذیری زیستی پساب تصفیه‌خانه فاضلاب شهری، پساب ۴ تصفیه خانه فاضلاب شهری اتریش را مورد بررسی قرار دادند. در مطالعه آن‌ها BOD₅ قبل از ازن‌زنی و پس از استفاده از دوزهای مختلف ازن (0.4, 0.6 and 0.8 g O₃/g DOC) اندازه‌گیری شد. همچنین سایر پارامترهای آلی مورد بررسی شامل اکسیژن مورد نیاز شیمیایی

¹ Continuous-Stirred Tank Reactor

² Industrial Steel Wastewater

(COD)، کربن آلی محلول (DOC)، جذب UV در ۲۵۴ نانومتر (UV254)، نیز اندازه‌گیری شدند. نتایج نشان داد در فعالیت بیولوژیکی افزایش وابسته به دوز پس از ازن زنی رخ خواهد داد. این افزایش با افزایش زیست تخریب پذیری موادی که نسبت به تجزیه زیستی در تصفیه لجن فعال متداول مقاوم هستند مرتبط بود.

در مطالعه Rahimi et al. (2018) کارایی فرآیند ازن‌زنی کاتالیزوری^۱ (COP) با نانوکامپوزیت کربنی مغناطیسی، به عنوان یک کاتالیزور جدید، بر تجزیه رنگ و کانی‌سازی ملاس مورد بررسی قرار گرفت و نتایج با نتایج حاصل از فرآیند ازن‌زنی منفرد^۲ (SOP) و گرانول فعال مقایسه شد. نانوکامپوزیت با روش هم رسوبی سنتز و با ازن‌زنی در COP اعمال شد. سپس پارامترهای تاثیرگذار مانند pH، دوز کاتالیزور و اثر هم‌افزایی مورد ارزیابی قرار گرفتند. غلظت باقیمانده رنگ، اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD) و کربن آلی کل (TOC) مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. نتایج نشان داد که راندمان تخریب رنگ، COD و TOC در COP به ترتیب ۹۵، ۵۱ و ۷۴ درصد است و بیشترین بازده نانوکامپوزیت در pH بهینه ۸ بدست آمد. اما نتایج حذف رنگ در COP (95%) بالاتر از SOP (71%) و GAC^۳ ازن‌زنی (۸۶٪) بود.

سازمان محیط زیست ایران بر طبق استانداردهای تصفیه فاضلاب سازمان جهانی بهداشت، میزان تصفیه فاضلاب‌ها را بر اساس اقدامات بعد از آن (تخلیه به آب‌های جاری، تخلیه به چاه جاذب، تخلیه به تصفیه‌خانه شهرک صنعتی و مصارف کشاورزی) تعیین می‌کند که استاندارد آن مطابق جدول (۱) می‌باشد.

جدول (۱) میزان تصفیه پارامترهای پساب برای اقدامات بعدی

Table 1. The amount of treatment of wastewater parameters based on the next steps

پارامتر	واحد	تخلیه به آب‌های جاری	تخلیه به چاه-های جاذب	تخلیه به تصفیه‌خانه شهرک صنعتی	مصارف کشاورزی
pH	-	6.5-8.5	6-8.5	6.5-8.5	5-9
Color	PCU	Max75	Max75	-	Max75
Turbidity	NTU	Max50	Max50	-	-
TDS	mg/lit	-	-	-	-
TSS	mg/lit	Max40 لحظه‌ای Max60	Max100	Max300	-
DO	mg/lit	min2	min2	-	-
COD	mg/lit	Max60 لحظه‌ای Max100	Max200	Max2000	Max60 لحظه‌ای Max100
BOD	mg/lit	Max30 لحظه‌ای Max50	Max100	Max1000	Max30 لحظه‌ای Max50
<i>T.Coliforms</i>	/100mL	Max1000	Max1000	-	Max1000
<i>F.coliforms</i>	/100mL	Max4000	Max4000	-	Max4000

از آنجایی که تصفیه فاضلاب یکی از چالش‌ها و اولویت‌های تحقیقاتی شرکت شهرک‌های صنعتی استان اصفهان به شمار می‌رود و از طرفی تصفیه فاضلاب، استفاده مجدد از آب و رساندن فاضلاب به حد استاندارد به منظور رهاسازی در محیط اهمیت قابل توجهی دارد. به منظور تصفیه فاضلاب گلاب‌گیری و عرقیجات کارخانه‌های شهرک صنعتی برزک در شهرستان کاشان چندین روش مورد بررسی قرار گرفت و در نهایت بهترین روش پیشنهاد شد.

¹ Catalytic Ozonation Process

² Single Ozonation Process

³ Granular Activated Carbon

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- محدوده مورد مطالعه

کارخانجات عرقیات و گلاب‌گیری مورد مطالعه در بخش برزک از شهرستان کاشان قرار گرفته است. این کارخانجات حدوداً در فاصله ۲ کیلومتری شمال غرب برزک و ۲۲ کیلومتری جنوب غرب کاشان واقع شده است. از لحاظ موقعیت جغرافیایی کارخانجات مذکور در "۳۳° ۴۸' ۱۵" تا "۳۳° ۳۸' ۳۶" شمالی و "۵۱° ۱۲' ۱۲" تا "۵۱° ۱۲' ۲۱" شرقی قرار گرفته است. در شکل (۱) موقعیت شهرستان کاشان در استان اصفهان، موقعیت بخش برزک در شهرستان کاشان و همچنین موقعیت کارخانجات عرقیات و گلاب‌گیری نشان داده شده است.

شکل ۱- موقعیت شهرستان کاشان در استان اصفهان، موقعیت بخش برزک در شهرستان کاشان و موقعیت کارخانجات عرقیات و گلاب‌گیری

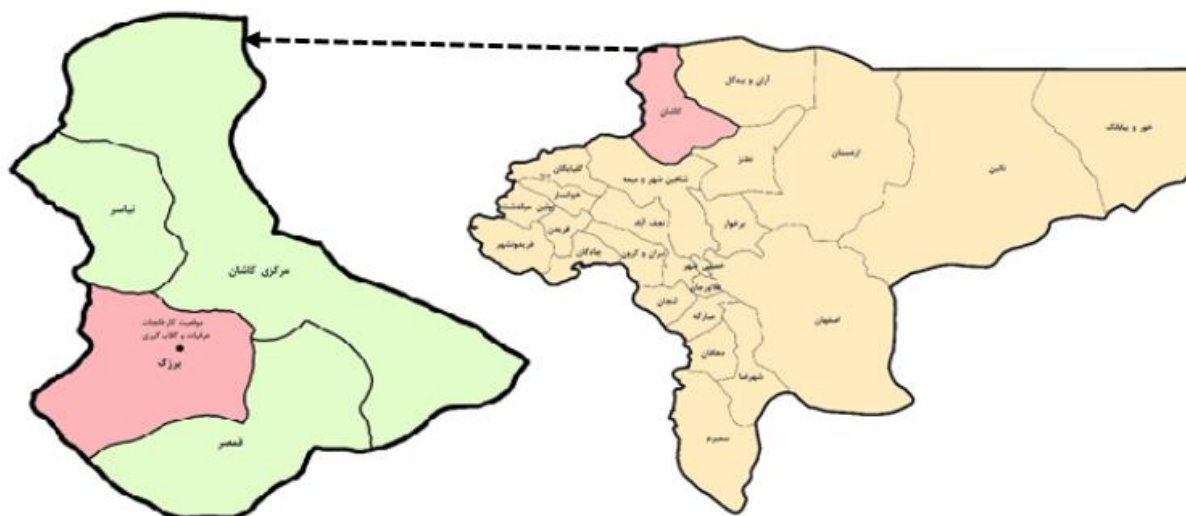


Fig 1. The location of Kashan city in Isfahan province, the location of Barzak district in Kashan city, and the location of herbs and rose water extraction factories

۲-۲- برآورد کل فاضلاب تولیدی در کارخانجات عرقیات و گلاب‌گیری برزک

مطابق بازدید میدانی مشخص شد در تولید گلاب و عرقیات به روش صنعتی از ماشین آلات پیشرفته با قطعات استیل زنگ‌نزن استفاده می‌شود. ابتدا گل محمدی (و یا گیاهان دارویی مورد نظر) به همراه آب در دیگ‌های استیل قرار گرفته و سپس بخار آب از لابلای مخلوط گل و آب عبور داده می‌شود. مراحل تقطیر انجام و بخارات حاصله در مبردها که دارای لوله آب با جریان آب سرد می‌باشند، خنک و به مایع تبدیل می‌گردند سپس گلاب و یا عرقیات تولیدی به مخازن استیل منتقل می‌شوند.

در حال حاضر در شهر برزک ۶ کارخانه عرقیات و گلاب‌گیری وجود دارد که ۵ کارخانه فعال می‌باشد. به طور متوسط هر کارخانه داری ۳ تا ۴ عدد دیگ یک تنی و یا ۶ دیگ ۵۰۰ کیلویی می‌باشد. در زمان گلاب‌گیری (اردیبهشت ماه) حدود ۱۵ روز، فرایند گلاب‌گیری طول می‌کشد. در این فرایند گلبرگ‌های گل محمدی به همراه کاسبرگ داخل دیگ ریخته می‌شود و حدود ۱۲۵۰ لیتر آب بر روی آن ریخته می‌شود. از هر دیگ یک تنی حدود ۵۰۰ لیتر گلاب برداشت می‌شود و مابقی آن که حدود ۷۵۰ لیتر می‌باشد به عنوان فاضلاب به همراه تفاله‌های آن به خارج از سالن هدایت می‌گردد. در خصوص بیدمشک نیز شرایط به همین منوال است و فاضلاب زیادی (بیش از نصف آب مصرفی) تولید می‌گردد. در خصوص سایر عرقیات که از گیاهان دارویی نظیر، کاسنی، شاطره، بومادران، نعنای، برگ گردو، زیتون و بابونه، استخراج می‌شود، میزان آب ته دیگ که به عنوان فاضلاب به بیرون از سالن هدایت

می‌شود بسیار کم‌تر از میزان فاضلاب تولیدی در فرایند گلاب‌گیری و عرق‌گیری از بیدمشک است. به طوری که از هر دیگ یک تنی حدوداً ۱۰۰ تا ۲۰۰ لیتر (متوسط ۱۵۰ لیتر) فاضلاب تولید می‌شود. پس از هر پخت، دیگ‌ها، شسته شده و برای پخت بعدی آماده می‌گردد. در هر بار شست‌وشو حدود ۲۰۰ لیتر آب مصرف می‌شود که در حوضچه‌های خارج از سالن با فاضلابی که از ته دیگ خارج شده است مخلوط می‌شود. بر اساس اطلاعات فوق میزان تولید فاضلاب به شرح جدول (۲) برای هر کارخانه پیش بینی می‌شود.

جدول ۲- برآورد کل فاضلاب تولیدی هر کارخانه عرقیات و گلاب‌گیری برزک (منبع: برآورد نویسندگان)

Table 2. Estimate of the total wastewater produced by each herbal distillates and rose water extraction factory in Barzak, (Source: Authors' estimate)

شرح	مقدار	واحد
متوسط تعداد دیگ ۱ تنی هر کارخانه	۴	-
تعداد روزهای گلاب‌گیری در سال	۱۵	-
تعداد روزهای بیدمشک	۲۰	-
تعداد روزهای سایر عرقیات	۲۵۰	-
تعداد پخت گلاب در روز برای هر دیگ	۴	-
تعداد پخت بیدمشک در روز برای هر دیگ	۳	-
تعداد پخت سایر عرقیات به ازای هر دیگ	۲	-
تعداد کل پخت‌ها در سال	۲۴۸۰	-
آب مورد نیاز در هر شست‌وشو	۱۵۰	لیتر
میزان فاضلاب هر دیگ گلاب	۷۵۰	لیتر
میزان فاضلاب هر دیگ بیدمشک	۷۵۰	لیتر
میزان فاضلاب هر دیگ سایر عرقیات	۱۵۰	لیتر
میزان فاضلاب شست‌وشو در سال	۳۷۲	متر مکعب در سال
میزان فاضلاب گلاب در سال	۱۸۰	متر مکعب در سال
میزان فاضلاب بیدمشک در سال	۱۸۰	متر مکعب در سال
میزان فاضلاب سایر عرقیات در سال	۳۰۰	متر مکعب در سال
کل فاضلاب تولیدی هر کارخانه در سال	۱۰۳۲	متر مکعب در سال
متوسط فاضلاب تولیدی روزانه هر کارخانه	۲/۸ ~ ۳	متر مکعب در روز

۲-۳- نمونه‌گیری و آنالیز کیفی فاضلاب صنایع گلاب‌گیری و عرقیات

فرایند نمونه‌گیری از فاضلاب صنایع عرقیات و گلاب‌گیری با همکاری تعدادی از کارخانه‌داران و کارگران آنها انجام شد. نمونه‌ای از فاضلاب تولیدی گلاب‌گیری در شکل (۲) نشان داده شده است.

شکل ۲- نمونه فاضلاب تولیدی در فرایند گلاب‌گیری



Fig 2. Sample of wastewater produced in the process of rose water extraction

پس از نمونه‌گیری در زمان‌های مختلف، آنالیزهای کیفی نمونه‌ها در آزمایشگاه مرکز تحقیقات زیست محیطی زنده‌رود انجام شد. نتایج مشخصات کیفی فاضلاب خام در مرحله اول نمونه‌گیری در جدول (۳) آورده شده است.

جدول ۳- نتایج برخی از آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی انجام شده بر روی نمونه‌های مرحله اول

Table 3. The results of some physical and chemical tests on the samples of the first stage

pH	EC (ms/cm)	TDS (mg/L)	TSS (mg/L)	COD (mg/L)	T (°C)	پسماند
۵/۰۷	۶۳۲۰	۳۱۶۰	۶۰۶۰	۳۵۴۱۵	۲۰/۶	گل محمدی
۴/۹۱	۴۲۱۰۰	۲۱۱۰۰	۱۵۲۰	۳۲۲۵۰	۲۰/۶	کاسنی
۴/۵۱	۲۹۴۰	۱۴۸۰	۷۲۲۰	۱۲۹۰۰	۱۱/۵	بهار نارنج
۴/۰۱	۱۱۱۰۰	۵۵۵۰	۴۳۴۰	۲۶۴۰۰	۲۱/۱	خارشر
۵/۱۳	۹۶۳۰	۴۸۲۰	۱۶۵۰	۲۸۸۰۰	۲۰/۵	برگ گردو

قابل ذکر است جهت حصول اطمینان از کارکرد صحیح دستگاه‌ها، و معتبر بودن نتایج، علاوه بر انجام آزمایش‌ها در داخل آزمایشگاه مرکز تحقیقات زیست محیطی زنده‌رود، دو نمونه به آزمایشگاه کنترل کیفیت سازمان مدیریت پسماند نیز ارسال گردید تا از صحت آنالیز صورت پذیرفته اطمینان حاصل شود. نتایج برخی از آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی انجام شده بر روی نمونه‌های مرحله اول در جدول (۴) نشان داده شده است.

جدول ۴- نتایج برخی از آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی انجام شده بر روی نمونه‌های مرحله اول

Table 4. The results of some physical and chemical tests on the samples of the first stage

TSS (mg/L)		TDS (mg/L)		COD (mg/L)		پارامتر کیفی	
آزمایشگاه کنترل کیفیت سازمان مدیریت پسماند	آزمایشگاه مرکز تحقیقات زیست محیطی زنده‌رود	آزمایشگاه کنترل کیفیت سازمان مدیریت پسماند	آزمایشگاه مرکز تحقیقات زیست محیطی زنده‌رود	آزمایشگاه کنترل کیفیت سازمان مدیریت پسماند	آزمایشگاه مرکز تحقیقات زیست محیطی زنده‌رود	انجام شده توسط	
۱۳۹۴	۱۵۲۰	۵۶۴۴۸	۲۱۱۰۰	۳۵۱۰۰	۳۲۲۵۰		کاسنی
۷۰۴۸	۷۲۲۰	۱۸۵۰	۱۴۸۰	۱۲۲۰۰	۱۲۹۰۰		بهار نارنج
۵۸۳۸	۶۰۶۰	۳۹۹۰	۳۱۶۰	۲۳۴۵۰	۳۵۴۱۵	گل محمدی	

۲-۴- انجام مطالعات فرایندی

مطالعات فرایندی که بر روی نمونه‌های آزمایشگاهی داخل آزمایشگاه مرکز تحقیقات زیست محیطی زنده‌رود انجام شد به شرح ذیل می‌باشد:

حذف جامدات

تجزیه و تحلیل نتایج نشان می‌دهد که کیفیت فاضلاب عرقیات مختلف متفاوت می‌باشد و تا حد زیادی به نوع عرقیاتی که تولید می‌شود بستگی دارد. با توجه به این‌که در صنایع گلاب‌گیری و عرقیات، از ریشه، برگ، گلبرگ، یا سایر اجزای گیاهان استفاده می‌شود و این مواد همراه با جریان فاضلاب به خارج از سالن تولید هدایت می‌گردد، بایستی قبل از تجزیه شدن آن‌ها، نسبت به حذف آن‌ها از جریان فاضلاب اقدام گردد. بنابراین اولین واحد جهت تصفیه فاضلاب صنایع عرقیات و گلاب‌گیری واحد آشغالگیری می‌باشد که شامل آشغالگیر دهانه درشت برای حذف جامدات درشت مانند شاخ، برگ و ریشه گیاهان و آشغالگیر دهانه ریز برای حذف جامدات ریزتر مانند گلبرگ‌ها می‌باشد.

حذف مواد معلق

علاوه بر مواد جامد درشت، فاضلاب صنایع گلاب‌گیری و عرقیات حاوی مقادیر زیادی مواد معلق نیز می‌باشد که ناشی از ریشه، برگ، گلبرگ یا سایر اجزای گیاهان مختلف می‌باشد که در داخل دیگ‌ها قرار می‌گیرند. برخی از گیاهان مانند کاسنی، به طور مستقیم داخل آب در حال جوشیدن ریخته نمی‌شوند و داخل کیسه‌هایی بر روی بسکت قرار داده شده و به درون دیگ هدایت می‌گردند. در این گونه موارد، مقادیر کم‌تری از اجزای گیاه وارد فاضلاب شده و این گونه فاضلاب‌ها، دارای مقادیر TSS کم‌تری نسبت به فاضلاب صنایع گلاب‌گیری یا عرقیات بهار نارنج هستند.

با توجه به این‌که مواد معلق موجود در فاضلاب‌ها، از نوع آلی می‌باشند، وجود آن‌ها باعث تجزیه شدنشان و افزایش بار آلی فاضلاب می‌گردد. حذف مواد معلق قبل از هر گونه تصفیه بیولوژیکی یا شیمیایی، می‌تواند بار آلی ورودی به واحدهای بعدی تصفیه را به مقدار زیادی کاهش دهد. برای این منظور می‌توان از منعقدکننده‌های مختلف و همچنین کمک منعقدکننده استفاده نمود، تا ذرات معلق در کنار یکدیگر تشکیل یک لخته بیولوژیکی داده و از فاضلاب جدا گردد. بنابراین، پس از واحد آشغالگیری استفاده از واحدهای انعقاد، لخته‌سازی و واحد جدا کننده لخته‌ها می‌تواند باعث حذف بخش قابل توجهی از مواد آلی موجود در فاضلاب گردد. برای این منظور موارد زیر بر روی نمونه‌های فاضلاب انجام گرفت.

حذف مواد معلق شامل حذف مواد آلی با استفاده از صافی پارچه‌ای

در این روش از یک پارچه ضخیم با منافذ بسیار ریز استفاده گردید و به این طریق مواد معلق موجود در فاضلاب حذف گردید.

استفاده از منعقدکننده آلوم ($Al_2O_3 \cdot H_2O$)

به منظور بررسی کارایی ماده منعقد کننده آلوم در حذف ذرات معلق، مقدار ۴ میلی‌گرم از آن در pH ۸ تا ۱۲ مورد آزمایش قرار گرفت. برای تنظیم pH قبل از فرایند انعقاد، از محلول سود استفاده شد.

استفاده از منعقدکننده کلروفریک (FeCl_3)

همانند آزمایش‌هایی که برای آلوم انجام گردید، برای بررسی کارایی ماده منعقد کننده کلروفریک جامد در حذف ذرات معلق نیز، مقدار ۲ میلی گرم از کلروفریک در pHهای ۸، ۹، ۱۰، ۱۱ و ۱۲ مورد آزمایش قرار گرفت. برای تنظیم pH قبل از فرایند انعقاد، از محلول سود استفاده شد.

استفاده از منعقدکننده پلی آلومینیوم کلراید (PAC)

برای این منظور ابتدا پلی آلومینیوم کلراید، با درصد خلوص ۵۰ درصد، مورد بررسی قرار گرفت. ابتدا ۱۰۰ گرم از پودر PAC با یک لیتر آب مخلوط گردید و سپس در آزمایش‌های جار، به میزان لازم از محلول مذکور استفاده گردید. مطابق تجربیات کارشناس آزمایشگاه در خصوص استفاده از PAC، ابتدا به کمک محلول سود سوزآور، pH فاضلاب بر روی ۱۱ تنظیم گردید و سپس با استفاده از ۲۵ میلی لیتر محلول PAC، مقدار pH خنثی گردید. سپس به کمک ۵ میلی لیتر پلی الکترولیت، فرایند انعقاد تکمیل گردید. به منظور بهینه‌سازی مقدار پلی آلومینیوم کلراید آزمایش‌ها به شرح زیر ادامه یافت. با توجه به مثبت بودن نتایج آزمایش‌های انجام شده با استفاده از منعقدکننده PAC، تصمیم گرفته شد که به منظور واقعی کردن نتایج در صنعت، از PAC صنعتی با درصد خلوص ۲۸ درصد صنعتی استفاده گردد. پودر مذکور نیز به مقدار ۱۰۰ گرم در یک لیتر آب حل گردید و محلول حاصل به عنوان محلول منعقد کننده در آزمایش‌های جار مورد استفاده قرار گرفت.

جهت انجام آزمایش‌های جار، فاضلاب با pHهای مختلف (۴/۷) مربوط به فاضلاب خام ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲ و ۱۳) به حجم ۲ لیتر، آماده گردید و از محلول PAC به مقدار ۵۰ میلی لیتر به هرکدام اضافه گردید. مشاهده گردید که در pHهای کم فلوک‌های بسیار ریز تشکیل شد و با افزایش pH فلوک‌های درشت‌تر تشکیل شدند ولی قابلیت ته‌نشینی آن‌ها بسیار کم بود. بنابراین تصمیم گرفته شد مقدار PAC به دو برابر افزایش یابد. آزمایش‌ها مجدداً با مقدار PAC معادل ۱۰۰ میلی لیتر تکرار گردید. نتایج حاصل در قسمت نتایج ارائه شده است. مکانیزم پک به گونه‌ای است که از طریق تولید یون‌های هیدروکسیل و پلیمرهای آنیونی چند ظرفیتی، باعث تشکیل فلاک‌های سنگین و ماکرو مولکول‌های غیرآلی بزرگ که همان لخته‌ها هستند، در آب می‌شود. این مکانیزم سرعت ناپایداری ذره‌ای و سرعت ته‌نشینی کلوئیدها را افزایش می‌دهد. در نتیجه جداسازی و ته‌نشینی بهتر و سریع‌تر انجام می‌شود. محدوده‌ی pH آن بین ۵ الی ۹ می‌باشد. مصرف پک باعث کاهش ناخالصی‌های آلی آب می‌شود.

حذف مواد آلی محلول

حذف مواد آلی محلول با استفاده از فرات ۶ یا فرات پتاسیم (FeK_2O_4): فرات پتاسیم یک اکسید کننده بسیار قوی می‌باشد که برای اکسید کردن مواد آلی استفاده می‌شود. در این تحقیق از فرات ۶ در شرایط مختلفی استفاده گردید.

۱- بر روی پساب صاف شده از کاغذ صافی

۲- پساب آزمایش جار (منعقدکننده PAC) پس از انعقاد و ته‌نشینی

۳- پساب آزمایش جار (منعقدکننده آلوم) پس از انعقاد و ته‌نشینی

استفاده از گاز ازن

به منظور ازن‌زنی از یک دستگاه ازن‌ساز (۱۲ گرم در ساعت)، ساخت کمپانی آمریکا استفاده گردید. برای تغذیه دستگاه از گاز اکسیژن خالص استفاده شد. ازن‌زنی فاضلاب، به دو روش زیر انجام شد:

۱- فاضلاب خام از توری پارچه عبور داده شد تا مواد معلق درشت موجود در فاضلاب جدا گردد. سپس عملیات ازن‌زنی بر روی آن انجام گرفت.

۲- ابتدا با استفاده از ماده منعقدکننده مواد معلق به خوبی ته‌نشین گردید، به طوری که پساب زلال (کدورت 5 NTU) حاصل شد. سپس پساب زلال با COD معادل ۱۸۵۰۰ mg/l وارد پایلوت گردید.

۲-۵- انتخاب روش تصفیه و بررسی انتخاب گزینه مناسب جهت ساخت پایلوت

با توجه به اینکه در مطالعات روش بیولوژیکی نتایج مطلوبی حاصل نشد (در زمان ماند معقول یعنی حدود ۳ تا ۴ روز، حداکثر ۷۰ درصد COD کاهش یافت). مطالعات بیشتری با زمان ماند طولانی‌تر صورت پذیرفت که در ادامه به صورت خلاصه معرفی می‌گردند:

مطالعه اول:

استفاده از لاگون بی‌هوازی با غلظت COD ورودی ۹۵۰۰۰-۶۵۰۰۰ mg/l

مطالعه دوم:

استفاده از هاضم‌های مرسوم بی‌هوازی (CSTR^۱)

مطالعه سوم:

استفاده از راکتور بستر ثابت با غلظت COD ورودی معادل ۲۸۰۰۰ mg/l

مطالعه چهارم:

استفاده از راکتور بستر ثابت با زمان ماند ۳ الی ۴ و COD ورودی ۷۰۰۰۰-۹۸۰۰۰ mg/l

مطالعه پنجم:

استفاده از UASB^۲ در شرایط COD ورودی ۱۷۰۰۰-۵۸۰۰۰ mg/l

قابل ذکر است با توجه به اینکه در کلیه مطالعاتی که به روش بیولوژیکی کار شده است نتیجه مطلوبی در مدت زمان مناسب حاصل نشده است. ضمن این بهره‌برداری از فرایندهای بیولوژیکی به دلیل حساس بودن نسبت به pH، دما و شوک بار آلی، معمولاً با مشکل مواجه می‌گردد و نیاز به نیروی متخصص جهت بهره‌برداری می‌باشد. بنابراین تصمیم گرفته شد که ازن‌زنی و یکی از فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته مانند استفاده هم‌زمان از UV و UV، استفاده شود. مطالعه بر روی فاضلاب خام صاف شده و همچنین بر روی پساب فرایند انعقاد و لخته‌سازی انجام شد.

در خصوص استفاده از فاضلاب خام صاف شده، مقدار ۲ لیتر از فاضلاب صاف شده با COD معادل ۲۸۵۰۰ mg/l وارد پایلوت گردید و ازن‌زنی به مدت ۵۴ ساعت انجام گردید. به منظور مطالعه بر روی کارایی ازن + UV، تصمیم گرفته شد، به منظور کاهش میزان ازن مورد نیاز، ابتدا عمیات انعقاد و لخته‌سازی انجام و پساب حاصل وارد پایلوت گردد. بنابراین ابتدا با استفاده از ماده منعقدکننده مواد معلق به خوبی ته‌نشین گردید، به طوری که پساب زلال حاصل شد. سپس پساب زلال با COD معادل ۱۸۵۰۰ mg/l وارد پایلوت گردید. پایلوت تحقیق در شکل (۳) نشان داده شده است.

در این پایلوت فاضلاب ابتدا وارد راکتور UV شده و سپس وارد استوانه جهت ازن‌زنی می‌گردد، و پس از ازن‌زنی مجدداً وارد راکتور UV می‌گردد. این سیکل بسته مرتب ادامه پیدا کرد. پس از شروع به کار پایلوت، نمونه‌گیری از فاضلاب در زمان‌های ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۱۲۰ دقیقه انجام شد.

¹ Continuously Stirred Tank Reactor

² Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor

شکل ۳- پایلوت ازن + UV بر روی پساب فرایند انعقاد



Fig 3. Ozone + UV pilot on the effluent of the coagulation process

مطالعه ششم

در تحقیق حاضر سعی بر کاهش میزان اکسیژن خواهی شیمیایی (COD) و تصفیه بیولوژیکی فاضلاب حاصل از گلاب‌گیری بود. بدین منظور آزمایش‌های متعددی به منظور کاهش COD و تصفیه بیولوژیکی فاضلاب انجام گرفت. علیرغم کاهش چشمگیر میزان اکسیژن‌خواهی شیمیایی (۶۶۰۰ ppm به ۷۹۰ ppm)، با توجه به اینکه نتایج مورد انتظار حاصل نشد پس از تصفیه بیولوژیکی ازن‌زنی هم انجام شد. نتایج آزمایش‌ها در زمان‌های متفاوت در قسمت نتایج ارائه شده است.

فرایند ازن‌زنی

در این تحقیق جهت ازن‌زنی از دستگاه PROZONE ساخت آمریکا با گنجایش ۱۲ گرم بر ساعت استفاده شد که نمونه پایلوت آماده شده جهت ازن‌زنی در شکل (۴) قابل مشاهده است.

شکل ۴- تجهیزات ازن‌زنی مورد استفاده در تحقیق



Fig 4. Ozonization equipment used in the research

۳- نتایج و بحث

۳-۱- نتایج حذف مواد آلی با استفاده از صافی پارچه‌ای

همانطور که گفته شد در این روش از یک پارچه ضخیم با منافذ بسیار ریز استفاده گردید و به این طریق مواد معلق موجود در فاضلاب حذف گردید. نتایج آزمایش COD نشان داد که مقدار COD فاضلاب از ۳۱۰۶۵ (نمونه خام) به ۲۸۰۱۰ پس از صاف کردن رسید. این مقدار حذف بسیار ناچیز می‌باشد و با توجه به کدورت بالای نمونه پس از صاف شدن مشخص گردید که مقدار زیادی از مواد آلی از توری پارچه‌ای عبور کرده‌اند.

۳-۲- نتایج استفاده از منعقدکننده آلوم $(Al_2(SO_4)_3)$

پس از تزریق ماده منعقدکننده و کمک منعقدکننده پلی‌الکترولیت به فاضلاب‌های مذکور، در هیچ یک از pHهای ذکر شده فلوک‌ها (لخته‌های بیولوژیکی) تشکیل نشد و رنگ فاضلاب به شدت تیره شد. نتایج نشان می‌دهد که ماده منعقدکننده آلوم، برای حذف ذرات معلق فاضلاب صنایع گلابگیری و عرقیات مناسب نمی‌باشد و بایستی ماده منعقدکننده دیگری مورد استفاده قرار گیرد.

۳-۳- نتایج استفاده از منعقدکننده کلروفریک $(FeCl_3)$

پس از تزریق کلروفریک و کمک منعقدکننده پلی‌الکترولیت به فاضلاب‌های مذکور، در هیچ یک از pHهای ذکر شده، فلوک‌ها تشکیل نشد و رنگ فاضلاب در این مرحله نیز به شدت تیره شد. نتایج نشان می‌دهد که ماده منعقدکننده کلروفریک نیز، برای حذف ذرات معلق فاضلاب صنایع گلابگیری و عرقیات مناسب نمی‌باشد.

۳-۴- نتایج استفاده از منعقدکننده پلی‌آلومینیوم کلراید (PAC)

نتایج نشان داد که استفاده از منعقدکننده پلی‌الکترولیت می‌تواند ذرات معلق موجود در فاضلاب گلابگیری را به خوبی به لخته قابل ته‌نشین تبدیل نماید و COD را به مقدار بیش از ۷۰ درصد کاهش دهد. با توجه به مثبت بودن نتایج آزمایش‌های انجام شده با استفاده از منعقدکننده PAC، تصمیم گرفته شد که به منظور واقعی کردن نتایج در صنعت، از PAC (صنعتی با درصد خلوص ۲۸ درصد) صنعتی استفاده گردد. در نتیجه مطالعه مشاهده گردید که در pHهای کم فلوک‌های بسیار ریز تشکیل شد و با افزایش pH فلوک‌های درشت تر تشکیل شدند ولی قابلیت ته‌نشینی آن‌ها بسیار کم بود. در شکل (۵) نتایج نشان داده شده است.

شکل ۵- نتایج حذف COD در آزمایش جار با استفاده از منعقدکننده PAC با درجه خلوص ۲۸ درصد به میزان ۵۰ میلی‌لیتر

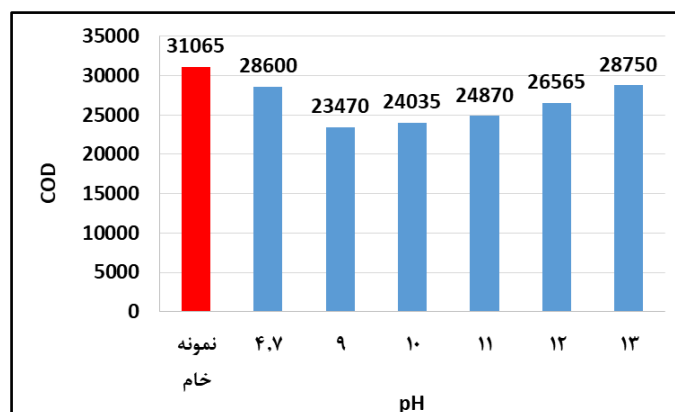


Fig 5. COD removal results in the jar test using PAC coagulant with 28% purity in 50 ml

پس از دو برابر کردن مقدار PAC آزمایش‌ها مجدداً با مقدار PAC معادل ۱۰۰ میلی‌لیتر تکرار شد. در همه نمونه‌ها فلوک تشکیل شده و با افزایش pH فلوک‌ها درشت شدند. بهترین ته‌نشینی در pH معادل ۱۱ و بیشترین درصد حذف COD در pH معادل ۹ اتفاق افتاد. این نتایج در شکل (۶) نشان داده شده است.

شکل ۶ - نتایج حذف COD در آزمایش جار با استفاده از منعقدکننده PAC با درجه خلوص ۲۸ درصد به میزان ۱۰۰ میلی‌لیتر

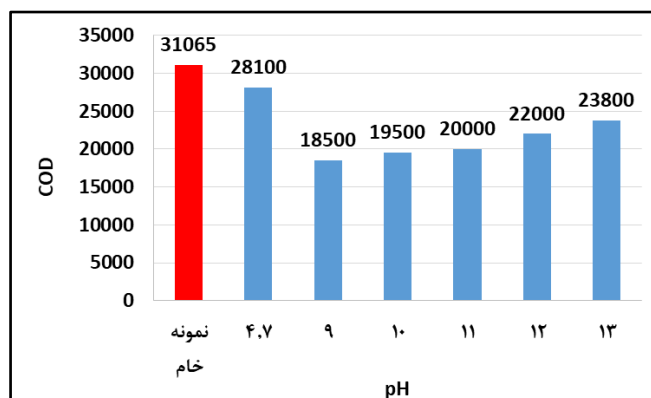


Fig 6. COD removal results in jar test using PAC coagulant with 28% purity in 100 ml

در آزمایش‌های فوق، میزان ماده منعقدکننده ثابت بود. در آزمایش‌های دیگر، به این صورت عمل شد که ابتدا نمونه‌ها در pHهای مختلف تهیه گردید و سپس به هر کدام از نمونه‌ها به قدری ماده منعقدکننده اضافه گردید که pH کلیه نمونه‌ها خنثی گردد. نمونه‌ای که pH بالاتری داشت نیاز به ماده منعقدکننده بیشتری دارد. نتایج نشان داد که با افزایش ماده منعقدکننده درصد حذف COD نیز افزایش می‌یابد ولی ته‌نشینی فلوک‌ها با مشکل مواجه خواهد شد و به عبارتی حجم لجن به مقدار بسیار زیادی افزایش می‌یابد، به طوری که در نمونه‌ای که بیشترین مصرف PAC را داشت تنها یک لایه دو-سه میلی‌متری پساب زلال بر روی بشر یک لیتری تشکیل شده بود. نتایج بدست آمده از این قسمت از آزمایش‌ها در شکل (۷) نشان داده شده است.

شکل ۷ - نتایج حذف COD در آزمایش جار با استفاده از منعقدکننده PAC با درجه خلوص ۲۸ درصد تا رسیدن به pH خنثی

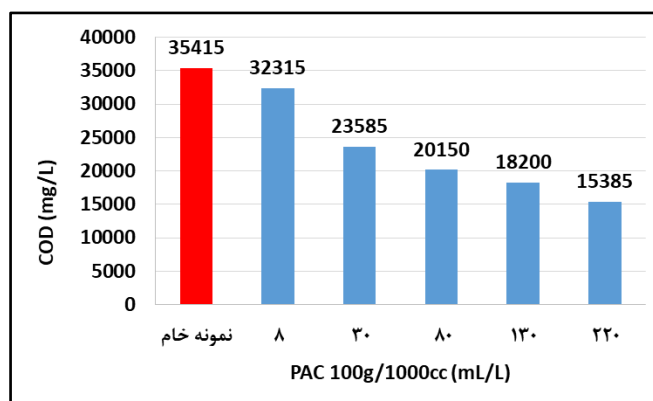


Fig 7. COD removal results in jar test using PAC coagulant with 28% purity until neutral pH is reached

۳-۵- نتایج استفاده از فرات ۶ یا فرات پتاسیم (FeK_2O_4)

بر اساس آزمایش‌های انجام شده در آزمایشگاه مشخص شد، فرات پتاسیم قابلیت اکسید کردن این نوع فاضلاب را ندارد و حداکثر میزان اکسیدکنندگی ناشی از فرات ۱۰/۹ درصد و مربوط به زمانی است که ۵۰cc فرات رقیق شده (۱ به ۵۰) بر روی فاضلابی که از کاغذ صافی عبور کرده است، می‌باشد. بنابراین فرات پتاسیم برای تصفیه این نوع فاضلاب مناسب نمی‌باشد.

۳-۶- نتایج انتخاب روش تصفیه و بررسی انتخاب گزینه مناسب جهت ساخت پایلوت

نتایج بررسی روش بیولوژیکی نشان داد که در زمان ماند معقول یعنی حدود ۳ تا ۴ روز، حداکثر ۷۰ درصد COD کاهش می‌یابد که نتیجه مطلوبی نمی‌باشد. نتایج سایر مطالعات که زمان ماند بسیار بیشتری در نظر گرفته شده بود به شرح ذیل می‌باشد.

مطالعه اول:

در این مطالعه از لاگون بی‌هوایی استفاده شد و غلظت COD ورودی بین ۶۵۰۰۰ تا ۹۵۰۰۰ متغیر در نظر گرفته شد. در نتیجه این بررسی حداکثر درصد حذف هنگامی که بار آلی ۰/۶ کیلوگرم به ازای هر متر مکعب بوده بین ۹۰ تا ۹۵ درصد حاصل شد. بر اساس بار آلی و دبی بررسی شده در آزمایشگاه، زمان ماند معادل ۷۲ روز حاصل شد، که از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه نمی‌باشد.

مطالعه دوم:

در این مطالعه از هاضم‌های مرسوم بی‌هوایی (CSTR) استفاده شد و در زمان ماند ۱۵ روز حداکثر میزان حذف معادل ۹۰ درصد بدست آمد.

مطالعه سوم:

در این مطالعه COD فاضلاب معادل ۲۸۰۰۰ بوده و از راکتور بستر ثابت استفاده شد. راندمان حذف COD حدود ۷۰ درصد بوده که نتیجه مطلوبی نبود.

مطالعه چهارم:

در این مطالعه نیز از راکتور بستر ثابت با زمان ماند سه الی چهار روز استفاده شد و برای COD ورودی معادل ۷۰۰۰۰ تا ۹۸۰۰۰ راندمان حذف بین ۶۷ تا ۷۲ درصد متغیر بود.

مطالعه پنجم:

در این مطالعه از UASB استفاده شد. COD ورودی بین ۱۷۰۰۰ تا ۵۸۰۰۰ متغیر بود و فاضلاب تا رسیدن به COD ۹۲۰۰ رقیق‌سازی شد. COD فاضلاب رقیق شده پس از زمان ماند ۱۰ روز به ۱۲۷۶ میلی‌گرم بر لیتر رسید. همان‌طور که تشریح شد در کلیه مطالعاتی که به روش بیولوژیکی کار شده است نتیجه مطلوبی در مدت زمان مناسب حاصل نشده است. بنابراین تصمیم گرفته شد که از زنی و یکی از فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته مانند استفاده هم‌زمان از ازن و UV، مورد مطالعه قرار گیرد. مطالعه هم بر روی فاضلاب خام صاف شده هم بر روی پساب فرایند انعقاد و لخته‌سازی انجام شد. نتایج بررسی پایلوت استفاده از فاضلاب خام صاف شده (مقدار ۲ لیتر از فاضلاب صاف شده با COD معادل ۲۸۵۰۰ mg/l و مدت زمان از زنی ۵۴ ساعته) مطابق شکل (۸) می‌باشد. همان‌طور که مشاهده می‌شود پس از ۲۴ ساعت از زنی مقدار COD تنها به میزان ۱۸ درصد کاهش داشته و پس از آن تغییر چندانی ایجاد نشده است. این مطالعه نشان داد که ازن به تنهایی قادر به اکسید کردن مواد آلی نمی‌باشد و لذا استفاده هم‌زمان از ازن و UV مورد بررسی قرار گرفت.

شکل ۸ - تغییرات میزان COD طی فرایند ازن‌زنی فاضلاب خام صاف شده

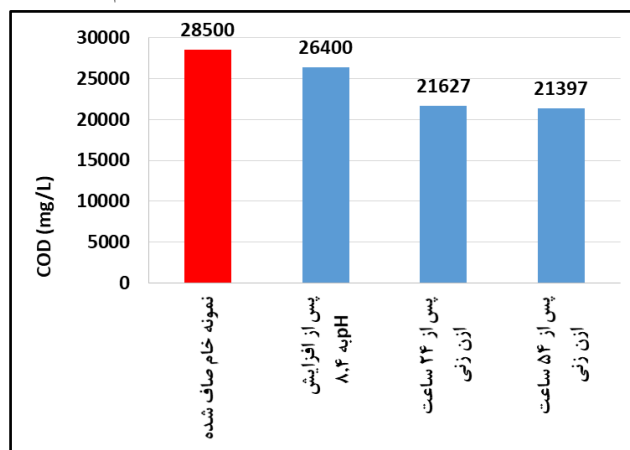


Fig 8. Changes for COD during the process of ozonation of filtered raw wastewater

نتایج بررسی کارایی ازن UV+ در شکل (۹) نشان داده شده است. همانطور که در شکل مشخص است COD در ۲۰ دقیقه اول از ۱۸۵۰۰ mg/l به ۱۲۲۵۵ mg/l (معادل ۳۴ درصد حذف COD ناشی از اکسیداسیون پیشرفته و بیش از ۶۰ درصد از COD کل) رسیده است و بعد از زمان ۲۰ دقیقه میزان کاهش COD به کندی پیش می‌رود. پس از ازن‌زنی فاضلاب کاملاً شفاف و بدون رنگ بود.

شکل ۹ - تغییرات میزان COD طی فرایند ازن‌زنی + UV بر روی پساب انعقاد و لخته‌سازی

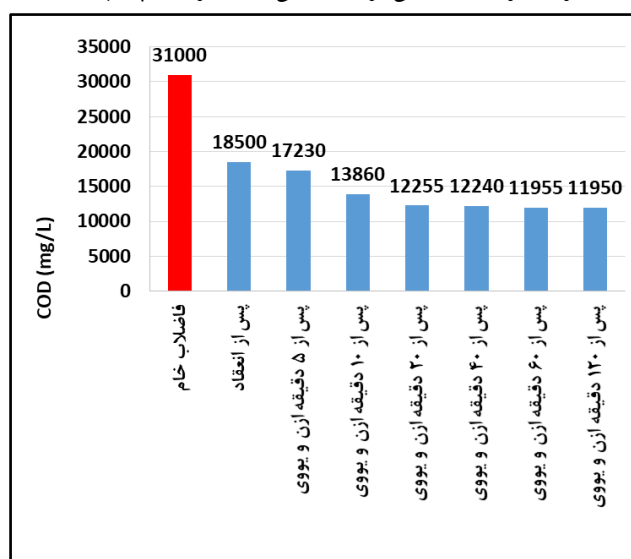


Fig 9. Changes for COD during the ozonation + UV process on the coagulation and flocculation effluent

مطالعه ششم:

علیرغم کاهش چشمگیر میزان اکسیژن‌خواهی شیمیایی (۶۶۰۰ ppm به ۷۹۰ ppm)، با توجه به اینکه این مقدار در مقایسه با محدوده مجاز COD برای تخلیه به چاه‌های جاذب و آب‌های سطحی، مصارف کشاورزی و آبیاری فضای سبز رضایت بخش نبود پس از تصفیه بیولوژیکی ازن‌زنی هم انجام شد که نتایج مربوط در قسمت‌های بعدی بیان می‌شود.

۳-۷- نتایج حاصل از تصفیه بیولوژیکی

با توجه به مقادیر موجود در جدول (۵) مقدار کدورت در پساب تیره که در واقع پساب قبل از تصفیه بیولوژیکی است، ۱۶۸ ppm بود که پس از فرایند تصفیه بیولوژیکی به شدت کاهش یافته و به مقدار ۱۵/۵ ppm رسید. در نهایت با استفاده از فرایند ازن‌زنی به

۵ ppm رسید. مقدار کل مواد معلق محلول (TSS) نیز در فرایندهای تصفیه روند کاهشی داشتند به طوری که قبل از تصفیه بیولوژیکی مقدار کل مواد معلق محلول ۸۴۴ ppm بود که پس از تصفیه بیولوژیکی به ۱۲ ppm تقلیل یافت و بعد از فرایند ازن‌زنی به ۶ ppm رسید. مقدار کل اکسیژن خواهی قبل از تصفیه بیولوژیکی ۶۱۰۰ ppm بود که بسیار بالا است و این نشان‌دهنده آلودگی بالای این پساب است. مقدار اکسیژن خواهی پس از تصفیه به ۷۹۰ ppm کاهش یافت و در نهایت با استفاده از ازن به ۱۳۰ ppm رسید.

جدول ۵- مشخصات فاضلاب ارسال شده به آزمایشگاه

Table 5. Characteristics of wastewater sent to the laboratory

COD ppm	TSS ppm	کدورت NTU	T	نمونه
6600	844	168	31	پساب تیره قبل از تصفیه بیولوژیکی
790	12	15.5	31	پساب زرد شفاف بعد از تصفیه بیولوژیکی
130	6	5	22.7	پساب پس از ۲ ساعت ازن‌زنی

۳-۸- بررسی تاثیر ازن‌زنی بر کاهش آلودگی

برای بررسی اثر ازن‌زنی، از نمونه‌ها قبل و بعد از ازن‌زنی عکسبرداری شد. شکل (۱۰) دو نمونه از پساب را نشان می‌دهد که نمونه زرد رنگ مربوط به پساب بعد از تصفیه بیولوژیکی و قبل از ازن‌زنی می‌باشد و پساب رنگ روشن مربوط به پساب پس از استفاده از ازن است.

شکل ۱۰- نمونه‌های پساب بعد از تصفیه بیولوژیکی و قبل و بعد از ازن‌زنی



Fig 10. Effluent samples after biological treatment, before, and after ozonation

لازم به ذکر است که مقدار COD در نمونه فاضلاب پس از تصفیه بیولوژیکی (نمونه زرد) ۷۹۰ ppm بود که به تدریج کاهش یافته و در نهایت پس از گذشت ۱۲۰ دقیقه به ۱۳۰ میلی‌گرم بر لیتر تقلیل یافت. طبق راهنمای دستگاه ازن‌زنی PEROZONE مقدار ازن وارد شده ۱۲ گرم در ساعت می‌باشد. در این پایلوت 500cc از محلول ریخته شد و بهترین جواب پس از دو ساعت ۱۳۰ میلی‌گرم بر لیتر COD بدست آمد.

با توجه به مقادیر گزارش شده در جدول (۶) با گذشت زمان از مقدار COD کم شد. به طوری که پس از گذشت ۲۵ دقیقه مقدار COD به ۱۷۹ ppm با کاهش ۷۷/۳۴ درصد رسید. پس از گذشت ۶۰ دقیقه مقدار COD ۷۴/۷۴ درصد کاهش یافت و به ۱۶۰ ppm رسید. در دقیقه ۹۰ مقدار COD ۸۱/۸ درصد کاهش داشت و در نهایت در دقیقه ۱۲۰ مقدار آن به ۱۳۰ ppm با ۸۳/۵ درصد

کاهش بود. این مقدار به ۸۳/۲۹ درصد کاهش در دقیقه ۱۵۰ رسید. بنابراین با توجه به نتایج بدست آمده بهترین زمان ۱۲۰ دقیقه با ۸۳/۵ درصد کاهش در مقدار COD است. اما با توجه به مسائل اقتصادی و با توجه به اینکه تفاوت درصد کاهش مقدار COD در ۲۵ دقیقه و ۱۲۰ دقیقه فقط ۳/۷۶ درصد است لذا زمان ازن‌زنی ۲۵ دقیقه بهینه‌تر است. زیرا علاوه بر کاهش زیاد مقدار COD مدت ازن‌زنی و به تبع آن مقدار ازن مصرفی کمتر است.

جدول ۶- مقادیر COD پساب در زمان‌های مختلف پس از ازن‌زنی و درصد کاهش آن

Table 6. Wastewater COD values at different times after ozonation and its reduction percentage

اختلاف درصد کاهش	درصد کاهش COD	COD	زمان ازن زنی
-	77.34%	179 ppm	۲۵ دقیقه
2.4	79.74%	160 ppm	۶۰ دقیقه
2.06	81.8%	143 ppm	۹۰ دقیقه
3.76	83.5%	130 ppm	۱۲۰ دقیقه
3.55	83.29%	130 ppm	۱۵۰ دقیقه

به طور کلی پس از تصفیه بیولوژیکی می‌توان به کمک ازن‌زنی مقدار COD را تا ۸۳/۵ درصد کاهش داد. مطابق با آنالیز انجام شده برآورد می‌گردد که مقدار ازن مورد نیاز برای کاهش ۷۷ درصدی COD در زمان ۲۵ دقیقه، برابر با ۱ گرم در لیتر است. بنابراین برای یک پساب ۵۰۰۰ لیتر در روز نیاز به یک دستگاه با ظرفیت ۱۰ کیلوگرم در روز یا ۲۵۰ گرم در ساعت است.

۴- نتیجه‌گیری

در این مطالعه امکان سنجی تصفیه فاضلاب صنایع گلاب‌گیری و عرقچات مورد بررسی قرار گرفت. مشخصات کیفی فاضلاب عرقچات مختلف و گلاب‌گیری نشان داد که COD فاضلاب‌های مختلف بین ۱۳۰۰۰ تا ۳۵۰۰۰ mg/l متغیر می‌باشد. بیشترین حجم فاضلاب تولیدی در زمان گلاب‌گیری بوده و از لحاظ بار آلودگی نیز بیشترین COD را دارد. بررسی حذف مواد آلی با استفاده از صافی پارچه‌ای نشان داد گرچه استفاده از صافی پارچه‌ای مقدار COD فاضلاب از ۳۱۰۶۵ mg/l (نمونه خام) به ۲۸۰۱۰ رسانده است اما رضایت بخش نمی‌باشد. با توجه به اینکه با استفاده از منعقدکننده آلوم $(Al_2(SO_4)_3)$ و همچنین منعقدکننده کلروفریک $(FeCl_3)$ در همه pHهای مورد بررسی لخته بیولوژیکی تشکیل نشد. لذا این منعقدکننده‌ها برای حذف ذرات معلق فاضلاب صنایع گلاب‌گیری و عرقچات مناسب نمی‌باشند. نتایج نشان داد که استفاده از منعقدکننده پلی‌الکترولیت می‌تواند ذرات معلق موجود در فاضلاب گلاب‌گیری را به خوبی به لخته قابل ته‌نشین تبدیل نماید و COD را به مقدار بیش از ۷۰ درصد کاهش دهد. در نتیجه این مطالعه مشخص شد بهترین ته‌نشینی در pH معادل ۱۱ و بیشترین درصد حذف COD در pH معادل ۹ اتفاق افتاده است. بر اساس آزمایش‌های انجام شده در آزمایشگاه مشخص شد، فرات پتاسیم (FeK_2O_4) قابلیت اکسید کردن این نوع فاضلاب را ندارد. همچنین با توجه به شش مطالعه‌ای که به روش بیولوژیکی انجام شده بود نتیجه مطلوبی در زمان مناسب حاصل نشد. همچنین مشخص شد که ازن به تنهایی قادر به اکسید کردن مواد آلی نمی‌باشد. مطالعه روش‌های مختلف نشان داد که فاضلاب صنایع گلاب‌گیری و عرقچات جزء فاضلاب‌های سخت تجزیه‌پذیر می‌باشد و نه تنها روش‌های معمول تصفیه قادر به حذف کامل COD نمی‌باشند بلکه روش‌های اکسیداسیون پیشرفته نیز با کندی پیش می‌رود و نیازمند انرژی بسیار زیاد تا رسیدن به حد مجاز تخلیه به محیط می‌باشد. بنابراین راه‌کار مناسب جهت کنترل فاضلاب صنایع عرقچات و گلاب‌گیری به پنج گزینه به شرح زیر خلاصه گردید:

۱- انعقاد و لخته‌سازی و سپس استفاده از روش اکسیداسیون پیشرفته (ازن + UV): در فرایند انعقاد و لخته‌سازی حدود ۵۰ درصد مواد آلی حذف می‌گردد و مابقی آن را می‌توان طی فرایند اکسیداسیون پیشرفته (ازن + UV) طی زمان ماند مناسب حذف نمود. بر اساس توصیه منابع مختلف میزان ازن مورد نیاز برای حذف COD بایستی بین ۶ تا ۱۰ برابر مقدار COD موجود در فاضلاب باشد. این بدین معناست که به عنوان مثال چنانچه COD فاضلاب ۱۵۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر باشد بایستی بین ۹۰۰۰۰ تا ۱۵۰۰۰۰ گرم ازن به ازای هر لیتر فاضلاب، تولید کرد. در خصوص کارخانجات مورد مطالعه با توجه به این‌که میزان فاضلاب تولیدی حدوداً ۳ متر مکعب در روز می‌باشد بایستی روزانه به طور متوسط ۳۶ کیلوگرم ازن تولید کرد. با توجه به این‌که دستگاه تولید ازن با چنین ظرفیتی هزینه‌های هنگفتی را شامل می‌شود و علاوه بر آن هزینه‌های مربوط به تهیه مواد منعقدکننده نیز وجود دارد، بنابراین فرایند تصفیه به لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه نخواهد بود و کارخانجات زیر بار مخارج سنگین سرمایه‌گذاری اولیه و هزینه‌های بالای بهره‌برداری نخواهند رفت.

۲- گزینه دوم استفاده از فرایند انعقاد و لخته‌سازی، کاهش ۵۰ درصدی COD و تولید پسابی با زلالیت بالا (کدورت 5 NTU): این روش قابلیت استفاده به عنوان یک محصول را دارد. در زمان گلاب‌گیری روزانه فاضلاب زیادی تولید می‌گردد که می‌تواند با فرایند ساده انعقاد و لخته‌سازی، کلیه مواد معلق موجود در فاضلاب را جدا کرد و مابقی آن را به عنوان ماده معطر، در اماکن مختلف استفاده نمود. در نتایج مطالعه مشخص شد که پساب خروجی از فرایند انعقاد و لخته‌سازی که از فاضلاب گلاب‌گیری تولید می‌گردد، تا مدت‌ها، بوی مطبوع خود را بدون آنکه تغییری در رنگ، ظاهر یا بوی آن ایجاد شود حفظ می‌کند.

۳- استفاده از حوضچه‌های تبخیری: راهکار حوضچه‌های تبخیری بسیار ساده بوده و هزینه‌های ساخت و بهره‌برداری بسیار کمی را شامل می‌شود. در صورتی که منطقه با مشکل کمبود آب مواجه نباشد، استفاده از حوضچه‌های تبخیری می‌تواند به عنوان یکی از گزینه‌های جدی تلقی گردد.

۴- جداسازی فاضلاب‌های صنعتی از فاضلاب‌های بهداشتی و آب مصرفی جهت شست‌وشوی محوطه و دیگ‌ها: این کار باعث می‌گردد که بتوان فاضلاب بهداشتی و شست‌وشو را با روش‌های معمول بیولوژیک تصفیه نمود و حجم فاضلاب صنعتی را تا حدی کاهش داد.

۵- استفاده از روش تصفیه بی‌هوازی و ازن‌زنی خروجی تصفیه‌خانه و فیلتراسیون آن: گزینه‌ای مناسب برای ظرفیت‌های بالا است که منجر به تصفیه کامل فاضلاب در حد استاندارد تخلیه به محیط می‌گردد.

۵- تشکر و قدردانی

این مطالعه با حمایت مالی شرکت شهرک‌های صنعتی استان اصفهان انجام شده است. نویسندگان مقاله مراتب قدردانی و سپاس را ابراز می‌دارند.

۶- تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

۷-مراجع

- Babuponnusami, A., Sinha, S., Ashokan, H., Paul, M. V., Hariharan, S. P., Arun, J., & Pugazhendhi, A. (2023). Advanced oxidation process (AOP) combined biological process for wastewater treatment: A review on advancements, feasibility and practicability of combined techniques. *Environmental Research*, 116944 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116944>
- Jiménez, A. M., Borja, R., & Martín, A. (2003). Aerobic-anaerobic biodegradation of beet molasses alcoholic fermentation wastewater. *Process Biochemistry*, 38(9), 1275-1284. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(02\)00325-4](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(02)00325-4)
- Kastali, M., Mouhir, L., Chatoui, M., Souabi, S., & Anouzla, A. (2021). Removal of turbidity and sludge production from industrial process wastewater treatment by a rejection of steel rich in FeCl₃ (SIWW). *Biointerface Research in Applied Chemistry*, 11(5), 13359-13376. <https://doi.org/10.33263/BRIAC115.1335913376>
- Lata, K., Kansal, A., Balakrishnan, M., Rajeshwari, K. V., & Kishore, V. V. N. (2002). Assessment of biomethanation potential of selected industrial organic effluents in India. *Resources, Conservation and Recycling*, 35(3), 147-161. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(01\)00112-4](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00112-4)
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004). State of the art of bio granulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533-563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 540-555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>
- Meena, M., Yadav, G., Sonigra, P., & Shah, M. P. (2022). A comprehensive review on application of bioreactor for industrial wastewater treatment. *Letters in Applied Microbiology*, 74(2), 131-158. <https://doi.org/10.1111/lam.13557>
- Phan, L. T., Schaar, H., Saracevic, E., Krampe, J., & Kreuzinger, N. (2022). Effect of ozonation on the biodegradability of urban wastewater treatment plant effluent. *Science of the Total Environment*, 812, 152466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152466>
- Rahimi, E., Shahamat, Y. D., Kamarehei, B., Zafarzadeh, A., & Khani, M. R. (2018). Rapid decolorization and mineralization of molasses by catalytic ozonation process with a nanocomposite from fermentation industry wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15, 1941-1948. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1515-8>
- Sonune, A., & Ghate, R. (2004). Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*, 167, 55-63. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.06.113>
- Yanqoritha, N., & Kuswandi, K. (2023). Effect of trace metal FeCl₃ on biogas production in industrial wastewater treatment with high organic load. *International Journal of Mechanical Engineering Technologies and Applications*, 4(1), 22-30. <https://doi.org/10.21776/MECHTA.2023.004.01.3>



Reviewing the evaluation methods for determining aquifer vulnerability in Iran using the Drastic method

Mohammadreza Pakbaz^{1*}, Mehran Iranpour Mobarake²

1 Department of Civil Engineering, Aqiq non-profit institute, Isfahan, Iran.

2 Assistant Professor, Department of Civil Engineering, Lanjan Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran.

Corresponding Author: mohammadrezapakbaz5257@gmail.com

© The Author(s) 2024

Received: 04 Nov 2023

Accepted: 27 Jun 2024

Published: 14 Jul 2024

Abstract

Determining the vulnerability and risk of groundwater is necessary for groundwater management. Cleaning up polluted groundwater is a costly undertaking. Various factors degrade groundwater quality, including point sources and diffuse sources of pollution, often linked to human activities that allow pollutants to enter aquifers. Therefore, it is necessary to use suitable and affordable methods to prevent pollution of groundwater resources at the source. The purpose of this research is to evaluate the methods of determining the vulnerability of aquifers using the drastic model in 12 regions located in some parts of Iran. The evaluation of each region is presented based on different indicators which help the removing pollution executors of underground water systems in order to choose, reuse or present new methods. In addition, the challenges and research gaps of the existing plains were evaluated in the explanation of each method, which can be the subject of future research works.

Keywords: Groundwater, Vulnerability, Iran, Aquifer, Drastic



مروری بر ارزیابی روش‌های تعیین آسیب‌پذیری برخی از آبخوان‌های ایران به روش دراستیک

محمد رضا پاکباز^{۱*}، مهران ایرانپور مبارکه^۲

۱. گروه مهندسی عمران، موسسه آموزش عالی عقیق، اصفهان، ایران.

۲. گروه مهندسی عمران، دانشگاه آزاد اسلامی واحد لنجان، اصفهان، ایران.

نویسنده مسئول: mohammadrezapakbaz5257@gmail.com

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۳/۰۴/۲۴

پذیرش: ۱۴۰۳/۰۴/۰۷

دریافت: ۱۴۰۲/۰۸/۱۳

چکیده

برای مدیریت آب زیرزمینی، تعیین آسیب‌پذیری و ریسک آب زیرزمینی اجتناب ناپذیر است. همچنین رفع آلودگی آب زیرزمینی، هزینه‌های زیادی را در بر خواهد داشت، از این رو لازم است از روش‌های مناسب و مقرون به صرفه برای پیشگیری از آلودگی منابع آب زیرزمینی استفاده گردد. از جمله عواملی که سبب کاهش کیفیت آب زیرزمینی می‌گردد؛ وجود منابع مهم آلاینده‌های منتشر شده و نقطه‌ای ناشی از فعالیت‌های انسانی در سطح زمین و نفوذ این آلاینده‌ها به آبخوان‌هاست. به همین منظور جلوگیری از آلودگی این آب‌ها در مدیریت منابع آب زیرزمینی، ضروری است. هدف این پژوهش ارزیابی روش‌های تعیین آسیب‌پذیری آبخوان‌ها با استفاده از مدل دراستیک در ۱۲ منطقه واقع در برخی نقاط کشور ایران است. ارزیابی هر منطقه بر اساس شاخص‌های متفاوتی ارائه شده است که به مجریان برطرف‌کننده آلودگی‌های سیستم‌های آب زیرزمینی در جهت انتخاب، استفاده مجدد و یا ارائه روش‌های جدید کمک می‌کند. به‌علاوه در توضیح هر روش، چالش‌ها و شکاف‌های تحقیقاتی دشت‌های موجود مورد بررسی قرار گرفتند که می‌توانند موضوع کارهای تحقیقاتی در آینده باشند.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، آسیب‌پذیری، ایران، آبخوان، دراستیک

۱- مقدمه

امروزه مسائل زیست محیطی با رشد روز افزون تکنولوژی، صنعتی‌تر شدن جهان، رشد جمعیت و کاهش سریع منابع سالم آب، افزایش یافته‌اند. از سوی دیگر از گذشته به دلیل اهمیت آب در سلامت انسان، به منابع آب و مسائل مربوط به آن توجه شده است (Azad et al., 2011). به همین منظور به دلیل محدود بودن منابع آب سطحی، آب زیرزمینی تنها منبع قابل اعتماد آب شیرین در بسیاری از کشورهای دنیا محسوب می‌شود (Mahmoudpour et al., 2021). آب زیرزمینی یکی از منابع مهم و برجسته تامین آب در تمامی کشورها، بخصوص در مناطق خشک و نیمه خشک به حساب می‌آید. آلودگی منابع آب به یکی از معضلات جدی در سراسر جهان طی چند دهه گذشته تبدیل شده است (Umar et Hamza et al., 2007; Neshat et al., 2014; Dixon 2005). در بیشتر مناطق ایران که جزء مناطق خشک و نیمه خشک جهان است (Dixon 2005)، امروزه بهره‌برداری بی‌رویه از آب‌های زیرزمینی باعث کاهش شدید سطح آب گردیده و نیز آلاینده‌های مختلفی به سفره‌های آب زیرزمینی از طریق فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهری، وارد شده است (Sadat- Knödel et al., 2007; Dixon 2005; Aller et al., 1987; Noori & Ebrahimi, 2016). یکی از روش‌های پیشگیری آلودگی آب زیرزمینی، شناسایی مناطقی است که مستعد آلودگی بالا می‌باشند و با به دست آوردن این اطلاعات می‌توان منطقه را از لحاظ آسیب‌پذیری، پهنه‌بندی نمود (Azad et al., 2011). از جمله عواملی که برای تصمیم‌گیری و تخصیص کاربری‌های اراضی مناسب و همچنین برنامه‌های مدیریت منابع آب در سراسر جهان مورد اهمیت قرار دارد، آسیب‌پذیری آب زیرزمینی و پهنه‌بندی ریسک می‌باشد. در نتیجه می‌توان با اطلاعات به دست آمده، تمهیدات لازم را درخصوص جلوگیری از آلوده شدن مناطق با آسیب‌پذیری بالا، اندیشید. جمع‌آوری داده‌ها و اطلاعات قابل اطمینان و کافی لازمه مدیریت صحیح و موثر سیستم‌های آب‌زیرزمینی است که از طریق پایش کمی و کیفی آب زیرزمینی به دست می‌آید.

در این راستا اهمیت آبخوان‌ها از حیث آلودگی و ممنوعیت توسعه بهره‌برداری از سفره‌های آب زیرزمینی می‌باشد و پژوهش‌های گسترده‌ای با هدف پیش‌بینی روند آسیب‌پذیری جهت مدیریت بهینه آبخوان‌ها به‌عنوان ذخیره ارزشمند آب، همچنین توسعه پایدار آن، کاهش آسیب‌های زیست محیطی و بحران نابودی منابع آبی صورت گرفته است. از روش‌های مختلف ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی، می‌توان به روش‌های مبتنی بر شبیه‌سازی، روش‌های آماری و روش دراستیک اشاره کرد یکی از متداول‌ترین روش‌ها برای ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی^۱ آبخوان، روش دراستیک است. در این راستا با توجه به بحث‌های امروز زیست محیطی و آلودگی، تهیه مدل دراستیک به کمک فناوری‌های سنجش از دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS)^۲ اهمیت زیادی داشته و از آنجا که آب زیرزمینی در شرایط خشکسالی امروز، نقش مهمی در کشاورزی سالم دارد، استفاده از این مدل نتایج خوبی به همراه خواهد داشت (Arab Ameri et al., 2015).

برای اولین بار در اواخر دهه ۱۹۶۰ در فرانسه مفهوم آسیب‌پذیری آب زیرزمینی جهت هشدار درباره آلودگی آب ارائه گردید (Vrba & Zaporozec, 1994). در مورد آسیب‌پذیری آبخوان و مفهوم آن در هیدروژئولوژی تعاریف زیادی ارائه شده که از آن می‌توان به تعریف کمیته ملی علوم زمین آمریکا در سال ۱۹۹۱ اشاره کرد. به بیان این کمیته، آسیب‌پذیری آب زیرزمینی نسبت به آلودگی را، تمایل یا احتمال رسیدن آلاینده‌ها به یک مکان مشخص در سیستم آب زیرزمینی بعد از به وجود آمدن آنها در برخی محل‌ها، در بالای سطح آبخوان می‌داند (Almasri 2008).

¹ Intrinsic vulnerability

² Geographic Information System

از نظر مفهومی در هیدروژئولوژی اصطلاح آسیب‌پذیری به دو صورت آسیب‌پذیری ذاتی و آسیب‌پذیری ویژه تقسیم می‌شود. به امکان آلودگی در یک منطقه بدون در نظر گرفتن آلاینده خاص آسیب‌پذیری ذاتی گفته می‌شود که به ویژگی‌های زمین-شناسی، هیدرولوژی و هیدروژئولوژی یک منطقه و فعالیت‌های بشری وابسته بوده و مستقل از ماهیت آلاینده (Gogu & Dassargues, 2000) می‌باشد. از جمله روش‌هایی که به منظور ارزیابی این نوع آسیب‌پذیری استفاده می‌شوند، می‌توان دراستیک را نام برد (Hamza et al., 2007). آسیب‌پذیری ویژه اشاره به آسیب‌پذیری آب زیرزمینی نسبت به آلاینده یا گروهی خاص از آلاینده‌ها دارد که وابسته به ویژگی‌های آلاینده و ارتباط آن با مؤلفه‌های مختلف آسیب‌پذیری ذاتی می‌باشد. روش‌های مختلفی جهت ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی وجود دارد که می‌توان به روش‌های رتبه‌دهی، توصیفی^۳، آماری-تحلیلی^۴ و ترکیبی^۵ اشاره کرد. روش دراستیک یکی از مهم‌ترین و پرکاربردترین روش رتبه‌دهی و هم‌پوشانی می‌باشد.

۲- تئوری

در سال ۱۹۸۷ با حمایت آژانس حفاظت از محیط زیست امریکا (EPA)^۶ روش دراستیک توسط (Aller et al., 1987) به عنوان سیستمی استاندارد برای ارزیابی آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی نسبت به آلودگی ارائه گردید که بر اساس آن، نقشه آسیب‌پذیری با پارامترهای مختلف هیدروژئولوژی ایجاد گردید، که هر یک در انتقال آلودگی تاثیر گذارند. در نهایت، با جمع یک ضریب وزنی و یک ضریب ارزش، نقشه آسیب‌پذیری ارائه می‌گردد (Aller et al., 1987). دراستیک متداول‌ترین روش برای ارزیابی حساسیت آبخوان است هر چند هدف آن پیش‌بینی وقوع آلودگی در آب زیرزمینی نمی‌باشد. البته در برخی از کاربردهای آن در خصوص پیش‌بینی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی نسبت به آلودگی‌ها، دراستیک موفق و برخی ناموفق بوده است (Adamat et al., 2003). در حال حاضر برای ارزیابی پتانسیل آلودگی، روش دراستیک به عنوان یک سیستم استاندارد شناخته شده و این مدل در بیشتر کشورهای دنیا مورد استفاده قرار می‌گیرد زیرا داده‌های مورد نیاز جهت استفاده از روش دراستیک به راحتی می‌تواند از نهادهای دولتی و یا نیمه دولتی به دست آید. به دلیل در نظر گرفتن تعداد پارامتر بیشتر و دقت بالاتر در مطالعات فراوان، استفاده از چهارچوب عملی دراستیک جهت ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی، در آبخوان‌های کشورهای مختلف جهان با موفقیت انجام شده است. فرآیند مدل‌سازی برای محاسبه شاخص ریسک آلودگی در شکل (۱) نشان داده شد.

۲-۱- پارامترهای دراستیک

عبارت DRASTIC مخفف پارامترهایی است که در سیستم هیدروژئولوژیکی، کنترل‌کننده آلودگی آب زیرزمینی می‌باشند و عبارتند از: عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، تاثیر ناحیه غیر اشباع و ضریب هدایت هیدرولیکی آبخوان، که به شرح زیر می‌باشد:

۱- عمق آب زیرزمینی^۷ (D): یکی از مهم‌ترین فاکتورهای شاخص دراستیک عمق آب زیرزمینی است که فاصله سطح زمین تا سطح ایستابی را شامل می‌شود که بر اساس آن میزان ضخامتی که آب باید طی کند تا به سطح آبخوان برسد مشخص

³ Subjective Rating Method

⁴ Statistical and Process-Based Method

⁵ Hybrid Method

⁶ US Environmental Protection Agency

⁷ Depth to Water Table

می‌شود. افزایش این ضخامت، منجر به تصفیه و حذف آلودگی توسط ناحیه غیراشباع خاک می‌شود. با افزایش عمق، پتانسیل حفاظت از آلوده شدن آب بیشتر می‌شود.

۲- **تغذیه خالص (R):** میزان آبی می‌باشد که توسط عوامل مختلفی نظیر بارش، از طریق ناحیه غیراشباع خاک به آب زیرزمینی می‌رسد. یک عامل اصلی برای انتقال آلودگی، آب نفوذی از محیط غیر اشباع به ناحیه اشباع است که حامل آلودگی‌های جامد و مایع می‌باشد و به سطح آب زیرزمینی منتقل شده باعث افزایش کمی و افت کیفیت آب می‌شود. به طور کلی یک ناحیه با تغذیه بالایی آب، در ریسک آلودگی بالاتری قرار دارد.

۳- **محیط آبخوان (A):** محیط آبخوان به ساختار زمین در قسمت اشباع آبخوان گفته می‌شود که وابسته به نوع ترکیب و دانه‌بندی خاک می‌باشد. طول مسیر و جهت جریان آب تاثیر بسزایی در مواد تشکیل‌دهنده آبخوان دارد لذا با افزایش طول مسیر، زمان لازم برای انجام فرایندهای میرایی نظیر جذب، واکنش شیمیایی و پراکنش، افزایش می‌یابد. به طور کلی افزایش پتانسیل آلودگی، نتیجه انتقال سریع آلاینده‌ها از طریق ترکیب دانه‌های درشت و بازشدگی‌های نظیر درز و شکاف در محیط آبخوان است. از این رو ریزدانه‌تر بودن محیط آبخوان باعث افزایش افت آلودگی خواهد بود.

۴- **محیط خاک (S):** ناحیه ۶ فوت یا کمتر سطح بالایی زمین را تحت پوشش قرار می‌دهد. خاک و بافت آن اثر قابل توجهی بر مقدار آب نشت کرده به زمین دارد. به طور کلی نوع و مقدار رس موجود در خاک نقش مهمی در آلودگی ایفا می‌کند. هر چه خاک ریزدانه‌تر و رس موجود در آن تراکم کمتر و متورم باشد، تراوایی نسبی خاک، کاهش و احتمال نفوذ آلودگی به سطح آب زیرزمینی کاهش می‌یابد. محیط خاک بر حسب رده‌بندی بافتی آن مشخص و امتیازبندی می‌شود.

۵- **توپوگرافی (T):** منظور از توپوگرافی، شیب سطح زمین است. کنترل حرکت آلودگی و یا نگهداری آن بر روی سطح زمین، متأثر از شیب آن می‌باشد. به همین منظور امکان آلودگی آبخوان در سطوح با شیب زیاد، کاهش می‌یابد و در سطوح با شیب کم و افقی، به علت زمان ماندگاری آلودگی بر روی سطح زمین، بیشتر و در نتیجه میزان نفوذ پذیری آلودگی به حداکثر خواهد رسید.

۶- **تاثیر ناحیه غیر اشباع (I):** در تعریف دراستیک محیط غیر اشباع به محدوده بالایی خط ایستابی آب زیرزمینی که همه خلل و فرج آن با آب پر نشده است، اطلاق می‌شود. در این محدوده به جز آب، دو فاز جامد و هوا نیز وجود دارد. زمان حرکت آلودگی در محیط غیراشباع را، ذرات بافت آن تعیین می‌کند. ارزش‌گذاری محیط غیر اشباع در آبخوان‌های سطحی تقریباً متناسب با ارزش‌گذاری محیط آبخوان است. نرخ نفوذ، طول مسیر و چگونگی حرکت آلاینده‌ها با ناحیه غیراشباع خاک رابطه مستقیم و آن را کنترل می‌نماید و به همین جهت در زمان لازم برای میرایی و کاهش آلودگی تاثیر بسیار دارد.

۷- **ضریب هدایت هیدرولیکی (C):** به میزان توانایی مواد تشکیل‌دهنده آبخوان به هدایت آب، هدایت هیدرولیکی گفته می‌شود. که این هدایت آب توسط فضای متخلخل تشکیل‌دهنده آبخوان کنترل می‌گردد. میزان انتشار و انتقال آلودگی در ناحیه اشباع تا حد زیادی به این پارامتر بستگی دارد. با توجه به این مفهوم باید مفهوم محیط آبخوان را از آن جدا نمود زیرا ممکن است محیط آبخوان به میزان زیادی نفوذ ناپذیر باشد ولی شامل شکاف‌های بزرگ باشد.

شکل ۱- فرآیند مدل‌سازی برای محاسبه شاخص ریسک آلودگی

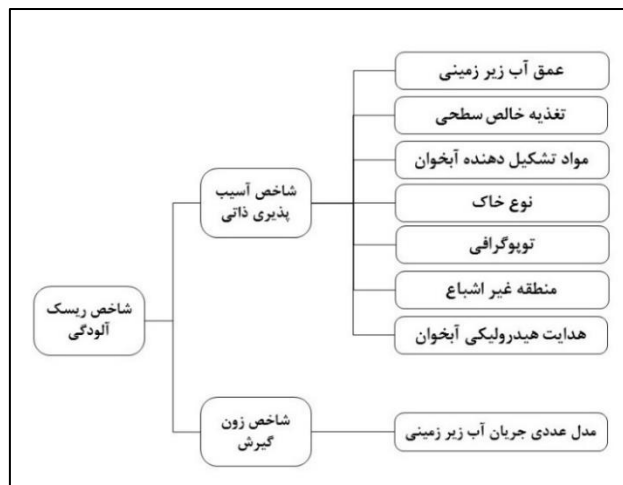


Fig 1. Modeling process to calculate the pollution risk index

۲-۲- نحوه به دست آوردن شاخص آسیب‌پذیری دراستیک

در روش دراستیک به هر پارامتر یک نرخ و یک وزن بر حسب اهمیت پارامتر اختصاص داده می‌شود. از این رو شاخص دراستیک بر اساس وزن‌دهی به مجموع هفت پارامتر با رابطه (۱) محاسبه می‌شود:

$$DI = Dr Dw + Rr Rw + Ar Aw + Sr Sw + Tr Tw + Ir Iw + Cr Cw \quad (1)$$

در این رابطه:

DI = شاخص دراستیک

D, R, A, S, T, I و C = پارامتر های هفتگانه

r = نرخ ارزش (رتبه)

w = وزن پارامتر

دسته‌بندی شاخص دراستیک مطابق با جدول (۱) می‌باشد.

جدول ۱- محدوده آسیب‌پذیری آبخوان (Hamza et al., 2007)

Table 1. Range of aquifer vulnerability (Hamza et al., 2007)

آسیب‌پذیری	محدوده آسیب‌پذیری
ناچیز و قابل صرف نظر	<۶
کم	۹۲-۴۷
متوسط	۱۳۶-۹۳
زیاد	۱۸۴-۱۳۷
خیلی زیاد	>۱۸۵

۲-۳- وزن‌دهی و ارزش‌گذاری پارامترها در دراستیک

در سراسر جهان وزن‌دهی عددی بر مبنای تکنیک دلفی پایه‌گذاری شده است. به منظور ارزیابی سطوح ریسک این تکنیک به صورت تجربی و تحقیقی در نواحی مورد نظر، مورد استفاده قرار می‌گیرد. بر اساس این تکنیک، با افزایش وزن، پتانسیل آلودگی بیشتر می‌گردد. (Aller et al. 1987) طی انجام تحقیقاتی وزن‌های ۱ تا ۵، را برای پارامترهای هفتگانه روش دراستیک ارائه کردند. (Almasri, 2008) بر اساس منطبق بولین^۸ به منظور ارزش‌گذاری یک پارامتر با توجه به خصوصیات متفاوت این پارامتر، رتبه‌ای در نظر گرفتند. این نرخ‌ها از عدد ۱ تا ۱۰ متغیراند. وزن‌ها و نرخ‌های مربوط به هر پارامتر در جدول (۲) نشان داده شد.

۲-۴- تحلیل حساسیت^۹

تحلیل حساسیت یک گام اساسی در مدل‌های کاربردی است که در آن پارامترهای ورودی مدل، تغییر داده می‌شوند و سپس واکنش سیستم به این تغییرات سنجیده می‌شود. در نهایت میزان حساسیت هر پارامتر تعیین می‌گردد. جهت سنجیدن آسیب‌پذیری آبخوان‌ها میزان اثرگذاری هر کدام از پارامترها، با استفاده از دو نوع تحلیل حساسیت حذف پارامتر (Babiker et al., 2005) و تحلیل حساسیت تک پارامتر (Napolitano & Fabbri 1996) سنجیده می‌شود.

۲-۴-۱- تحلیل حساسیت حذف پارامتر

منظور از تحلیل حساسیت حذف پارامتر، حذف یک یا چند پارامتر جهت نشان دادن حساسیت نقشه آسیب‌پذیری می‌باشد. در این روش ابتدا هرکدام از پارامترها به طور جداگانه از محاسبات حذف شده و اندیس تغییرپذیری^{۱۰} دراستیک محاسبه می‌شود. برای شناسایی این روش می‌توان از موثرترین پارامتر بر آلودگی آب‌های زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه، استفاده کرد (Babiker et al., 2005). میزان حساسیت مدل به روش حذف تک پارامتر از رابطه (۲) به دست می‌آید:

$$S = |(V/N) - (V'/n)|/V * 100 \quad (2)$$

در این رابطه:

S = میزان حساسیت یا اندیس تغییرپذیری

V = اندیس‌های آسیب‌پذیری بدون حذف پارامتر

V' = اندیس‌های آسیب‌پذیری با حذف پارامتر

N و n = تعداد لایه‌های مورد استفاده در محاسبه V و V'

V به عنوان اندیس آسیب‌پذیری غیرآشفته^{۱۱} نیز در نظر گرفته می‌شود که با استفاده از تمام هفت پارامتر دراستیک به دست می‌آید، درحالی که V' به عنوان اندیس آسیب‌پذیری آشفته^{۱۲} مورد توجه قرار می‌گیرد که آسیب‌پذیری با استفاده از تعداد کمتری از لایه‌ها در نتیجه حذف یک یا چند پارامتر محاسبه می‌شود.

⁸ Boulin

⁹ Sensitivity Analysis

¹⁰ Change Index

¹¹ Unperturbed Vulnerability Index

¹² Perturbed Vulnerability Index

جدول ۲- رتبه و وزن پارامترهای روش دراستیک (Almasri, 2008)

Table 2. Rank and weight of Drastic method parameters (Almasri, 2008)

عمق آب (متر)	تغذیه (میلی متر)		توپوگرافی (درصد)		هدایت هیدرولیکی (متر بر روز)		محیط آبخوان	مواد تشکیل دهنده ناحیه غیر اشباع		محیط خاک		
	ضریب ب	دامنه	ضریب ب	دامنه	ضریب ب	دامنه		ضریب ب	ضریب	دامنه	ضریب	دامنه
۰- ۱/۵	۱۰	۵-۰	۱	۲-۰	۱۰	۴-۰/۴	۱	شیل توده ای	۲	لايه محصور کننده	۱	نازک بودن خاک
-۱/۵ ۴/۶	۹	۱۰-۵	۳	۶-۲	۹	۱۲-۴	۲	دگرگونی	۳	سیلت / رس	۳	۱۰ شن
-۴/۶ ۹/۱	۷	۱۸-۱۰	۶	۱۲-۶	۵	۲۸-۱۲	۴	دگرگونی هوازده	۴	شیل	۳	۹ ماسه
-۹/۱ ۱۵/۲	۵	۲۵-۱۸	۸	۱۸-۱۲	۳	۴۰-۲۸	۶	آبرفت	۵	سنگ آهک	۶	۸ پیت
۱۵/۲ -	۳	>۲۵	۹	>۱۸	۱	۸۰-۴۰	۸	ماسه سنگ، آهک و شیل	۶	ماسه سنگ	۶	۷ رس ترک خورده
۲۲/۸ -	۲					>۸۰	۱۰	سنگ آهک و توده	۶	ماسه سنگ	۶	۶ لوم ماسه ای
۳۰/۴ ۳۰/۴ >	۱							توده ماسه سنگو توده شن و ماسه	۶	وشیل شن و ماسه و رس	۶	۵ لوم
								شن و ماسه	۸	دگرگونی	۴	۴ لوم سیلیسی
								بازالت	۹	شن و ماسه	۸	۳ لوم رسی
								سنگ آهک و کارستی	۱۰	بازالت	۹	۲ لجن و لای
										سنگ آهک و کارستی	۱۰	۱ رس سخت و متورم نشده
	وزن ۵	وزن ۴	وزن ۱	وزن ۳	وزن ۳	وزن ۵	وزن ۲					

۲-۴-۲- تحلیل حساسیت تک پارامتری

(Napolitano & Fabbri, 1996) برای بررسی تاثیر هرکدام از پارامترهای دراستیک بر روی اندیس آسیب‌پذیری از تحلیل حساسیت تک پارامتری استفاده کردند. در هر پیکسل با وزن تئوریک اختصاص یافته به آن پارامتر، از روش مدل تحلیلی دراستیک استفاده گردید. با توجه به اینکه اهمیت هر هفت پارامتر دراستیک در ارزیابی اندیس آسیب‌پذیری با استفاده از تحلیل حساسیت حذف نقشه نشان داده شد، تحلیل حساسیت تک پارامتری وزن‌های موثر و تئوریک پارامترها را با هم مقایسه می‌کند. وزن موثر در هر پیکسل با استفاده از رابطه (۳) به دست می‌آید:

$$W = (Pr Pw / V) * 100 \quad (3)$$

در این رابطه:

W = وزن موثر هر پارامتر

Pr = نمره هر پارامتر

Pw = وزن هر کدام از پارامترها

V = اندیس نهایی آسیب‌پذیری

۲-۵- واسنجی^{۱۳}

به منظور واسنجی (کالیبراسیون) پهنه‌بندی مدل دراستیک از آلاینده نترات استفاده می‌شود، زیرا این آلاینده جز یکی از آلاینده‌های مهم و پایدار موجود در آب زیرزمینی می‌باشد. پس از تهیه نقشه آسیب‌پذیری، برای پراکندگی یکنواخت نمونه‌ها نقشه موقعیت چاه‌های کشاورزی بر روی یکدیگر همپوشانی می‌شود. در ادامه برای قابل اعتماد بودن نتایج صحت سنجی مدل، چاه‌های نمونه‌گیری طوری انتخاب می‌شوند که از تمام رده‌های آسیب‌پذیری متفاوت، نمونه گرفته شود. برای صحت‌سنجی مدل از چاه‌های کشاورزی منتخب نمونه‌برداری صورت می‌گیرد و یون نترات موجود در نمونه‌های برداشت شده از آب‌های زیرزمینی مورد تجزیه و تحلیل قرار داده می‌شود. سپس نقشه پراکندگی مقادیر نترات آب‌های زیرزمینی تهیه می‌گردد.

۳- ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی به روش دراستیک

در طی چند سال گذشته یکی از معضلات جدی در سراسر جهان آلودگی منابع آب می‌باشد. در سرتاسر مناطق ایران نیز آلاینده‌های مختلفی در پی فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهری به سفره‌های آب زیرزمینی تحمیل شده‌اند. یکی از روش‌های پیشگیری آلودگی آب زیرزمینی، شناسایی مناطقی است که مستعد آلودگی بالا می‌باشند و با به دست آوردن این اطلاعات می‌توان منطقه را از لحاظ آسیب‌پذیری، پهنه‌بندی نمود. یکی از متداول‌ترین روش‌ها برای ارزیابی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان، روش دراستیک است. در این بخش از مقاله به بررسی نقاط مشخص شده در شکل (۲) در نقشه ایران و مشخص کردن نقاط و میزان آسیب‌پذیری هر کدام از مناطق جهت ارزیابی آلودگی منابع آب زیرزمینی با روش دراستیک پرداخته می‌شود.

¹³ Calibration

شکل ۲- موقعیت دشت‌ها و میزان آسیب‌پذیری

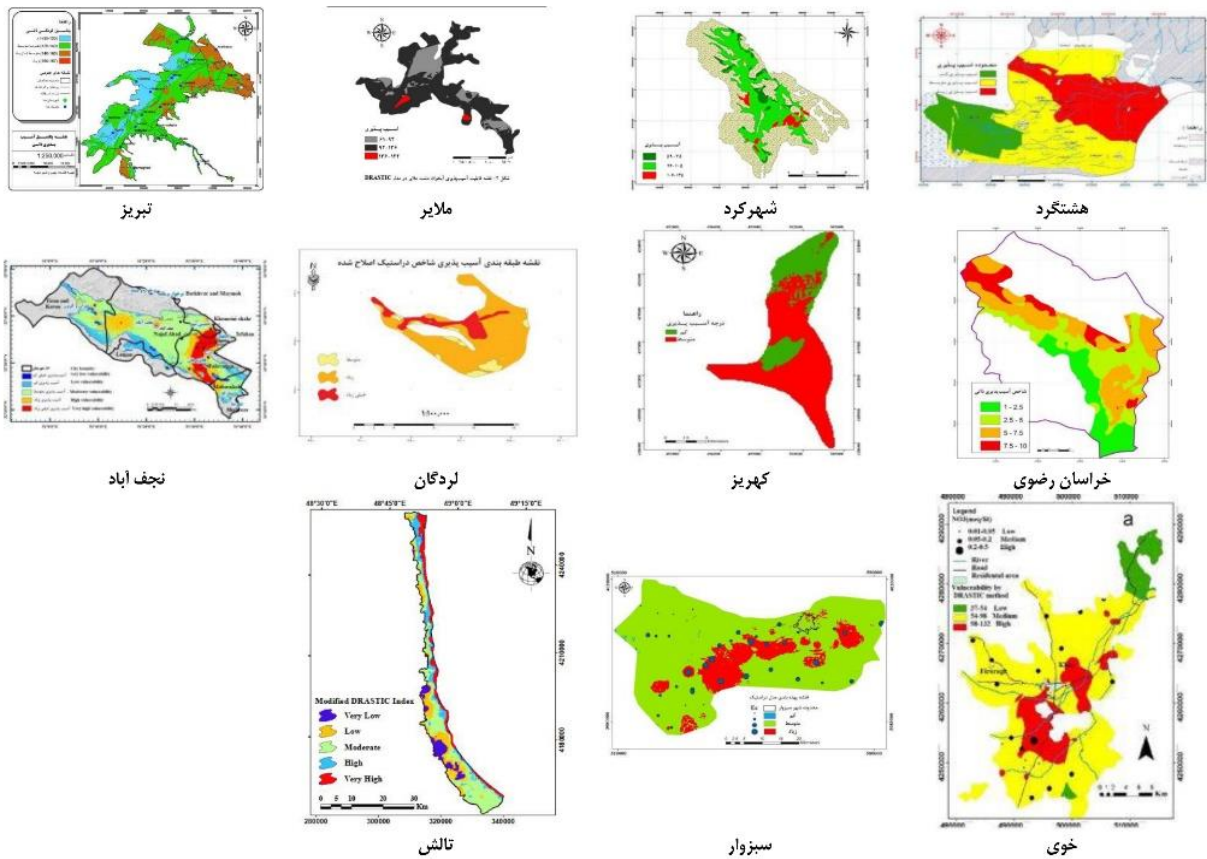
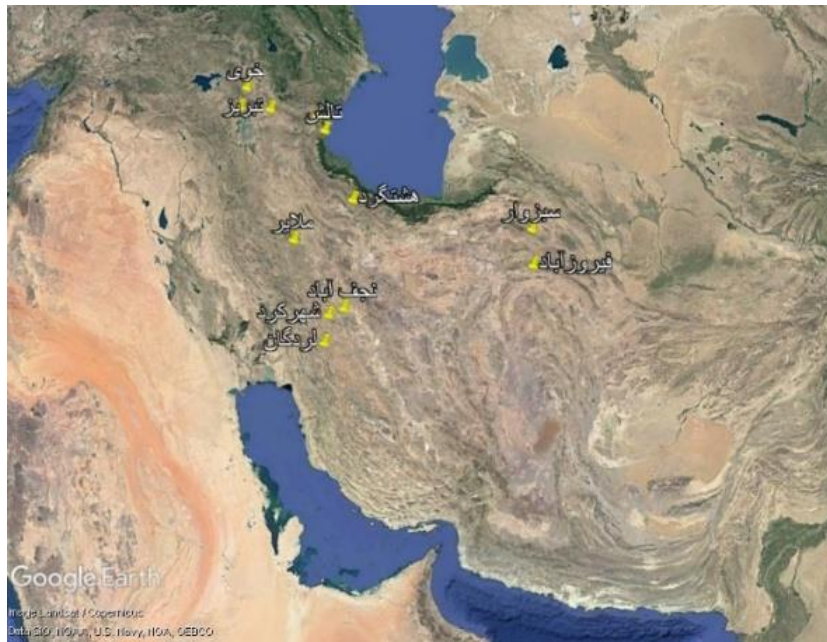


Fig 2. The location of the plains and the degree of vulnerability

(Azad et al., 2011) پتانسیل آسیب‌پذیری آبخوان که یکی از ابزارهای پهنه‌بندی است را برای دشت هشتگرد مورد بررسی قرار دادند. با استفاده از شاخص دراستیک، آبخوان این دشت که همواره در معرض آلودگی ناشی از آب‌های برگشتی حاصل از آبیاری آغشته به کودهای شیمیایی، فاضلاب شهری و روستایی و پساب‌های صنعتی است، مورد ارزیابی قرار دادند. با تحلیل حساسیت به دو روش پارامتر واحد و حذف لایه‌ها، پس از اطمینان از تناسب توزیع وزن‌ها بر پارامترهای موثر، مشخص گردید بیشترین وزن، مربوط به محیط غیراشباع خاک و تغذیه آبخوان است. سپس پهنه‌بندی پتانسیل آسیب‌پذیری آبخوان این دشت با نقشه نیترات آب زیرزمینی مقایسه شد که تطابق نسبتاً خوبی را نشان داد. این پهنه‌بندی با آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد تقسیم شد. با انجام این تحقیق، مشخص گردید که بیشترین درصد پتانسیل آسیب‌پذیری مربوط به کلاس متوسط است. مناطق شمالی دشت پتانسیل آسیب‌پذیری زیاد و نواحی جنوبی کمترین پتانسیل آسیب‌پذیری را داشتند. با توجه به نقشه کاربری اراضی می‌توان دریافت که بیشترین آلودگی نیترات موجود در منطقه، از فاضلاب شهری و کودهای مصرفی در کشاورزی ایجاد می‌شود. از این رو باید با افزایش راندمان آبیاری تا حد امکان آب‌های برگشتی کشاورزی به آبخوان که اغلب خود به عنوان منبع آلاینده آبخوان به شمار می‌روند را کاهش داد.

(Mirzai et al., 2012) با استفاده از مدل دراستیک، آسیب‌پذیری دشت شهرکرد را ارزیابی کردند و با استفاده از خصوصیات تغییرنا^{۱۴}، پهنه‌بندی غلظت نیترات به روش میان‌یابی کریجینگ^{۱۵} انجام شد که در این مطالعه نتایج آن مورد استفاده قرار گرفت. حدود ۸۰ درصد منطقه مطالعاتی در وضعیت آسیب‌پذیری کم قرار گرفت و نواحی شمال، جنوب شرقی و غرب دشت شهرکرد از پتانسیل آلودگی بالاتری نسبت به دیگر نواحی برخوردار بودند. همچنین نواحی جنوب، جنوب شرق و شمال غرب دارای بالاترین غلظت نیترات بودند. با توجه به کاربری اراضی احتمالاً منبع آلودگی، وجود دامداری‌های صنعتی در جنوب و شمال غرب، همراه با کشت علوفه بوده و در جنوب شرق وجود منطقه صنعتی همراه با کشاورزی منابع احتمالی آلودگی، می‌باشند. مناطق شمالی و مرکز دشت، نیترات با غلظت پایین‌تری داشتند. همبستگی نقشه‌های غلظت نیترات آب زیرزمینی و آسیب‌پذیری که از مدل دراستیک به دست آمده است، معنادار بود و نشان‌دهنده میزان همبستگی کارایی مدل دراستیک در پیش‌بینی نواحی آسیب‌پذیری بود. عدم تطابق زمانی بارش‌ها، آبیاری اراضی و کوددهی اراضی کشاورزی با زمان اندازه‌گیری غلظت نیترات آب زیرزمینی، دلایل عدم قطعیت حاصل از این مقایسه بود و می‌توان در نظر گرفت که ضریب همبستگی دو نقشه، تابع زمان است. لذا در صورتی که زمان بارش‌ها و فعالیت‌های کشاورزی نیز به طریقی در مدل لحاظ گردد امکان عدم قطعیت بین دو نقشه کاهش می‌یابد. علاوه بر این عامل دیگری همچون وجود منابع نقطه‌ای آلاینده در دشت می‌تواند بر میزان عدم قطعیت حاصل تاثیر بگذارد. در بالا بردن ضریب همبستگی دو نقشه و افزایش کارایی مدل، دقت در محل عبور کانال‌ها و لوله‌های انتقال فاضلاب شهری و صنعتی می‌تواند نقش داشته باشد. نقشه‌های موضوعی پارامترهای مورد نیاز، پس از تشکیل بانک اطلاعات به کمک داده‌های مکانی کمی و کیفی مربوط در محیط سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) تهیه و تلفیق شدند.

(Marofi et al., 2012) به شناسایی نواحی آسیب‌پذیر آبخوان دشت ملایر در برابر آلودگی و تهیه نقشه آسیب‌پذیری آبخوان از سه روش SI، دراستیک و سیتکس^{۱۶} پرداختند. اهداف اصلی این تحقیق، مشخص نمودن مناطق مستعد از نظر آلودگی در سفره‌های آب زیرزمینی دشت ملایر و کمک به تبیین سیاست‌های کاربردی و عملی برای مدیریت منابع آب زیرزمینی بود. در گام نخست، نقشه حساسیت دشت برای هر یک از مدل‌های مورد نظر، با توجه به لایه‌های اطلاعاتی آنها تهیه گردید. در گام دوم، لایه نیترات با توجه به داده‌های نیترات اندازه‌گیری شده تهیه گردید. به منظور حصول اطمینان از کارکرد روش‌های مورد

¹⁴ Variogram

¹⁵ Kriging

¹⁶ Sintacs

استفاده، همبستگی بین لایه نیترات و نقشه‌های آسیب‌پذیری مدل‌های یاد شده محاسبه شد. با توجه به سطح معنی‌داری ضریب همبستگی محاسبه شده بین مدل‌های دراستیک و SI، واسنجی مدل‌های یاد شده صورت گرفت و ضرایب پارامترهای آنها تصحیح شدند. در گام سوم، با همپوشانی نقشه کاربری اراضی و نقشه آسیب‌پذیری دراستیک اصلاحی، نقشه خطر آلودگی آب زیرزمینی بر اساس مدل دراستیک کشاورزی تهیه شد. در آخرین مرحله، با مقایسه نقشه‌های آسیب‌پذیری دراستیک اصلاح شده، SI اصلاح شده و مدل دراستیک کشاورزی با لایه نیترات، بهترین مدل برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان منطقه انتخاب شد. نتایج به دست آمده بیانگر آن است که مدل دراستیک کشاورزی بهترین مدل به این منظور می‌باشد. به منظور اطمینان از نتایج روش‌های مورد استفاده، پس از تهیه لایه نیترات موجود در آب زیرزمینی منطقه، ضریب همبستگی این لایه با مدل‌های مختلف آسیب‌پذیری محاسبه شد. نتایج نشان داد که ضریب همبستگی مدل‌های دراستیک و SI با لایه نیترات در سطح معنی‌داری می‌باشند که نشان‌دهنده تأیید نسبتاً مناسب این روش‌ها در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان منطقه است. همچنین ضریب همبستگی مدل سینتکس با لایه نیترات در سطح معنی‌دار نبود، بنابراین نمی‌توان از نتایج این مدل برای تشخیص پتانسیل آسیب‌پذیری^{۱۷} منطقه مورد مطالعه استفاده نمود. روش دراستیک از بیشترین پارامترهای موثر در آسیب‌پذیری ذاتی برای پهنه‌بندی استفاده می‌کند و دقت آن بیشتر می‌باشد. ولی پهنه‌بندی آسیب‌پذیری با این روش هزینه و زمان بیشتری را نسبت به مدل SI می‌طلبد. زیرا که این روش از هفت پارامتر برای ارزیابی آسیب‌پذیری استفاده می‌کند و تهیه و فراهم نمودن پارامترهای مورد نیاز برای پهنه‌بندی در برخی از موارد به ویژه در ایران به دلیل کمبود آمار و اطلاعات پایه امکان‌پذیر نیست. مدل SI از پنج پارامتر استفاده می‌کند که چهار مورد از آنها با روش دراستیک مشترک است. فراهم نمودن اطلاعات مورد نیاز برای ارزیابی آسیب‌پذیری به روش SI به مراتب ساده‌تر بوده و هزینه کمتری نیاز دارد. نتایج آسیب‌پذیری با این روش در مدیریت کیفی سفره‌های آب زیرزمینی بسیار کاربرد دارد و با شناسایی مناطق حساس‌تر به آلودگی، نقش بسزایی در این مساله ایفا می‌کند.

(Tabarmayeh & Vaezi, 2015) از مدل دراستیک برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت تبریز استفاده کردند. با توجه به نقشه آسیب‌پذیری نهایی، بیشترین آسیب‌پذیری مربوط به محدوده شمال شرقی منطقه مورد مطالعه بود. این مناطق که محل تمرکز واحدهای صنعتی و مراکز شهری مهمی از جمله شهر تبریز را شامل می‌شد، نتایج آماری حاصل از تحلیل حساسیت به روش حذف پارامتر و روش تک پارامتری نیز بیانگر این بود که در هر دو مورد مهم‌ترین پارامتر تأثیرگذار بر شاخص آسیب‌پذیری، عمق سطح ایستابی است. بر اساس بررسی ارتباط بین کاربری زمین و نقشه آسیب‌پذیری ذاتی مشخص گردید که بیشترین مساحت زمین‌های کشاورزی در محدوده آسیب‌پذیری کم و کم تا متوسط قرار گرفته است و توسعه کشاورزی در این نواحی تأثیر شدیدی بر آلودگی آب‌های زیرزمینی ایجاد نمی‌کند اما سایر نواحی باید تحت مراقبت و کنترل بیشتری قرار بگیرد. در همین راستا نقشه آسیب‌پذیری دیگری به روش سینتکس تهیه گردید و با نقشه آسیب‌پذیری تهیه شده به روش دراستیک مورد ارزیابی و مقایسه قرار گرفت که نتایج حاصله از مدل دراستیک را تأیید کرد. بنابراین، تصمیم‌گیری شد که در این مناطق برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی بایستی مراقبت و کنترل بیشتری صورت گیرد و از استقرار واحدهای صنعتی آلاینده و یا توسعه کشاورزی در این مناطق پرهیز شود.

(Joodavi & Khazaei, 2016) روشی جدید برای تعیین مناطقی از ناحیه گیرش چاه‌ها که در برابر آلودگی آسیب‌پذیری بیشتری دارند ارائه کردند. یک از کاستی‌های روش‌های معمول ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان، عدم توانایی آنها برای پیش‌بینی اثر پخش آلاینده‌ها در مناطق آسیب‌پذیر آبخوان بر آلودگی چاه‌های آب شرب می‌باشد. در این روش از مدل دراستیک برای ارزیابی

¹⁷ Vulnerability

آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان و از مدل‌سازی عددی جریان آب زیرزمینی توسط کد MODFLOW و ردیابی حرکت ذرات در آبخوان توسط کد MODPATH برای تعیین ناحیه گیرش چاه‌ها استفاده گردید. با تلفیق نتایج هر دو مدل در محیط GIS نقشه ریسک آلودگی آب‌زیرزمینی در محدوده شهرستان فیروزه در استان خراسان رضوی به صورت ناحیه‌ای و در محدوده ناحیه گیرش چاه‌های آب شرب تعیین گردید. به طور جزئی‌تر در این پژوهش ابتدا منابع آلودگی مشخص شدند و سپس با توجه به بار آلودگی و خصوصیات آلاینده (که شامل میزان سمیت، سیار بودن و پایداری آلاینده) نقشه پهنه‌بندی خطر ارائه شد. پس از تهیه نقشه خطر، نقشه آسیب‌پذیری نیز به روش دراستیک تولید شد و پس از آن با توجه به کمیت و کیفیت آب زیرزمینی، نقشه ارزش آب زیرزمینی پهنه‌بندی گردید. در نهایت با تلفیق این سه نقشه تحلیل ریسک آلودگی صورت گرفت همچنین برای رتبه‌بندی خطر، کاربری‌های اراضی که احتمالاً بر کیفیت آب زیرزمینی تأثیرگذار هستند، شناسایی و در شرایط نسبی ارزیابی شدند. آسیب‌پذیری آب زیرزمینی نیز با استفاده از روش دراستیک انجام شد و معیار برای تخمین ارزش نسبی آب زیرزمینی نیز مبتنی بر سه عامل: وابستگی فعلی به آب زیرزمینی، وابستگی به آب زیرزمینی در آینده و تعامل با منابع زیست محیطی تعیین گردید. در نهایت دو نقشه ریسک: نقشه ریسک عمومی با ترکیب خطر منابع آلودگی و میزان آسیب‌پذیری آب زیرزمینی و نقشه ریسک وزن‌دهی شده با توجه به ارزش آب زیرزمینی به دست آمده از ترکیب نقشه ریسک عمومی و نقشه ارزش نسبی آب زیرزمینی به دست آمد.

نقشه ریسک وزن‌دهی شده با توجه به ارزش نسبی آب زیرزمینی برای استفاده جهت اولویت‌بندی اقدامات اصلاحی و پیشگیرانه مد نظر قرار گرفت. مزیت نقشه ریسک این است که برای مثال در مکان‌هایی که ارزش آب زیرزمینی پایین است، ریسک به صورت کلی نسبت به وضعیتی که در نقشه ریسک عمومی نشان داده شده، کاهش می‌یابد و متناسب با هدف اولویت‌بندی برنامه‌های اصلاحی و پیشگیرانه می‌باشد. در این پژوهش، پارامترهای کیفی نوع آبخوان، خاک و منطقه اشباع با پارامترهای کمی ضخامت آبخوان، مقدار نیتروژن تولید شده در خاک و مقاومت هیدرولیکی منطقه غیراشباع که حرکت آب در این منطقه را محدود می‌کند، جایگزین شده‌اند. در نهایت، پارامترهای مدل دراستیک پیشنهادی با استفاده از داده‌های مشاهده‌ای غلظت نترات، واسنجی شدند. توانایی روش ارائه شده در این پژوهش برای تعیین مناطقی از ناحیه گیرش چاه‌ها که در برابر آلودگی، آسیب‌پذیری بیشتری دارند باعث می‌شود یکی از مشکلات روش‌های مرسوم ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان، که عدم توانایی پیش‌بینی اثر پخش آلودگی در مناطق آسیب‌پذیر آبخوان بر آلودگی منابع ارزشمند آب مانند چاه‌های آب شرب می‌باشد، رفع گردد.

(Mohebbi & Asghari, 2018) آسیب‌پذیری آبخوان دشت کهریز در برابر آلودگی را به کمک مدل دراستیک و سامانه اطلاعات جغرافیایی ارزیابی کردند. نقشه پهنه‌بندی آسیب‌پذیری، برگرفته از نتایج به دست آمده، دو پهنه عمده با آسیب‌پذیری کم و متوسط را نشان داد. با استفاده از پراکندگی یون نترات، صحت سنجی مدل در محدوده آبخوان انجام شد و مشخص گردید در محدوده متوسط، تقریباً تمامی نقاطی که دارای نترات بالا هستند، قرار گرفتند. دو نوع تحلیل حساسیت حذف متغیر و تک متغیری در این تحقیق انجام شد. میزان تأثیرگذاری هر کدام از متغیرها در آلوده‌سازی آبخوان با تحلیل حساسیت به روش حذف متغیر و تک متغیری، مورد ارزیابی قرار گرفتند. نتایج هر دو تحلیل نشانگر این موضوع است که مهم‌ترین متغیر تأثیرگذار بر شاخص آسیب‌پذیری، اثر منطقه غیر اشباع است. پس از آن جهت تهیه نقشه آسیب‌پذیری، نسبت به تهیه متغیرهای مورد نیاز برای ارزیابی آسیب‌پذیری به روش دراستیک اقدام شد. در نتیجه یک لایه شبکه‌ای به دست آمد که در این لایه سلول‌های دارای اعداد بزرگتر، نشانگر مناطقی هستند که آسیب‌پذیری ذاتی بیشتر آب زیرزمینی در مقابل آلودگی و سلول‌های دارای ارزش عددی کمتر بیانگر مناطقی که آسیب‌پذیری ذاتی کمتر آب زیرزمینی در مقابل آلودگی را دارا می‌باشند. در این روش با تلفیق

متغیرهای هفت‌گانه براساس شاخص آسیب‌پذیری، میزان آسیب‌پذیری محدوده کهریز در دو گروه آسیب‌پذیری کم و آسیب‌پذیری متوسط قرار گرفت. بدین ترتیب بخش زیادی از نیمه شمالی و تا حدودی قسمتی از نواحی مرکزی آبخوان در گروه آسیب‌پذیری کم و نیمه جنوبی و بخشی از نیمه مرکزی آبخوان در گروه آسیب‌پذیری متوسط قرار گرفتند. آسیب‌پذیری آبخوان پتانسیل آبخوان را برای آلودگی نشان می‌دهد و با خطر آلودگی نباید اشتباه گرفته شود. بدین معنی که ممکن است در یک منطقه با آسیب‌پذیری کم و متوسط، بدلیل حضور گسترده منابع آلاینده از نظر آلودگی منطقه پرخطری باشد و برعکس ممکن است در منطقه‌ای آسیب‌پذیری بالا باشد ولی بدلیل نبود منابع آلاینده هیچ‌گونه خطر آلودگی آب زیرزمینی را تهدید نکند.

(Ghanbarian & Ahmadi, 2019) به ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت لردگان و نیز بررسی کارایی مدل‌های گوناگون در آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی در محیط GIS با استفاده از سه مدل دراستیک اصلاح شده، GODS¹⁸ و AVI¹⁹ پرداختند. محدوده آبخوان دشت لردگان در رتبه‌بندی دراستیک در محدوده آسیب‌پذیری متوسط و زیاد قرار دارد، به طوری که نواحی حاشیه‌ای و مرزی دشت در وضعیت آسیب‌پذیری متوسط قرار گرفتند و قسمت‌های زیادی از مرکز دشت وضعیت بدتری نسبت به نقاط دیگر داشته و در وضعیت آسیب‌پذیری زیاد قرار داشتند. آبخوان دشت لردگان از لحاظ وضعیت بهره‌برداری از منابع آب زیرزمینی در حالت ممنوعه می‌باشد و در آینده‌ای نه چندان دور با شرایط بحرانی از لحاظ تأمین آب رو به رو خواهد بود. علت انتخاب این دشت، شرایط بحرانی آن می‌باشد. توسعه مناطق شهرنشینی، افزایش فعالیت‌های کشاورزی و مصرف کود و همچنین افزایش واحدهای صنعتی موجود در دشت، از جمله دلایل بحرانی شدن این دشت و آبخوان موجود در آن به شمار می‌روند. با توجه به اهمیت دشت لردگان در بخش کشاورزی، صنعت، شرب و توسعه روزافزون شهرک‌های صنعتی در این بخش و ورود فاضلاب‌ها و پسماندهای صنعتی و کشاورزی به داخل منابع آب زیرزمینی، شناسایی مناطق و میزان آسیب‌پذیری دشت یک امر ضروری می‌باشد تا با شناخت کافی از میزان آسیب‌پذیری منطقه، از آلوده شدن هرچه بیشتر این منابع تجدیدناپذیر، جلوگیری کرد. در این تحقیق از روش دراستیک اصلاح شده استفاده شد. از آنجایی که در این روش تعداد پارامترهای بیشتری دخیل می‌باشند، لذا می‌توان ادعا نمود که این روش نسبت به سایر روش‌ها از تکامل بیشتری برخوردار است. این روش که توسط سازمان محیط زیست آمریکا توسعه یافته است، دارای ۷ پارامتر می‌باشد که با اضافه کردن نقشه کاربری اراضی به شاخص‌های دراستیک، این شاخص را به شاخص دراستیک اصلاح شده تبدیل کرده و در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفت. بررسی تحلیل حساسیت به روش حذف پارامتر (نقشه انجام شده)، نشان داد که مهم‌ترین پارامتر تأثیرگذار بر شاخص آسیب‌پذیری، تغذیه بوده است.

(Arab Ameri et al., 2015) تعیین نقشه آسیب‌پذیری دشت نجف آباد را با استفاده از روش دراستیک بررسی نمودند. محاسبه و تهیه نقشه‌های پارامترهای هیدروژئولوژی موثر در انتقال آلودگی، مقایسه اثر پارامترهای موثر در آلودگی آب‌های زیرزمینی در مناطق مختلف نسبت به منطقه مطالعه شده و تعیین اولویت‌های مدیریتی - حفاظتی در آبخوان نجف‌آباد به تفکیک حوزه‌های شهرستان انجام شد. همچنین برای این منظور تکنیک سیستم اطلاعات جغرافیایی، استفاده گردید. در روش دراستیک عوامل و پارامترهای مختلفی موثر هستند، ارزش، نقش و اولویت هر کدام از عوامل و پارامترهای مورد بررسی، وابسته به موقعیت منطقه هدف، متفاوت می‌باشند. به همین جهت از ۷ پارامتر عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، محیط غیر اشباع و هدایت هدرولیکی استفاده شد. طبق نتایج به‌دست آمده پارامترهای عمق آب زیرزمینی و محیط غیر اشباع، بیشترین تأثیر را در آلودگی منابع آب زیرزمینی منطقه مطالعاتی داشته‌اند.

¹⁸ Groundwater Occurrence. Overall Aquifer Class. Depth of Water Table. Soil Type (GODS)

¹⁹ Aquifer Vulnerability Index (AVI)

(Nadiri et al., 2019) به منظور شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان دشت خوی از روش‌های دراستیک، سینتکس و ترکیب این دو روش استفاده کردند. در روش‌های دراستیک و سینتکس از پارامترهای هیدروژئولوژی و هیدرولوژیکی منطقه جهت بررسی آسیب‌پذیری آبخوان و پهنه‌بندی مناطق مستعد آلودگی استفاده شد ولی با توجه به خصوصیات ذاتی روش‌ها، نتایج متفاوتی ارائه کردند. در این پژوهش، بررسی عملکرد هر کدام از روش‌های دراستیک و سینتکس بر اساس معیارهای ارزیابی متفاوت، نتایج متفاوتی را ارائه دادند که بر اساس آن امکان انتخاب یکی از روش‌ها برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت خوی میسر نبود لذا با ترکیب این دو روش و بر اساس یک نقشه واحد آسیب‌پذیری آبخوان قادر به اظهار نظر گردید. صحت سنجی هر کدام از این روش‌ها و مقایسه نتایج آنها با استفاده از مقادیر نیترا اندازه‌گیری شده از ۲۶ حلقه چاه در محدوده مطالعاتی و محاسبه شاخص همبستگی و ضریب همبستگی بین نقشه‌های آسیب‌پذیری انجام شد. نتایج نشان داد که روش ترکیبی شاخص همبستگی و ضریب همبستگی دقت بیشتری نسبت به روش‌های دراستیک و سینتکس دارد و از این رو برای ارزیابی آسیب‌پذیری این منطقه مناسب‌تر است. بر اساس نقشه آسیب‌پذیری به‌دست آمده از روش ترکیبی، آسیب‌پذیری آبخوان در قسمت‌های مرکزی و غربی دشت بالا و به سمت حاشیه، کاهش داشت.

(Saadati et al., 2020) سفره آب زیرزمینی اردبیل را بر اساس شاخص جدیدی از جمله عامل تراکم منابع نقطه‌ای^{۲۰} آلاینده، آسیب‌پذیری ذاتی و ناحیه^{۲۱} گیرش آلودگی چاه‌ها، ارزیابی کردند. پژوهش صورت گرفته با استفاده از یک روش جامع ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی با شاخص ریسک آلودگی آب زیرزمینی دشت اردبیل ارائه گردید که شامل استفاده از یک نسخه اصلاح شده از روش دراستیک برای پهنه‌بندی آسیب‌پذیری ذاتی، یک روش تحلیل مکانی برای پهنه‌بندی تراکم منابع نقطه آلاینده و مدل‌سازی عددی برای تعیین منطقه گیرش آلودگی چاه‌ها بود. تلفیق این پارامترها، در محیط GIS انجام شد که مکانیسمی برای پهنه‌بندی ریسک و شناسایی مناطق در محدوده گیرش آلودگی را فراهم می‌کند که باید از جهت نظارت بر آب زیرزمینی و مدیریت استفاده از آنها مورد توجه قرار گیرند. این روش دقت بالاتری با توجه به عوامل متعدد در مقایسه با سایر شاخص‌ها دارد. در بیشتر سطوح دشت اردبیل، مقدار این شاخص در حداقل محدوده طبقه بود ولی مقادیر حداکثر این شاخص در مناطق پرجمعیت، حاشیه جاده‌ها و صنعتی قرار داشت که بیانگر کیفیت پایین آب زیرزمینی است. به طور کلی مطابق این شاخص، دشت اردبیل در محدوده آسیب‌پذیری و خطر پایینی قرار می‌گیرد.

(Mahmoudpour et al., 2021) شبکه پایش بهینه با حداقل تعداد چاه‌ها در آبخوان ساحلی تالش را با توجه به نقشه آسیب‌پذیری آبخوان و ارزیابی دقت شبکه پایش طراحی کردند. همچنین نقشه آسیب‌پذیری آبخوان با استفاده از شاخص دراستیک اصلاح شده^{۲۲}، تهیه و برای جستجوی بهینه شبکه پایش، از الگوریتم ژنتیک^{۲۳} (GA) استفاده شد. در مدل بهینه‌سازی، همزمان سه هدف شامل موارد ذیل مورد بررسی قرار گرفت:

- ۱- حداکثر کردن همبستگی بین شاخص آسیب‌پذیری و مقدار EC^{۲۴}
- ۲- حداقل کردن تعداد چاه‌های پایش
- ۳- حداکثر کردن ضریب نش - ساتکلیف^{۲۵} (که بیانگر برازش بین توزیع EC محاسبه شده در شبکه پایش موجود و شبکه جدید است)

²⁰ Point Sources Index (PSI)

²¹ Capture Zone

²² Modified DRASTIC

²³ Genetic Algorithm

²⁴ Electrical Conductivity

²⁵ Nash-Sutcliffe Coefficient

در جهت هدف اقتصادی اعمال ضریب وزنی w ، در یک تابع هدف، سه هدف تعریف شد و پارامترهای مختلف وزن ارزیابی شد. نتایج نشان داد که انتخاب جواب بهینه، تا حد زیادی به تعیین ضریب وزنی وابسته بوده و بهترین وزن، با توجه به متعادل-ترین جواب، شاخص آسیب‌پذیری و دقت شبکه پایش انتخاب شد. نتایج اعتبارسنجی در هر دو دوره بهینه‌سازی و اعتبارسنجی، تخمین‌های قابل قبولی را به دست آورد.

(Eshaghi et al., 2021) نقشه آسیب‌پذیری آبخوان سبزوار را با استفاده از مدل دراستیک تهیه کردند. تراکم جمعیتی بالا در حوضه آبریز سبزوار، فراوانی وجود مزارع و تشکیلات صنعتی در منطقه، منجر به افزایش مصرف بی‌رویه آب زیرزمینی در حوزه فوق شده است که این امر منجر به افزایش املاح و کاهش کیفیت آب در این آبخوان گردید. لذا ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان سبزوار حائز اهمیت می‌باشد. مطالعات صورت گرفته بر روی آبخوان سبزوار نشان داد که مناطق مرکزی آبخوان نسبت به آلاینده‌ها آسیب‌پذیرتر هستند. بررسی نقشه‌ها بیانگر این است که عمق سطح ایستابی تغذیه آبخوان و شیب زمین بیشترین تاثیر را نسبت به دیگر نقشه‌ها دارا می‌باشند. میزان آسیب‌پذیری بالای مناطق مرکزی دشت که عمق کمتری تا سطح ایستابی و شیب کمتری دارند منجر به تمرکز بیشتر آلاینده‌ها در ناحیه فوق و انتقال سریع آلاینده‌ها به منابع آب زیرزمینی می‌باشد. تغذیه آبخوان بیشترین آسیب‌پذیری را در نواحی مرکزی دشت داشت. ترسیم نقشه محیط آبخوان، نقشه محیط خاک و نقشه منطقه غیراشباع نشان داد که میزان آسیب‌پذیری در کل دشت بصورت یکسان و تغییرات آسیب‌پذیری کم می‌باشد. هدایت هیدرولیکی در بیشتر منطقه یکسان بود و مقدار بالایی داشت. با بررسی انجام شده بر روی نقشه آسیب‌پذیری دراستیک در منطقه مورد مطالعه، میزان آسیب‌پذیری در منطقه از کم تا زیاد بود به نحوی که مناطق مرکزی دشت، آسیب‌پذیری بالاتری داشت. با توجه به حجم فعالیت‌های کشاورزی در مناطق مرکزی دشت، بایستی تمهیداتی در جهت جلوگیری از آلودگی احتمالی آبخوان صورت گیرد. همچنین همپوشانی هدایت الکتریکی با نقشه دراستیک نشان داد هدایت الکتریکی در مناطقی با آسیب‌پذیری زیاد، بالا می‌باشد که بیانگر املاح بالا در نمونه‌های آب در ناحیه مورد مطالعه می‌باشد و این امر نیز می‌تواند تاییدی بر دقت و صحت سنجی مدل دراستیک باشد. مروری بر روش‌های تعیین آسیب‌پذیری آبخوان ۱۲ منطقه در نیمه شمالی کشور در قالب جدول (۳) ارائه گردید.

۴- نتیجه‌گیری

یکی از منابع مهم و قابل توجه در منابع آب، آب‌های زیرزمینی می‌باشند زیرا این منابع استعداد آلودگی کمتر و همچنین ظرفیت ذخیره بیشتری نسبت به آب‌های سطحی دارند. اما وجود آلودگی‌های منتشرشونده و نقطه‌ای که از فعالیت‌های انسانی در سطح زمین ناشی می‌شوند و نفوذ آنها به منابع آب زیرزمینی باعث از بین رفتن کیفیت آب زیرزمینی شده و کیفیت آن را برای مصرف‌کننده پائین می‌آورد. مضاف بر آن با برداشت بی‌رویه آب، سطح آب زیرزمینی در بسیاری از دشت‌های کشور به حد بحرانی رسیده است. با وجود اینکه بخش بسیاری از مصارف آب آشامیدنی، کشاورزی و صنعت از منابع آب زیرزمینی تامین می‌گردد. بنابراین منابع آب زیرزمینی به روش‌های مختلف در معرض آلودگی قرار دارند که تشخیص و کنترل آلودگی در آنها نسبت به آب‌های سطحی مشکل‌تر و پرهزینه‌تر است. همچنین، به دلیل تداوم آلودگی در این منابع، بهترین روش پیشگیری از آلودگی آنها، شناخت منابع آلوده‌کننده و مناطق آسیب‌پذیر، تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی آسیب‌پذیری و یافتن سیاست‌های مدیریتی مناسب می‌باشد. به همین دلیل، مدیریت کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی دارای اهمیت بالایی در این مناطق می‌باشد.

جدول ۳- مرور روش‌های ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان‌ها به روش دراستیک

Table 3. Overview of the methods of assessing the vulnerability of aquifers by the Drastic method

منطقه مورد مطالعه	روش مورد ارزیابی	عامل هیدرولوژیکی مؤثر	نحوه صحت سنجی	روش تحلیل حساسیت	مهمترین متغیر تأثیر گذار	منطقه دارای بالاترین آسیب پذیری	تعداد حلقه چاه	نرم افزار مورد استفاده
ملایر	SI DRASTIC SINTACS	عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص، سنگ شناسی آبخوان، توپوگرافی و کاربری اراضی، محیط خاک، اثر محیط غیر اشباع، هدایت هیدرولیکی آبخوان، شیب	نیترا	-	-	-	۳۲	GIS
لردگان	DRASTIC اصلاح شده، GODS, AVI	عمق تا سطح آب زیرزمینی، تغذیه خالص، خصوصیات خاک، خصوصیات سفره، توپوگرافی، اثر منطقه غیر اشباع، هدایت هیدرولیکی آبخوان و کاربری اراضی	نیترا	حذف متغیر	تغذیه	-	-	GIS
کهریز	DRASTIC	عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی	پراکندگی یون نیترا	حذف متغیر، تک متغیری	اثر منطقه غیر اشباع	-	-	GIS
شهرکرد	DRASTIC	عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی	نیترا	-	-	-	۹۶	GIS
سبزوار	DRASTIC	عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی	نیترا	حذف متغیر، تک متغیری	عمق تا سطح ایستابی تغذیه آبخوان	-	۹۰	GIS
تبریز	DRASTIC	عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی.	نیترا	حذف متغیر، تک متغیری	عمق سطح ایستابی	-	-	GIS
خراسان رضوی	DRASTIC	عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی	نیترا	عنوان نشده	عمق آب زیرزمینی، نوع خاک، منطقه غیر اشباع	-	۴۲۸	GIS
خوی	DRASTIC SINTACS ترکیب این دو روش	عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی	نیترا	عنوان نشده	-	قسمت‌های مرکزی و غربی	۲۶	GIS
اردبیل	DRASTIC SINTACS ترکیب روش‌های	عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی	غلظت نیترا، کلراید	عنوان نشده	-	شمال و جنوب شرقی	۲۲۴۳	GIS

ادامه جدول ۳- مرور روش‌های ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان‌ها به روش دراستیک

Table 3. Overview of the methods of assessing the vulnerability of aquifers by the Drastic method

منطقه	روش مورد ارزیابی	عامل هیدرولوژیکی مؤثر	صحت	روش تحلیل	مهمترین متغیر تأثیر	منطقه دارای بالاترین آسیب‌پذیری	تعداد	نرم افزار	منطقه
مورد مطالعه	روش مورد ارزیابی	عامل هیدرولوژیکی مؤثر	صحت	روش تحلیل	مهمترین متغیر تأثیر	منطقه دارای بالاترین آسیب‌پذیری	تعداد	نرم افزار	منطقه
مورد مطالعه	روش مورد ارزیابی	عامل هیدرولوژیکی مؤثر	صحت	روش تحلیل	مهمترین متغیر تأثیر	منطقه دارای بالاترین آسیب‌پذیری	تعداد	نرم افزار	منطقه
تالش	DRASTIC اصلاح شده	عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی، کاربری اراضی، فاصله تا ساحل، اختلاف تراز سطح آب زیرزمینی و سطح آب دریا	-	-	عمق، تغذیه، محیط خاک، هدایت هیدرولیکی، کاربری اراضی	تمام نواحی با کاربری شهری	۵۹	GIS	تالش
هشتگرد	DRASTIC	عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی.	نیترات	حذف متغیر، تک متغیری	محیط غیراشباع، تغذیه	شمالی	-	GIS	هشتگرد
نجف آباد	DRASTIC	عمق سطح ایستابی، تغذیه خالص آبخوان، محیط آبخوان، محیط خاک، توپوگرافی، منطقه غیر اشباع و هدایت هیدرولیکی.	-	-	عمق آب، محیط غیراشباع	انتهای آبخوان به سمت شرق	۳۴	GIS	نجف آباد

داشتن داده‌ها و اطلاعات مطمئن برای داشتن مدیریت صحیح و مؤثر در سیستم‌های آب زیرزمینی کافی می‌باشد که این اطلاعات از طریق پایش کمی و کیفی آب زیرزمینی به دست می‌آید. یکی از مراحل اساسی در شناسایی خصوصیات سیستم‌های آب زیرزمینی پایش کیفی آب زیرزمینی است. به طور کلی، طراحی شبکه‌های پایش به دلیل‌های پایش اولیه کیفیت آب زیرزمینی بدون دخالت انسان، شناسایی روند تغییرات کیفی در کمترین زمان و نظارت بر مناطق آلوده شده جهت تعیین میزان گسترش آلودگی با منبع غیرنقطه‌ای انجام می‌شود. یک شبکه پایش مناسب، نه تنها باید نماینده کل سیستم آب زیرزمینی باشد، بلکه از نظر اقتصادی نیز باید مقرون به صرفه باشد. یکی از ابزارهای مهم برای تصمیم‌گیری و تخصیص کاربری‌های اراضی مناسب و همچنین برنامه‌های مدیریت منابع آب در سراسر جهان تعیین آسیب‌پذیری آب زیرزمینی و پهنه‌بندی ریسک می‌باشد. در این پژوهش ارزیابی روش‌های تعیین آسیب‌پذیری آبخوان ۱۲ منطقه در نیمه شمالی کشور با استفاده از تئوری دراستیک بررسی شد. اصطلاحات مهم و مورد استفاده در روش‌ها توضیح داده شد. سپس در پایان مروری بر همه روش‌ها در قالب جدول (۳) ارائه گردید. به طور کلی هدف تحقیق انجام شده شناسایی برخی از روش‌های ارزیابی تعیین آسیب‌پذیری آبخوان می‌باشد که به محققان، توسعه‌دهندگان و مجریان برطرف‌کننده آلودگی‌های سیستم‌های آب زیرزمینی در جهت انتخاب، استفاده مجدد و یا ارائه روش‌های جدید کمک می‌کند. علاوه بر این در توضیح هر روش، چالش‌ها و شکاف‌های تحقیقاتی دشت‌های موجود مورد بررسی قرار گرفتند که می‌توانند موضوع کارهای تحقیقاتی در آینده باشند.

۵- تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

۶- منابع

- Adamat, R., Foster, I., & Baban, S. (2003). Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Arzaq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. *Applied Geography*, 23, 303-324. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2003.08.007>
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., & Petty, R. (1987). DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. US Environmental Protection Agency. Washington, DC, 455.
- Almasri, M. N. (2008). Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer, Palestine. *Journal of Environmental Management*, 88(4), 577-593. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.022>
- Arab Ameri, A., Shirani, K., & Rezai, KH. (2015). Assessment of vulnerability of underground water by drastic method (Case study: Najafabad Plain). *Iran-Watershed Management Science & Engineering*, 12(43). (In Persian)
- Azad Shahrak, F., Aghasi, A., Azad Shahrak, F., & Zarei, A. (2011). Vulnerability mapping of the hashtgerd aquifer using DRASTIC method and sensitivity analysis. *Journal of Water And Wastewater*, 2. (In Persian)
- Babiker, I. S., Mohamed, M. 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.005>
- Dixon, B. (2005). Groundwater vulnerability mapping: A GIS and fuzzy rule based integrated tool. *Applied Geography*, 25(4), 327-347. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2005.07.002>
- Eshaghi Ilbeygi, S., Ganji Norouzi, Z., Dorostkar, V., Movahednejad, M.H., & Atari, M. (2021). Vulnerability assessment of Sabzevar Aquifer (Northeast of Iran) using Drastic model. *Iranian Journal of Irrigation and Drainage*, 16(1), 255-266. <https://dorl.net/dor/20.1001.1.20087942.1401.16.1.20.7>. (In Persian)
- Ghanbarian, M., & Ahmadi Nadoushan, M. (2019). Determination of aquifer vulnerability in Lordegan aquifer using DRASTIC, AVI and GODS models. *Journal of Research in Environmental Health*, 4(4), 257-271. <https://doi.org/10.22038/jreh.2019.35710.1246>. (In Persian)
- Gogu, R. C., & Dassargues, A. (2000). Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology*, 39, 549-559. <http://dx.doi.org/10.1007/s002540050466>
- Hamza, M. H., Added, A., Rodriguez, R., Abdeljaoued, S., & Mammou, A. B. (2007). A GIS-based DRASTIC vulnerability and net recharge reassessment in an aquifer of a semi-arid region (Metline-Ras Jebel-Raf Raf aquifer, Northern Tunisia). *Journal of Environmental Management*, 84(1), 12-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.04.004>
- Joodavi, A., & Khazaei, S. (2016). A new method for groundwater vulnerability and risk mapping using GIS and numerical modeling. *Iranian Journal of Irrigation and Drainage*, 2(10), 241-251. (In Persian)
- Knödel, K., Lange, G., & Voigt, H. J. (2007). Environmental geology: Handbook of field methods and case studies. Springer Science & Business Media.
- Mahmoudpour, H., Janatrostami, S., & Ashrafzadeh, A. (2021). Design of the optimal groundwater quality monitoring network using the aquifer vulnerability map. *Iran-Water Resources Research*, 16(4), 154-173. <https://dorl.net/dor/20.1001.1.17352347.1399.16.4.11.1>. (In Persian)
- Marofi, S., Soleymani, S., Ghobadi, M.H., Rahimi, GH. & Marofi, H. (2012). Vulnerability assessment of Malayer plain groundwater by SINTACS, DRASTIC and SI models. *Water and Soil Conservation*, 19(2). (In Persian)
- Mirzai, S., Naderi, M., Beigi, H., & Mohammadi, J. (2012). Vulnerability assessment of Shahrekord plain aquifer using Drastic model. *Environmental Impact Assessment Review*, 11(6), 143-151. (In Persian)
- Mohebbi, Y., & Asghari Moghaddam, A. (2018). Kahriz plain aquifer vulnerability assessment using Drastic Model in GIS. *Environmental Geology Scientific Research Quarterly*, 45(11). (In Persian)
- Nadiri, A., Akbari, E., Abbas Novinpour, E., & Gharekhani, M. (2019). Assessment of Khoy aquifer vulnerability using a combined method. *Journal of Water and Irrigation Management*, 9(2), 251-262. <https://doi.org/10.22059/jwim.2019.290989.720>. (In Persian)

- Napolitano, P., & Fabbri, A. G. (1996). Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences*, 235(235), 559-566.
- Neshat, A., Pradhan, B., Pirasteh, S., & Shafri, H. Z. M. (2014). Estimating groundwater vulnerability to pollution using a modified DRASTIC model in the Kerman agricultural area, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 71, 3119-3131. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2690-7>
- Saadati, H., Malekian, A., & Moghaddamnia, A. (2020). Assessment of vulnerability index and risk zoning in Ardabil plain. *Journal of Water and Irrigation Management*, 10(1), 157-171. <https://doi.org/10.22059/jwim.2020.298424.770>. (In Persian)
- Sadat-Noori, M., & Ebrahimi, K. (2016). Groundwater vulnerability assessment in agricultural areas using a modified DRASTIC model. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-18. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4915-6>
- Tabarmayeh, M., & Vaezi, A. (2015). Vulnerability assessment of open aquifer of Tabriz plain. *Journal of Water and Soil*, 28(6), 1137-1151. (In Persian)
- Umar, R., Ahmed, I., & Alam, F. (2009). Mapping groundwater vulnerable zones using modified DRASTIC approach of an alluvial aquifer in parts of Central Ganga Plain, Western Uttar Pradesh. *Journal of the Geological Society of India*, 73, 193-201. <https://doi.org/10.1007/s12594-009-0075-z>
- Vrba, J., & Zaporozec, A. (Eds.). (1994). Guidebook on mapping groundwater vulnerability. *International Contribution for Hydrogeology*, 16, 1-131.