ارزیابی آسیب‌پذیری محدوده‌های مطالعات آب‌زیرزمینی: توسعه‌ی یک الگوی آماری (مورد مطالعه: استان فارس)

سعید صالحی[۱]، محمد چیذری[۲*]، حسن صدیقی[۲]، مسعود بیژنی[۲]

چکیده

با توجه به تخلیه‌ی جهانی آب زیرزمینی و تشدید مصرف آن جهت کشاورزی و مصرف شهری، به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک دنیا از جمله ایران، رهیافت رضایت‌بخشی جهت پایداری آب زیرزمینی وجود ندارد. این پژوهش با هدف توسعه‌ی یک مدل آماری آسیب‌پذیری جهت ارزیابی محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی در سطح میانی و مقیاس منطقه‌ای انجام شد. در ادامه، بر مبنای روش پیشنهادی، وضعیت آسیب‌پذیری محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی استان فارس از دیدگاه پایداری آب زیرزمینی ارزیابی گردید. نتایج نشان دادند که دامنه‌ی آسیب‌های متفاوتی بر آبخوان‌های واقع در محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی استان فارس وارد شده‌اند و بیشترین آسیب‌پذیری آبخوان‌ها، ناشی از تغییرات کمی آب زیرزمینی بوده و منفی بودن نرخ افت سالانه تراز آب زیرزمینی در تمامی محدوده‌های مطالعاتی، در تایید این موضوع است. جنبه‌ی دیگر این پژوهش، رتبه‌بندی محدوده‌ها بر اساس میزان آسیب‌پذیری بود و با استفاده از روش تصمیم‌گیری چندمعیاره تاپسیس انجام شد. نتایج رتبه‌بندی آسیب‌پذیری نشان دادند که محدوده‌ی مطالعات آب زیرزمینی فراشبند در کران بالای آسیب‌پذیری، محدوده‌ی مطالعاتی داریان شهرستان شیراز در کران میانه و محدوده صادق‌آباد شهرستان آباده در کران پایین آسیب‌پذیری ناشی از فعالیت‌های کشاورزی قرار دارند. با توجه به تنوع اقلیمی، زیست‌محیطی و به ویژه خصوصیات روانشناختی، فرهنگی، اجتماعی و اقتصادی بهره‌برداران آب زیرزمینی محدوده‌های مطالعاتی، پیشنهاد شده است آب و زمین‌شناسی و علوم اجتماعی به طور یکپارچه در جهت تدوین و اجرای برنامه‌های پیشگیرانه و درمان‌کننده‌ی آب زیرزمینی مدنظر قرار گیرند.

واژگان کلیدی: آسیب‌پذیری، محدوده‌ی مطالعات آب زیرزمینی، شاخص آسیب‌پذیری آب زیرزمینی کشاورزی، روش تاپسیس، استان فارس

[۱] دانشجوی دکتری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران
[۲] به ترتیب استاد، دانشیار و استادیار، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران
[*] نویسنده مسئول: mchizari@modares.ac.ir

مقدمه

با شروع مباحث مربوط به پایداری از دهه‌ی ۹۰ میلادی و تبیین اهداف توسعه‌ی هزاره سوم (MDG) در سال ۲۰۰۰ میلادی و همچنین تدوین چارچوب ارزیابی بوم‌زیست هزاره (MEA) در سال ۲۰۰۵ میلادی در سازمان ملل، تضمین پایداری محیط‌زیست به عنوان یکی از اهداف اصلی مورد تاکید قرار گرفته است (کوئین تال و همکاران، ۲۰۱۱، کورز، ۲۰۰۲). علم پایداری به عنوان چتر فکری برای پرداختن به مسائل انسان و محیط‌زیست پدید آمده است (ترنر، ۲۰۱۰). بسیاری از پژوهشگران و نظریه‌پردازان محیط‌زیست بر این باور هستند که بحران زیست‌محیطی یک تراژدی منابع مشترک (The Tragedy of The Commons) با دامنه‌ی بسیار زیاد است (بیردسلی، ۱۹۹۳).

یکی از عناصر اصلی و زمینه‌های پژوهش‌های پایداری، بررسی آسیب‌پذیری سامانه‌هایی که انسان و محیط‌زیست در ارتباط با هم هستند، می‌باشد (بوربی، ۱۹۹۸، ترنر و همکاران، ۲۰۰۳) که تابعی از سه ویژگی در معرض خطر قرارگرفتن، میزان حساسیت و ظرفیت سازگاری می‌باشد (مورثی و همکاران، ۲۰۱۵). آسیب‌پذیری توان اخلال در کل سامانه را زمانی که سامانه با خطر مواجه شده است، منعکس می‌کند (ژانگ و لیو، ۲۰۱۳).

در دنیای امروز که به سرعت در حال تغییر است، آب در بین مظاهر زیست‌محیطی، به عنوان تنها متغیر بسیار مهم، شناخته شده است (الیسا و همکاران، ۲۰۰۹). به باور کارشناسان، مساله‌ی کمبود و فقر کیفی آب برای مصرف انسان، یکی از چالش‌های عمده‌ی زیست‌محیطی است که در قرن ۲۱، بشر با آن روبرو خواهد شد (برون و فلاوین، ۱۹۹۹). مقیاس‌های زمانی تجدیدپذیری، یک تابع قوی از هر منبعی است که مورد بهره برداری قرارگرفته است. اگرچه مقیاس‌های زمانی قابلیت تجدید آب‌های سطحی در حدود روز (حدود ۱۶ روز تا ۱۷ سال (دریاچه‌ها و مخازن) است، اما برای منابع آب زیرزمینی تقریبا از ماه تا قرن‌ها (حدود ۱۴۰۰ سال)، می‌تواند طول بکشد تا تجدید شود (شیکلامانوف و رودا، ۲۰۰۴ و باسو و متر، ۲۰۱۴).

آب‌های زیرزمینی یک منبع طبیعی پویا، محدود و آسیب‌پذیر، اما برگشت‌پذیر هستند که باید در شیوه‌ای سازگار با محیط‌زیست محافظت شوند (چی‌مین، ۲۰۱۵) که برای استفاده پایدار از آنها، ارزیابی خدمات، منافع و خطرات آنها مهم است، از این رو، باید به‌عنوان یک منبع مشترک و یک محیط‌زیست، فراتر از تراژدی منابع مشترک و معمای مرزها (The dilemma of boundaries) درمان شود (تانیگوچی، ۲۰۱۴).

با توجه به تخلیه‌ی جهانی آب زیرزمینی و تشدید مصرف آن جهت کشاورزی و مصرف شهری، به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک دنیا {از جمله ایران}، رهیافت رضایت‌بخشی جهت پایداری آب زیرزمینی وجود ندارد (میز، ۲۰۱۳). حدود ۹۰ درصد از مصرف جهانی آب، در بخش کشاورزی و زمین‌های فاریاب صورت می‌گیرد (سایبرت و همکاران، ۲۰۱۰) و استفاده از آب زیرزمینی، سهم عمده‌ای را در تولیدات کشاورزی دارد به طوری که در کشورهای هند، اسپانیا، آرژانتین، امریکا، استرالیا، یونان، چین و ژاپن به ترتیب ۸۹، ۸۰، ۷۰، ۶۸، ۶۷، ۵۸، ۵۴ و ۲۳ درصد از آب زیرزمینی، در زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شود (زکستر و و اورت، ۲۰۰۶) و گزارش‌های آماری نشان داده‌اند که بخش کشاورزی در ایران، مصرف‌کننده‌ی بیش از ۹۲ درصد منابع آب تجدیدپذیر (فائو، ۲۰۱۵) و بیش از ۹۰ درصد منابع آب زیرزمینی است (صالحی، ۱۳۹۵). در سال ۲۰۱۰، ۳۸ درصد از مساحت کل زمین‌های قابل آبیاری (۳۰۱ میلیون هکتار) و ۴۵ درصد از مساحت کل زمین‌های آبیاری شده واقعی (۲۵۳ میلیون هکتار) در سطح جهانی، با استفاده از آب زیرزمینی، آبیاری (۱۱۳ میلیون هکتار) شده‌اند (سایبرت و همکاران، ۲۰۱۰). در این بین، وسعت زمین‌های تحت آبیاری در ایران، از مساحت ۹۱۳۳ هزار هکتار در سال ۲۰۰۹ به ۹۵۵۳ هزار هکتار در سال ۲۰۱۴ افزایش یافته است (فائو، ۲۰۱۴ و ۲۰۱۵).

کشاورزی نه تنها به لحاظ کاربرد و مصرف، بلکه از نظر تولید و انتشار آلاینده‌ها، یک کاربر مهم آب‌های زیرزمینی است (دُسی، ۲۰۰۱). از آنجا که فعالیت‌های کشاورزی کارکردهای زیست‌محیطی، زیبایی‌شناختی و اجتماعی دارند (هولی و همکاران، ۲۰۱۴) و به علت افزایش نگرانی‌هایی که برای تخریب محیط‌زیست ناشی از فعالیت‌های کشاورزی وجود دارد (سولمانا و جیمز، ۲۰۱۴). مفهوم پایداری نیز به بخش کشاورزی وارد گردیده و انگاره‌ی "کشاورزی پایدار"، پذیرفته شده است.

در قرن ۲۱، توجه‌ها، بر چالش دستیابی به پایداری

آب‌های زیرزمینی متمرکز شده است (گلسون و همکاران، ۲۰۱۲)، و نگرانی ویژه، متمرکز بر تغییرات آب و هوایی جهانی و کاهش شدید آب‌های زیرزمینی در تعدادی از حوضه‌های آبخیز در جهان است (ناراسیمان، ۲۰۰۹) که بر این اساس، هدف پایداری آب‌های زیرزمینی، فراهم کردن دسترسی به آب‌های زیرزمینی با کیفیت خوب است اما در این بین، حفاظت منابع آب زیرزمینی از آلودگی و بازسازی آب‌های زیرزمینی آلوده، هدف پایداری این منابع آب نیز می‌باشد (میز، ۲۰۱۳).

از مفهوم آسیب‌پذیری آب زیرزمینی به‌عنوان ابزار مفیدی جهت برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری زیست‌محیطی منابع آب زیرزمینی یاد می‌شود (گاگو و دسراگوس، ۲۰۰۰)، که در سطوح مختلف زمانی و مکانی قابل اندازه‌گیری است (میز، ۲۰۱۳ ، مورت، ۲۰۱۴). اهمیت موضوع تا آنجا است که از آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی به‌عنوان یک مسئله بیش از حد بحرانی سامانه عمومی آبخوان، در بحث آب‌های زیرزمینی یاد می‌شود (ساهو و همکاران، ۲۰۱۶).

مفهوم آسیب‌پذیری، برای اولین بار در اواخر سال ۱۹۶۰ میلادی در فرانسه برای آگاهی بخشی در مورد آلودگی آب زیرزمینی ارائه شد (وربا و زوپوروزک، ۱۹۹۴) و در سال‌های گذشته در شمال امریکا و اروپا تکامل یافته است (نیک و همکاران، ۲۰۰۶).

تاکنون روش‌های مختلفی برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان ناشی از انتشار آلودگی ارائه شده است. کومار و همکاران (۲۰۱۵) شبیه‌های پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی را در سه دسته‌ی الگوهای آماری، شبیه‌سازی فرایندی و نمایه‌ای، دسته‌بندی نموده‌اند. در دسته‌بندی دیگر، از روش‌های پردازشی شبیه‌سازی، شاخص همپوشانی و آماری نام برده شده است (ابریشم چی و همکاران، ۱۳۹۱؛ تسوریور و همکاران، ۱۹۹۸؛ گاگو و دسراگوس، ۲۰۰۰) یا در دسته‌بندی دیگری، این روش‌ها، به‌طورکلی در دو دسته HCS (Hydrogeological complex and setting methods) و PSM (Parametric System Methods) تقسیم می‌شوند. در روش‌های HCS یک ارزیابی کیفی انجام می‌گیرد، و این روش‌ها برای مناطق وسیعی که دارای خصوصیات مربوط به آب‌شناسی و ریخت‌شناسی متفاوتی هستند، کاربرد دارند. روش‌های PSMشامل روش‌های ماتریسی (MS)، روش‌های امتیازدهی (RS) و روش‌های رتبه‌دهی و وزن‌دهی (PCSM) می‌شوند. در تمام این روش‌ها، توان آلودگی آب زیرزمینی تقریباً به‌طور مشابهی ارزیابی می‌شود. تفاوت این روش‌ها، به علت تعداد فراسنجه‌های به کاررفته در ارزیابی توان آلودگی و امتیازهای مربوط به هر فراسنجه است (وربا و زوپوروزک، ۱۹۹۴). روش‌های PSM، شامل روش‌هایی چون AVI, GOD, OREADIC, DRASTIC, SI, EPPNA و SINTACS می‌گردد (فریرا و الیویرا، ۲۰۰۴؛ کلانتری و همکاران، ۱۳۸۶؛ معروفی و همکاران، ۱۳۹۱) که در سال‌های گذشته، رویکردهای تصمیم‌گیری چند معیاره (واکاوی پایگانی یا AHP)، نظریه‌های فازی و GIS در ترکیب با روش‌های ذکر شده متداول گردیده که از آن جمله می‌توان به مطالعه‌ی زنگنه‌اسدی و همکاران (۱۳۹۴)، پاثک و هیراتسوکا (۲۰۱۱) و سادات‌نوری و ابراهیمی (۲۰۱۶) اشاره کرد.

فوسل (۲۰۰۷) نیز یک چارچوب تحلیلی جهت سنجش آسیب‌پذیری معرفی نمود که چهار بعد سامانه، ویژگی نگرانی، خطر و مرجع زمانی را مورد سنجش قرار می‌دهد. شهبازبگیان و باقری (۱۳۹۵) و بابائیان و همکاران (۱۳۹۵) بر مبنای این شاخص اقدام به تحلیل آسیب‌پذیری سامانه منابع آب در دشت سیستان، و محدوده‌ی مطالعاتی رفسنجان کرده‌اند.

اما مفهوم آسیب‌پذیری پیش از این، در حوزه‌ی مدیریت منابع آب و در زمینه‌ی ارزیابی عملکرد سامانه‌های آبی و با تمرکز بر شکست آن‌ها، به وسیله‌ی هاشیموتو و همکاران تعریف و بکار رفته است (فریرا و الیویرا، ۲۰۰۴). هاشیموتو و همکاران (۱۹۸۲)، برای اولین بار سه معیار برگشت‌پذیری (resilience)، پایایی (reliability) و آسیب‌پذیری (vulnerability) را برای ارزیابی عملکرد سامانه‌های منابع آب معرفی نمودند. آنها معتقد بودند این معیارها را می‌توان برای کمک در ارزیابی و انتخاب طرح‌های جایگزین و روش‌های بهره‌برداری برای طیف گسترده‌ای از طرح‌های منابع آب مورد استفاده قرار داد. معیار پایایی به‌عنوان مقیاسی جهت تشریح چگونگی احتمال مواجهه یک سامانه آبی با شکست، معیار برگشت‌پذیری به‌عنوان مقیاسی جهت چگونگی بازیابی سامانه از شکست و معیار آسیب‌پذیری به‌عنوان مقیاس چگونگی احتمال تشدید پیامدهای شکست یک سامانه منابع آب تعریف شد. به عبارت دیگر، آسیب‌پذیری معیاری

برای تعیین خسارت‌های احتمالی وارد بر سامانه ناشی از یک رویداد شکست است که به صورت معادله‌ی ۱ تعریف شده است:

$$Vul. = \sum_{j \in F} e(j)h(j) \qquad (۱)$$

در این رابطه h(j) شدیدترین خسارتی است که در اُمین گذار در وضعیت شکست به وجود می آید و e(j) احتمال این است که h(j) شدیدترین خسارت در بین همه‌ی وضعیت‌های شکست باشد (شفیعی‌جو و همکاران، ۱۳۹۲).

لاکس (۱۹۹۷) و ساندوال سالیس و همکاران (۲۰۱۱) سه معیار یادشده را به‌عنوان مقیاسی از تغییرات پایداری نسبی سامانه‌های منابع آب در طول زمان ارائه کرده‌اند (معادله‌ی ۲) که در این معادله، دامنه‌ی پایداری یک منبع آب، بین اعداد صفر و یک اندازه‌گیری می‌گردد.

$$\text{Sustainability} = [\text{reliability}]*[\text{resilience}]*[\Pi v \{1 - \text{relative vulnerability}\}] \qquad (۲)$$

معیار آسیب‌پذیری بر خلاف دو معیار پایایی و برگشت‌پذیری، معیاری با اثر منفی بوده که در معادله‌ی لاکس، به صورت کسری از عدد یک وارد شده است. بر طبق این معادله، اگر پایایی و برگشت‌پذیری یک منبع آب در بالاترین حالت، یعنی یک، و میزان آسیب‌پذیری در حد کمترین، یعنی صفر باشد، آن منبع آب، بالاترین پایداری را دارا است، اما با افزایش میزان آسیب‌پذیری منبع آب، میزان پایداری آن کاهش می‌یابد. بدترین حالت، زمانی است که مقدار آسیب‌پذیری در بیشترین حالت و برابر با یک باشد، که در آن زمان، پایداری منبع آب صفر خواهد بود (لاکس و گلودول، ۱۹۹۹؛ لاکس و همکاران، ۲۰۰۰). آسیب‌پذیری در شاخص پایداری لاکس، با معادله‌ی ۳ محاسبه می‌گردد:

$$Vul. = \frac{total\ number\ of\ periods\ t\ having\ failures}{number\ of\ continuous\ series\ of\ failure\ events} \qquad (۳)$$

شفیعی‌جو و همکاران (۱۳۹۲) بر پایه‌ی شاخص پایداری لاکس (۱۹۷۷)، اقدام به ارزیابی طرح‌های توسعه‌ی منابع آب در سامانه چند مخزنه‌ی زیرحوضه‌ی دره‌رود حوضه‌ی آبخیز رود ارس با دو روش برآوردی مقدار بیشینه و میانگین نمودند. ارزیابی آسیب‌پذیری طرح‌ها، در چهار نمایشنامه در مقایسه با وضع موجود براورد شد. نتایج نشان دادند که استفاده از براوردگرهای مبتنی بر میانگین به دلیل در نظر گرفتن وضعیت سامانه در شرایط مختلف، دربرگیرنده‌ی اطلاعات مفیدتری است. صفوی و گل‌محمدی (۱۳۹۵) نیز ضمن استفاده از شاخص پایداری لاکس (۱۹۷۷) جهت ارزیابی عملکرد سامانه‌های منابع آبی در حوضه زاینده‌رود، لزوم بازنگری در روش‌های موجود تخمین معیارهای عملکرد سامانه‌های آبی را مطرح و استفاده از توابع عضویت نظریه‌های فازی را بجای روش‌های کلاسیک در تحلیل داده‌ها، پیشنهاد کرد. گنجی و همکاران (۱۳۸۵) نیز از این شاخص پایداری جهت ارزیابی آسیب‌پذیری مخزن سدهای قیر و درودزن مند و کر در استان فارس استفاده نمودند. نتایج نشان دادند که آسیب‌پذیری مخزن سدها به عدم اطمینان جریان با واریانس کم و زیاد حساس است. ساندوال‌سالیس و همکاران (۲۰۱۱)، بر پایه‌ی شاخص یادشده، نسبت به ارزیابی تقاضای آب در بخش کشاورزی در ریوگرانده مکزیک نمودند و نمایشنامه‌های مختلف تقاضا را تا زمانی که منجر به آسیب‌پذیری یا شکست منابع آبی می‌گردید برآورد نمودند.

میز (۲۰۱۳)، با استفاده از معیارهای ارزیابی عملکرد هاشیموتو و همکاران (۱۹۸۲)، موی و همکاران (۱۹۸۶) و شاخص پایداری لاکس (۱۹۹۷)، شاخصی را جهت سنجش پایداری آب زیرزمینی (groundwater sustainability index (GSI)) معرفی نمود (معادله‌ی ۴). وی پایداری منابع آب زیرزمینی را نتیجه‌ی میانگین هندسی سه معیار یادشده و براساس تغییرات تراز آب زیرزمینی در آبخوان تعریف کرد:

$$SI = \sqrt[3]{Res.* Rel.* (1 - Vul.)} \qquad (۴)$$

در این معادله، میز (میز، ۲۰۱۳) آسیب‌پذیری آبخوان را مبتنی بر ارتفاع یا سطح ایستابی آب در چاه مشاهده‌ای در یک بازه‌ی زمانی تعریف نموده و آسیب‌پذیری را به‌عنوان بخشی از زمان، هنگامی که ارتفاع مشاهده شده در چاه، کمترمساوی ارتفاع هدف یا موردنظر ($h^{i}_{observed,t} \leq h^{i}_{target,t}$) باشد، تعریف کرد که از طریق معادله‌ی ۵ محاسبه می‌گردد:

$$Vul. = \frac{\#\ of\ times\ unsatisfactory\ occurs}{total\ \#\ of\ time\ steps} \qquad (۵)$$

ویژگی بارزی که به وسیله‌ی شاخص آسیب‌پذیری میز (میز، ۲۰۱۳) مورد سنجش قرار می‌گیرد، کمیت آب زیرزمینی بر مبنای ارتفاع مشاهده‌شده آب در آبخوان است.

لازم به ذکر است با توجه به محدوده‌ی زمان معرفی "شاخص آسیب‌پذیری و پایداری آب زیرزمینی میز" در سال ۲۰۱۳، نتیجه‌ی بررسی پیش‌نگاشته‌ها نشان داد مطالعه‌ای تا زمان انجام این پژوهش ارائه نشده است.

در تولید محصولات کشاورزی، نکته‌ی قابل توجه این است که برای رسیدن به حداکثر بهره‌وری، به آب با کیفیت خوب، نیاز است (مقیمی، ۱۳۹۴). اصولا در آبیاری محصولات کشاورزی، عناصر معدنی موجود در آب‌های زیرزمینی، بر گیاه و خاک اثر دارند. از نظر فیزیکی، نمک‌ها بر رشد گیاهان اثر سوء دارند زیرا با جذب آنها از راه فرایندهای مکشی ریشه گیاهان، یا فرایندهای شیمیایی از راه سوخت و ساز، مواد سمی را ایجاد می‌کنند. همچنین، وجود نمک‌ها، ساختار تراوایی و تهویه خاک را تغییر می‌دهند که به طور غیرمستقیم بر رشد گیاه موثرند. حدود ویژه غلظت‌های مجاز نمک را برای آبیاری نمی‌توان بیان کرد زیرا گیاهان نسبت به شوری، آستانه تحمل متفاوتی را دارند (تاد و میز، ۱۳۹۴). مثلا، در مطالعه‌ی ساهو و همکاران (۲۰۱۶) ارزیابی آسیب‌پذیری پارامترهای کیفیت آب (شامل EC، Cl^-، Mg^{2+} و SAR) با ۴ روش درستیک (DRASTIC)، درستیک کشاورزی (Agricultural DRASTIC)، درستیک واکاوی پایگانی (AHP DRASTIC) و درستیک اصلاح شده (Modified DRASTIC) در محدوده‌ی مطالعات آب زیرزمینی هیراکود دهلی‌نو هند انجام گرفت، که نتایج نشان داد همبستگی قوی‌تری بین سه فراسنجه EC، Cl^- و Mg^{2+} کیفیت آب با روش درستیک کشاورزی (Agri-DRASTIC) در مقایسه با سه روش دیگر وجود دارد.

از طرف دیگر، تمامی آب‌های زیرزمینی دارای نمک‌های محلول هستند و نوع و غلظت آنها به محیط، جریان و منشاء آب زیرزمینی وابسته است. به طور معمول، غلظت عناصر شیمیایی موجود در آب‌های زیرزمینی نسبت به آب‌های سطحی بیشتر است، زیرا آب‌های زیرزمینی در تماس بیشتری با لایه‌های زمین می‌باشند. در مجموع، شوری آب با سطح ویژه‌ی مواد سازنده آبخوان، انحلال کانی‌های موجود، و زمان تماس آنها با آب زیرزمینی ارتباط نزدیکی دارد. به طور کلی، شوری آب با افزایش عمق قرارگیری آن در آبخوان، افزایش می‌یابد و بیشتر کلروره می‌گردد (تاد و میز، ۱۳۹۴). هدایت الکتریکی آب شاخصی برای تشخیص مقدار کل یون‌های محلول در آب یا شوری آب است. که مقدار و نوسانات زمانی آن نشانگر ساده و مناسبی برای مطالعه‌ی کیفی منابع آب هستند (بوستانی و همکاران، ۱۳۸۷).

نمودار ویلکوکس از جمله ابزارهای ارزیابی خطر شوری است (خطر شوری آب با معیار میزان هدایت الکتریکی آب (EC) مورد سنجش قرار می‌گیرد.) که قابلیت استفاده آب را در بخش کشاورزی، در سه دسته بدون محدودیت، دارای محدودیت مبه وسیله‌ی و دارای محدودیت زیاد نشان می‌دهد (صداقت، ۱۳۸۶).

از آنجا که کشاورزی آبی فعالیتی است که علاوه بر تاثیر بر کمیت آب زیرزمینی (برداشت از آبخوان از طریق چاه‌ها)، بر کیفیت یا ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی آب زیرزمینی نیز (از طریق مصرف نهاده‌های شیمیایی و صنعتی مثل کودها، آفت کش‌ها و علف کش‌ها یا تغییر در جبهه حرکتی آب و هجوم جبهه شوری در اثر ایجاد اختلاف شیب بین آب شیرین و شور در آبخوان و تغییر در هدایت الکتریکی)، تاثیر منفی دارد. به همین علت ضروری است در بررسی آسیب‌پذیری آبخوان، هر دو ویژگی کمی و کیفی مدنظر قرار گیرد و از طرفی، هدف از ارزیابی آسیب‌پذیری، فراهم آوردن یک ابزار تصمیم‌گیری، بر اساس بهترین اطلاعات موجود و قضاوت علمی خوب است (هارتر، ۲۰۰۱). از این رو این مطالعه، با هدف طراحی "شاخص آسیب‌پذیری آب زیرزمینی کشاورزی (agricultural groundwater vulnerability index (AGWVI))" و ارزیابی و رتبه‌بندی محدوده‌های مطالعاتی آب زیرزمینی استان فارس برحسب میزان آسیب‌پذیری، انجام پذیرفت.

لازم به ذکر است، به‌منظور امکان پایش و مدیریت وضعیت کمی و کیفی آب زیرزمینی در کشور، آبخوان‌های و دشت‌های کشور به لحاظ ویژگی‌های زمین‌شناختی و آبخوان از هم تفکیک گردیده است. در مجموع، در کشور، ۶۰۹ محدوده‌ی مطالعات آب زیرزمینی وجود دارد که هر محدوده‌ی مطالعاتی، شامل یک تا چند دشت و هر دشت، یک تا چند آبخوان را در بر می‌گیرد. محدوده‌ی مطالعاتی کوچکترین واحد مطالعاتی آب‌شناختی است که دارای یک یا چند دشت بوده و در حوزه‌ی عمل یک یا چند استان

قرارگرفته است (معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی ریاست جمهوری، ۱۳۹۱).

به علت ویژگی‌های متفاوت محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی شامل تعداد دشت و آبخوان، ضخامت لایه آبرفتی آبخوان، میزان ذخیره آب زیرزمینی، ضریب ذخیره‌ی آبخوان، حجم آبخوان، بافت و ساختمان خاک، ویژگی‌های زمین‌شناختی در محدوده‌ی مطالعاتی، تعداد چاه‌ها و میزان تخلیه سالانه آن‌ها، وضعیت کشاورزی و الگوی کشت، تخلیه و تغذیه‌ی سالانه‌ی آبخوان، وضعیت اقلیمی و میزان بارش، تبخیر و رواناب سالانه، تغییرات تراز آب زیرزمینی در محدوده‌ی مطالعاتی، تراکم جمعیت و کشاورزان باعث می‌گردد که بررسی موضوع آب به‌ویژه آب زیرزمینی، از یک دیدگاه کلان و ملی یا خرد و محلی، به یک دیدگاه میانی و منطقه‌ای ضرورت یابد. در نتیجه، موضوع آسیب‌پذیری و پایداری منابع آب زیرزمینی متناسب با این ویژگی‌ها، در بین محدوده‌های مطالعاتی متفاوت خواهد بود.

لازم به ذکر است واکاوی آسیبب‌پذیری سامانه‌های منابع آب یا آبخوان‌های محدوده‌های مطالعاتی در سطح کشور و استان فارس به صورت مطالعه موردی، به وسیله‌ی پژوهشگران و با استفاده از شاخص‌های ارزیابی عملکرد و یا پراکنش آلودگی (مثل DRASTIC, GODS) از نوع روش‌های شبیه‌سازی و در مقیاس خرد و محلی انجام گرفته است (علیزاده و همکاران، ۱۳۹۴؛ سرچشمه و شاه‌محمدی کلالق، ۱۳۹۵؛ گنجی و همکاران، ۱۳۸۵) و تاکنون، ارزیابی مقایسه‌ای محدوده‌های مطالعاتی و از جمله ۱۰۲ محدوده‌ی تحت مدیریت شرکت آب منطقه‌ای فارس (مقیاس منطقه‌ای)، به صورت فراگیر انجام نگردیده است.

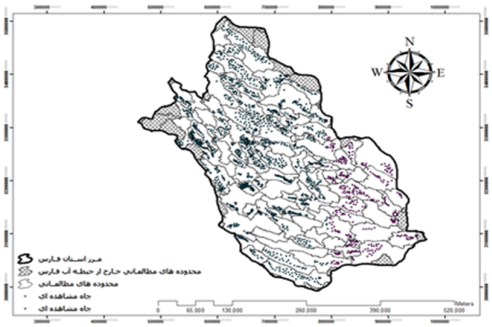
مواد و روش

این پژوهش از نظر ماهیت از نوع پژوهش‌های کمی، از نظر میزان مدیریت متغیرها از نوع غیرآزمایشی، از نظر هدف از نوع پژوهش‌های توسعه‌ای و کاربردی و از لحاظ چگونگی جمع‌آوری اطلاعات، از نوع تحلیل داده‌های ثانویه و توصیفی به شمار می رود. واحد تحلیل در این پژوهش، محدوده‌های مطالعاتی آب زیرزمینی می‌باشد.

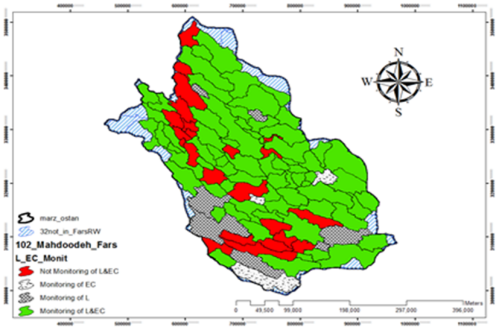
روش مورد استفاده در این مطالعه، مبتنی بر واکاوی روش‌های آسیب‌پذیری که قبلا به آنها اشاره شد، طراحی یک شاخص نوین گردیده، سپس، محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی استان فارس به وسیله‌ی آن ارزیابی و در نهایت، با استفاده از روش TOPSIS از روش‌های تصمیم‌گیری چندمعیاره، محدوده‌های مطالعاتی براساس نتایج ارزیابی، رتبه‌بندی شدند.

داده‌های مورد استفاده جهت ارزیابی محدوده‌های مطالعاتی شامل ۱- اطلاعات مکانی و توصیفی محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی واقع در محدوده‌ی جغرافیایی استان فارس، ۲- نتایج آماربرداری‌های ماهانه از تراز آب زیرزمینی در چاه‌های مشاهده‌ای حفرشده در محدوده‌های مطالعاتی، ۳- آماربرداری‌های شش ماهه از وضعیت شدت شوری با سنجش EC چاه‌های کشاورزی و ۴- نتایج محاسبات دوره‌ای مربوط به ضخامت اشباع آبخوان که به وسیله‌ی شرکت آب منطقه‌ای فارس انجام می‌گیرد، بودند.

در نقشه‌ی ۱، پراکنش چاه‌های مشاهده‌ای پایش تراز آب زیرزمینی و در نقشه‌ی ۲ وضعیت استقرار سامانه پایش تراز و هدایت الکتریکی در محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی استان فارس، تا پایان سال آبی ۱۳۹۲-۱۳۹۱ نشان داده شده‌اند.



نقشه ۱ ــ پراکنش چاه‌های مشاهده‌ای پایش آب زیر زمینی در استان فارس تا پایان سال آبی ۱۳۹۲-۱۳۹۱



نقشه ۲ــ طبقه‌بندی محدوده‌های مطالعاتی برمبنای وجود شبکه پایش تراز و هدایت الکتریکی تا پایان سال آبی ۱۳۹۲-۱۳۹۱

لازم به ذکر است در محدوده‌ی جغرافیایی استان فارس، ۱۳۴ مورد از ۶۰۹ محدوده‌ی مطالعاتی کشور قرارگرفته است، که تعداد ۷۹ محدوده‌ی مطالعاتی به طور کامل در استان فارس واقع شده و تعداد ۵۵ محدوده‌ی مطالعاتی با استان‌های همجوار مشترک می‌باشند. از ۵۵ محدوده‌ی مطالعاتی مشترک، ۲۳ محدوده، به وسیله‌ی شرکت آب منطقه‌ای فارس پایش می‌گردند. در مجموع، شرکت آب منطقه ای فارس، متولی پایش و اندازه‌گیری بیشترین تعداد، یعنی ۱۰۲ محدوده‌ی مطالعاتی معادل ۱۶/۷۵ درصد از کل محدوده‌های مطالعاتی کشور با بیشترین تعداد حلقه چاه حفرشده می‌باشد (شرکت آب منطقه‌ای فارس، ۱۳۹۲؛ وزارت نیرو، ۱۳۹۲).

نتایج

براساس هدف پژوهش، نتایج این مطالعه، شامل دو بخش طراحی شاخص آسیب‌پذیری آب زیرزمینی کشاورزی (AGWVI)، و مطالعه‌ی موردی ارزیابی و رتبه‌بندی محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی استان فارس بر مبنای شاخص پیشنهادی می‌باشد که نتایج به تفکیک در ادامه ذکر شده است.

الف) طراحی شاخص آسیب‌پذیری آب زیرزمینی کشاورزی (AGWVI)

با توجه به محدودیت‌های شاخص‌های آسیب‌پذیری موجود در ارزیابی آسیب‌پذیری کمی و کیفی آبخوان‌ها، با توجه به هدف پژوهش، اقدام به طراحی شاخص آسیب‌پذیری آب زیرزمینی کشاورزی (AGWVI) گردید. این شاخص، هر دو بعد کمی و کیفی مصرف آب زیرزمینی را در بخش کشاورزی مورد ارزیابی قرار می‌دهد. در ادامه، هر یک از ابعاد موردنظر در AGWVI تشریح شده است.

۱) بعد کمی: این بعد، شامل محاسبه نرخ سالانه‌ی افت سطح ایستابی در هر محدوده‌ی مطالعاتی بر حسب درصد است. مبنای نظری بعد کمی، معادله‌ی آسیب‌پذیری میز (۲۰۱۳) بوده با این تفاوت که به آن، میانگین ضخامت اشباع آبخوان ((mean thickness of aquifer (MTA) افزوده گردیده است.

میانگین ضخامت اشباع آبخوان (MTA) به دلایل زیر در معادله آورده شد. اول؛ ویژگی‌های مشترک و متفاوتی که در آبخوان‌های محدوده‌های مطالعاتی وجود دارند به طور غیرمستقیم در نظر گرفته شوند، که از آن جمله می‌توان به میزان تخلیه‌ی سالانه‌ی آب از آبخوان، تعداد و عمق چاه‌های حفرشده و میزان آبدهی آبخوان اشاره کرد. دوم؛ اثر برخی از ویژگی‌ها مثل ضریب ذخیره و مساحت آبخوان در روند تغییرات کمی آب در آبخوان محدوده‌های مطالعاتی حذف شود. سوم؛ جامع‌نگری و ساده‌سازی معادله رعایت گردد تا با کمترین ویژگی‌ها امکان مقایسه بین آبخوان‌های مختلف با ویژگی‌های زمین‌شناختی و آب‌شناختی متفاوت اما دارای ضخامت‌های یکسان، میسر گردد.

با توجه به مطالب بالا، پارامترهای موردنظر در معادله‌ی بعد کمی (معادله‌ی ۶)، به شرح زیر می‌باشند که در نتیجه آن، نرخ سالانه افت تراز آب زیرزمینی بر حسب درصد در هر محدوده‌ی مطالعاتی محاسبه می‌گردد. ۱) میانگین ضخامت اشباع آبخوان (MTA)، ۲) افت سطح ایستابی یا تراز آب زیرزمینی در سال مشاهده شده نسبت به سال هدف (با محاسبه تغییرات ارتفاع آب در چاه‌های مشاهده‌ای) به‌عنوان ارتفاع موردنظر (اختلاف بین $h^i_{observed,t}$ به $h^i_{target,t}$) یا Δh و ۳) طول دوره‌ی اندازه‌گیری (Δt) با محاسبه اختلاف بین سال اندازه‌گیری ($Y^i_{observed,t}$) به سال هدف اندازه‌گیری ($Y^i_{target,t}$).

$$Annual\ Rate\ of\ Depletion = \frac{\Delta h/MTA}{\Delta t} * 100 = \frac{((h^i_{observed,t} - h^i_{target,t})/MTA)}{(Y^i_{observed,t} - Y^i_{target,t})} * 100 \quad (۶)$$

۲) بعد کیفی: این بعد شامل محاسبه‌ی نرخ سالانه‌ی تغییرات هدایت الکتریکی آب زیرزمینی در هر محدوده‌ی مطالعاتی است. اهمیت و جایگاه فراسنجه EC آب به‌عنوان بعد کیفی، قبلا در بحث کیفیت آب قابل استفاده در کشاورزی و شوری یا تاثیر نمک‌ها بر رشد گیاه، تشریح شد. برای محاسبه‌ی بعد کیفی، فراسنجه‌های زیر در معادله پیش‌بینی و سنجش می‌گردند، که در آخر میانگین تغییرات EC هر محدوده‌ی مطالعاتی در بازه‌ی زمانی موردهدف، محاسبه خواهدشد (معادله‌ی ۷). ۱) تغییرات EC در سال موردنظر به سال هدف (اختلاف بین $EC^i_{observed,t}$ به $EC^i_{target,t}$) و ۲) طول دوره‌ی اندازه‌گیری با محاسبه‌ی اختلاف بین سال اندازه‌گیری ($Y^i_{observed,t}$) به سال هدف اندازه‌گیری ($Y^i_{target,t}$).

$$\text{Annual Rate of EC} = \frac{\Delta EC}{\Delta t} = \frac{(EC^i_{observed,t} - EC^i_{target,t})}{(Y^i_{observed,t} - Y^i_{target,t})} \quad (۷)$$

ب) استان فارس به عنوان یک مورد

۱– ارزیابی وضعیت آسیب‌پذیری

در ارزیابی وضعیت آسیب‌پذیری محدوده‌های مطالعاتی استان فارس، پایان سال آبی ۱۳۹۲-۱۳۹۱، یعنی شهریور ۱۳۹۲ به‌عنوان پایان بازه‌ی زمانی یا سال مشاهده شده ($t_{observed,t}$) تعیین شد و به‌منظور بازه‌ی زمانی ابتدایی یا سال هدف ($t_{target,t}$)، سال آبی ۱۳۸۲-۱۳۸۱ با توجه به استقرار صددرصدی سامانه پایش و اندازه‌گیری تراز آب زیرزمینی و حدود ۹۰ درصدی سامانه پایش هدایت الکتریکی در محدوده‌های مهم استان، انجام سرشماری کشاورزی و مطالعات آماربرداری ده ساله منابع آب در این سال و همچنین شروع ترسالی بعد از خشکسالی گذشته، به‌عنوان سال هدف در نظر گرفته شد.

آمار ضخامت اشباع آبخوان، از آمار مربوط به آخرین محاسبات انجام گرفته به وسیله‌ی دفتر مطالعات پایه منابع آب شرکت آب منطقه‌ای فارس در سال ۱۳۸۵ استفاده شد.

لازم به ذکر است که تا پایان سال آبی ۹۲-۱۳۹۱، از مجموع ۱۰۲ محدوده‌ی مطالعاتی تحت مدیریت شرکت آب منطقه‌ای فارس، در ۶۹ محدوده‌ی مطالعاتی، جمع‌آوری داده‌های مربوط به پایش تراز و هدایت الکتریکی انجام می‌شده است، در ۷ محدوده، شبکه‌ی پایش تراز آب زیرزمینی مستقر بوده، ۳ محدوده‌ی مطالعاتی صرفاً دارای سامانه پایش هدایت الکتریکی و ۲۳ محدوده، فاقد هر گونه شبکه پایش تراز و هدایت الکتریکی بوده است (شرکت آب منطقه‌ای فارس، ۱۳۹۲). از ۶۹ محدوده‌ی مطالعاتی دارای سامانه پایش و تراز آب زیرزمینی تا پایان سال آبی ۱۳۹۲، تنها ۵۶ محدوده دارای آمار در سال هدف (سال ۱۳۸۲) بودند و از این تعداد، ۵ محدوده‌ی مطالعاتی، پایش هدایت الکتریکی آنها پس از سال ۱۳۸۲ شروع، و دو محدوده‌ی مطالعاتی نیز فاقد آمار پایش تراز آب زیرزمینی در سال ۱۳۸۲بودند؛ در نتیجه، تعداد محدوده‌های باقی‌مانده در سال هدف ۱۳۸۲، به ۴۹ مورد کاهش یافت و در فرایند ارزیابی آسیب‌پذیری بر مبنای AGWVI وارد گردیدند. در جدول ۱ نتایج مربوط به محاسبه نسبت و نرخ سالانه افت تراز آبخوان هر محدوده با در نظر گرفتن ضخامت لایه اشباع آبخوان و نرخ سالانه تغییرات هدایت الکتریکی در طی دوره سال هدف و سال مشاهده شده آورده شده‌اند.

بیشترین نرخ افت سالانه‌ی آب زیرزمینی در محدوده‌های مطالعاتی برحسب درصد، به محدوده‌های مطالعاتی ارسنجان، جهرم، قادرآباد-مادرسلیمان پاسارگاد، مبارک‌آباد باروس قیروکارزین و قره‌بلاغ فسا با نرخ افت سالانه ۰/۶۹۸-، ۰/۶۶۳-، ۰/۳۷۸-، ۰/۳۳۶- و ۰/۳۲۰- اختصاص دارد و کمترین نرخ افت متعلق به محدوده‌های مطالعاتی خفر، آباده ـ اقلید و شیراز به ترتیب با مقادیر ۰/۰۱۰-، ۰/۰۱۷- و ۰/۰۲۷- به دست آمد.

وجه مشترک ۴۹ محدوده‌ی مطالعاتی مورد مطالعه، بروز افت سطح آب زیرزمینی طی ۱۰ سال گذشته به‌علت خشکسالی حاکم بر استان فارس از سال ۱۳۸۶ و تخلیه‌ی بیشتر در مقایسه با میزان تغذیه صورت گرفته، می‌باشد.

بیشترین تغییرات منفی هدایت الکتریکی منابع آب زیرزمینی (مقادیر بالاتر از ۱۰۰- میکروموس بر سانتی متر) به ترتیب در محدوده‌های مطالعاتی فراشبند، نیریز، باشدو و کرمستج لارستان، خشت و کمارج کازرون، زاهدون فسا و ارسنجان با مقادیر ۷۳۵/۰۲۸-، ۳۹۷/۶۰۰-، ۲۱۸/۷۳۹- ، ۱۶۸/۷۰۰-، ۱۳۷- و ۱۰۲/۲۴۵- میکروموس بر سانتی‌متر مشاهده شد و کمترین تغییرات منفی EC در محدوده‌های مطالعاتی استهبان، دشت افزر قیروکارزین و ایج استهبان با مقادیر ۴-، ۳/۴۲۹- و ۳/۴- میکروموس بر سانتی متر وجود داشت و در محدوده‌های مطالعاتی اقلید ـ آباده، کوار، دشت نمدان اقلید، سعادت‌آباد پاسارگاد، کاسه‌دار لارستان، صادق‌آباد آباده، و قیروکارزین، تغییرات EC در سال مشاهده شده (سال ۱۳۹۲) بیشتر از سال هدف (سال ۱۳۸۲) است، به‌عبارت دیگر، در این محدوده‌های مطالعاتی، کیفیت آب زیرزمینی در نتیجه فعالیت‌های کشاورزی، تخریب نشده است.

جدول ۱ محاسبه درصد نرخ افت نسبی سالانه سطح ایستابی آب و هدایت الکتریکی در محدوده‌های مطالعاتی استان فارس طی دوره ۹۲-۱۳۸۲

نام محدوده‌ی مطالعات آب زیرزمینی	کلیات		تراز یا سطح ایستابی آب زیرزمینی								هدایت الکتریکی				
	مرکز شهرستان	مساحت آبخوان (KM^2)	میانگین ضخامت آبخوان (متر)	سال شروع آماربرداری	سطح ایستابی در سال مشاهده شده ۹۲ (متر)	سطح ایستابی در سال هدف ۸۲ (متر)	تفاوت افت سال ۸۲ به ۹۲ (متر)	افت نسبی آبخوان (متر)	نرخ افت نسبی سالانه در دوره برحسب درصد	سال شروع آماربرداری	مقدار EC در سال مشاهده شده ۹۲	مقدار EC در سال هدف ۸۲	مقدار تفاوت EC	نرخ تغییرات EC در دوره
نورآبادممسنی	ممسنی	171.11	64	82	932.21	937.73	-5.52	-0.09	-0.11	77	935	842.3	-92.7	-9.27
خشت ـ کمارج	کازرون	89.24	52	76	512.06	514.95	-2.89	-0.06	-0.07	77	6504	4817	-1687	-168.7
کازرون	کازرون	293.6	119	75	807.34	814.16	-6.82	-0.06	-0.07	77	2298	1843	-455	-45.5
برم	کازرون	98.48	48	79	1030.49	1038.54	-8.05	-0.17	-0.20	77	1700.8	1275.3	-425.5	-42.55
فراشبند	فراشبند	640.59	35	74	752.92	761.42	-8.5	-0.24	-0.30	72	11412	4061.72	-7350.28	-735.028
دریاچه پریشان	کازرون	83.16	67	75	818.53	822.93	-4.4	-0.07	-0.08	77	3158.03	2369.2	-788.83	-78.883
فیروزآباد	فیروزآباد	188	48.7	71	923.59	931.58	-7.99	-0.16	-0.20	71	697.89	606.77	-91.12	-9.112
دارنجان	فیروزآباد	142	38	76	1721.43	1726.58	-5.15	-0.14	-0.17	74	460.66	384.54	-76.12	-7.612
دشت افزر	قیروکارزین	111.06	54	73	620.55	631.08	-10.53	-0.20	-0.24	72	1861.83	1827.54	-34.29	-3.429
قیرکارزین	قیروکارزین	136	53	71	678.675	682.44	-3.765	-0.07	-0.09	72	1964.88	2270.12	305.24	30.524
مبارک آبادبارووس	قیروکارزین	86.27	25	78	711.02	717.9	-6.88	-0.28	-0.34	75	2501.84	2155.06	-346.78	-34.678
قطب‌آباد	جهرم	101.19	40	77	994.62	1004.55	-9.93	-0.25	-0.30	77	3101	2570	-531	-53.1
جهرم	جهرم	293.78	46	77	999.435	1024.44	-25.01	-0.54	-0.66	75	3008.67	2108	-900.67	-90.067
زاهدون	فسا	277.98	55	72	1154.61	1159.66	-5.05	-0.09	-0.11	70	5581	4211	-1370	-137
فسا	فسا	250.9	59	72	1280.84	1287.97	-7.13	-0.12	-0.15	70	1926	1656	-270	-27
میان جنگل	فسا	99.05	35	80	1574.08	1579.9	-5.82	-0.17	-0.20	81	1255	921	-334	-33.4
رونیز	استهبان	113.38	44	75	1558.03	1563.57	-5.54	-0.13	-0.15	77	1993	1693	-300	-30
نوبندگان	فسا	74.95	42	72	1259.11	1261.85	-2.74	-0.07	-0.08	78	1552	1473	-79	-7.9
قره بلاغ	فسا	93.59	52	71	1315.56	1329.19	-13.63	-0.26	-0.32	70	607	493	-114	-11.4
ایج	استهبان	37.55	33	75	1379.47	1383.9	-4.43	-0.13	-0.16	78	451	411	-40	-4
میمندشبانکاره	فیروزآباد	116.33	23.5	73	1529.06	1533.76	-4.7	-0.20	-0.24	71	971.07	796.43	-174.64	-17.464
خفر	کوار	85	40	76	1243.95	1244.29	-0.34	-0.01	-0.01	77	2205.66	2144.49	-61.17	-6.117
کوار	کوار	223.7	50	74	1472.45	1479.85	-7.395	-0.15	-0.18	78	1094.975	1131.94	36.965	3.6965
باشدو و کرمستج	لارستان	219.2	40	77	734.42	741.22	-6.8	-0.17	-0.21	78	4459.2	2271.81	-2187.39	-218.739
کاسه دار لار	لارستان	147.6	40	76	1016.53	1020.15	-3.62	-0.09	-0.11	76	3684.33	3802.17	117.84	11.784
گراش	گراش	62.2	40	76	837.73	841.33	-3.6	-0.09	-0.11	77	4276.51	3331.39	-945.12	-94.512
داراب	داراب	670.3	40	72	1201.91	1206.96	-5.05	-0.13	-0.15	76	1974.5	1629.5	-345	-34.5
دراکویه	داراب	15.01	40	72	1350.2	1359.02	-8.82	-0.22	-0.27	76	519	446	-73	-7.3
گله دار	لارستان	264.9	40	77	428.8	434.16	-5.36	-0.13	-0.16	75	3802.17	3684.33	-117.84	-11.784
توابع ارسنجان	ارسنجان	148.9	60	72	1556.96	1564.64	-7.68	-0.13	-0.16	72	5978.36	5521.86	-456.5	-45.65
ارسنجان	ارسنجان	117.1	60	72	1553.14	1587.49	-34.35	-0.57	-0.70	72	2729.55	1707.1	-1022.45	-102.245
سیدان ـ فاروق	مرودشت	147.2	80	75	1612.31	1621.66	-9.35	-0.12	-0.14	78	710.52	654.53	-55.99	-5.599
خیر	استهبان	93.1	44	76	1553.43	1564.04	-10.61	-0.24	-0.29	77	3488	2723	-765	-76.5
استهبان	استهبان	51.8	57	75	1631.13	1640.77	-9.64	-0.17	-0.21	77	553	519	-34	-3.4
نیریز	نیریز	256.3	50	73	1528.97	1535.37	-6.4	-0.13	-0.16	77	9283	5307	-3976	-397.6
داریان	شیراز	133	100	71	1549.39	1556.52	-7.13	-0.07	-0.09	72	2149.09	1379.63	-769.46	-76.946
سعادت‌آباد	پاسارگاد	150.6	60	75	1730.25	1745.23	-14.98	-0.25	-0.30	78	812.89	912.35	99.46	9.946
قادرآباد ـ مادرسلیمان	پاسارگاد	874.8	35	81	1842.78	1853.64	-10.86	-0.31	-0.38	78	943	824.66	-118.34	-11.834
دهبید	خرمبید	941.8	40	77	2324.97	2327.14	-2.17	-0.05	-0.07	81	969	713	-256	-25.6
دشت نمدان	اقلید	1317	77	75	2333.27	2338.35	-5.08	-0.07	-0.08	80	491	530	39	3.9
اسپاس	اقلید	716.2	64	75	2159.2	2161.89	-2.69	-0.04	-0.05	81	364	320	-44	-4.4
شیراز	شیراز	444.2	115	72	1496.45	1499.04	-2.59	-0.02	-0.03	77	2466.29	2197.06	-269.23	-26.923
قره باغ	شیراز	202.4	50	72	1463.42	1468.44	-5.02	-0.10	-0.12	75	1826.95	1559.77	-267.18	-26.718
کوار مهارلو	کوار	131.5	70	74	1465.35	1479.56	-14.21	-0.20	-0.25	78	2352.05	2200.1	-151.95	-15.195
سروستان	سروستان	639	50	70	1474.4	1479.89	-5.49	-0.11	-0.13	77	6748.3	6375.5	-372.8	-37.28
اباده ـ اقلید	اباده	493	70	71	1966.84	1967.84	-1	-0.01	-0.02	75	2258	2281	23	2.3
صادق‌آباد ـ رجب‌آباد	اباده	240.5	60	71	2279.77	2283.79	-4.02	-0.07	-0.08	75	592	718	126	12.6
سرچاهان	بوانات	171	90	77	2056.6	2063.34	-6.74	-0.07	-0.09	77	765	619	-146	-14.6
حسن آباد ـ قوری	نیریز	114	40	79	1990.8	1992.56	-1.76	-0.04	-0.05	80	2358	1506	-852	-85.2

(منبع: یافته‌های پژوهش)

۲- رتبه‌بندی محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی

پس از ارزیابی محدوده‌های مطالعاتی براساس AGWVI، از فن TOPSIS تصمیم‌گیری چندمعیاره برای رتبه‌بندی محدوده‌های مطالعاتی استفاده گردید. فن تصمیم‌گیری چندمعیاره ابزار مناسبی در رتبه‌بندی و انتخاب یک یا چند گزینه از بین انواع گزینه‌ها است.

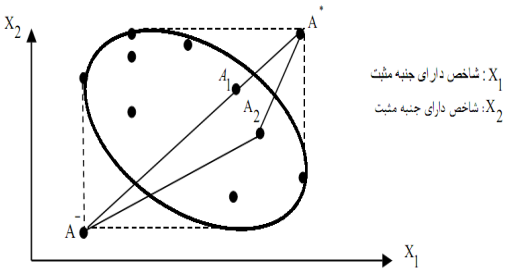
چارچوب روش‌های تصمیم‌گیری چند معیاره از روش‌های ساده گرفته تا روش‌های پیچیده متغیر است. با این وجود، همچنان، مشکل انتخاب یک روش صحیح در موقعیت فرضی وجود دارد. هیچ کدام از روش‌های تصمیم‌گیری معرفی‌شده به‌عنوان بهترین و مناسب‌ترین روش برای تمامی موقعیت‌های تصمیم‌گیری در نظر گرفته نمی‌شوند. به عبارتی، به کارگیری روش‌های تصمیم‌گیری چند معیاره به یک حالت خاص، به هدف پژوهش و به خصوص به دقت و قابلیت اعتماد به داده ها بستگی دارد (مرادی و اخترکاوان، ۱۳۸۸). در این مطالعه، از فن TOPSIS جهت رتبه‌بندی محدوده‌های مطالعاتی استفاده گردید. این فن که از جمله روش‌های چند شاخصه تصمیم‌گیری چندمعیاره است، به علت مبانی ریاضیاتی بسیار قوی، در حل مسائل با مقیاس بزرگ استفاده می‌گردد (مرادی و اخترکاوان، ۱۳۸۸؛ محتشمی و طیبی، ۱۳۹۰).

روش TOPSIS در سال ۱۹۸۱ به وسیله‌ی هوانگ و یون (۱۹۸۱) ارایه شد. روش TOPSIS مخفف Technique of Order Preference by Similarity to Ideal Solution است که به معنای "دستورالعمل (انتخاب) ارجحیت بر اساس شباهت به بهترین جواب" است. در این روش دو گزیدار تصور می‌شود:

۱- گزیدار آرمانی (positive ideal alternative): جوابی است که مناسب‌ترین مقادیر مورد انتظار را برای هر معیار داشته و سعی در نزدیک کردن انتخاب، به آن است.

۲- گزیدار ضدآرمانی (negative ideal alternative): جوابی است که نامناسب‌ترین مقادیر مورد انتظار را برای هر معیار دارد و سعی در دورکردن انتخاب از آن است.

در این روش، m گزینه به وسیله‌ی n شاخص ارزیابی می‌شوند. منطق اصولی این روش، راه‌حل آرمانی مثبت و راه حل آرمانی منفی را تعریف می‌کند. گزینه‌ی بهینه، گزینه‌ای است که کمترین فاصله از راه‌حل آرمانی مثبت و در عین حال دورترین فاصله از راه‌حل آرمانی منفی دارد. به عبارتی، در رتبه‌بندی گزینه‌ها با کاربرد روش TOPSIS، گزینه‌هایی که بیشترین تشابه را با راه‌حل آرمانی مثبت داشته باشند، رتبه‌ی بالاتری را کسب می‌کنند. فضای هدف بین دو معیار، به عنوان نمونه در شکل زیر نشان داده‌شده است. در اینجا A+ و A- به ترتیب، راه حل آرمانی مثبت و راه حل آرمانی منفی است. گزینه‌ی A1 به نسبت گزینه‌ی A2 فاصله‌ی کمتری را تا راه حل آرمانی مثبت و فاصله‌ی بیشتری تا راه حل آرمانی منفی دارد. روش TOPSIS بر این مفهوم استوار است که گزینه‌ی انتخابی باید کمترین فاصله را با راه حل آرمانی مثبت و بیشترین فاصله را با راه حل آرمانی منفی داشته باشد. در این روش، نیازمند استفاده از داده‌های کمی است و برای شاخص‌های کیفی نیز باید با استفاده از مقیاس‌های مناسب، آن را به مقادیر کمی تبدیل کرد. همچنین، از آنجا که تمامی معیارها دارای اهمیت برابری نیستند، روش TOPSIS مجموعه‌ای از وزن‌ها را از تصمیم‌گیرنده دریافت می‌نماید (هوانگ و یوون، ۱۹۸۱).



روش TOPSIS دارای ۶ گام به شرح زیر است:

۱-گام صفر: به دست آوردن ماتریس تصمیم

در این روش ماتریس تصمیمی ارزیابی می‌شود که شامل m گزینه و n شاخص است. در این ماتریس شاخصی که دارای مطلوبیت مثبت است، شاخص سود و شاخصی که دارای مطلوبیت منفی ست، شاخصه هزینه می باشد.

$$D = \begin{array}{c} \\ A_1 \\ A_2 \\ \vdots \\ A_i \\ \vdots \\ A_m \end{array} \begin{array}{c} \begin{array}{cccccc} X_1 & X_2 & & X_j & & X_n \end{array} \\ \begin{bmatrix} X_{11} & X_{12} & \cdots & X_{1j} & \cdots & X_{1n} \\ X_{21} & X_{22} & \cdots & X_{2j} & \cdots & X_{2n} \\ \vdots & \vdots & & \vdots & & \vdots \\ X_{i1} & X_{i2} & \cdots & X_{ij} & \cdots & X_{in} \\ \vdots & \vdots & & \vdots & & \vdots \\ X_{m1} & X_{m2} & \cdots & X_{mj} & \cdots & X_{mn} \end{bmatrix} \end{array}$$

۲-گام اول: بهنجار کردن ماتریس تصمیم

در این گام، مقیاس‌های موجود در ماتریس تصمیم را بدون مقیاس می‌شود. به این ترتیب که هر کدام از مقادیر بر اندازه بردار مربوط به همان شاخص تقسیم می‌شود. در نتیجه هر درایه r_{ij} از رابطه زیر به دست می‌آید:

$$r_{ij} = \frac{X_{ij}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{m} X_{ij}^2}}$$

۳-گام دوم: وزن‌دهی به ماتریس بهنجار شده

ماتریس تصمیم، در واقع، فراسنجه‌ای بوده و لازم است کمی شود. به این منظور، تصمیم‌گیرنده برای هر شاخص، وزنی را تعیین می‌کند. مجموعه وزن‌ها (W) در ماتریس بهنجار شده (R) ضرب می‌شود.

$$W = (w_1, w_2, \dots., w_j, \dots, w_n)$$
$$\sum_{j=1}^{n} w_j = 1$$

با توجه به اینکه ماتریس W_{n*1} قابل ضرب در ماتریس تصمیم نرمالایز شده (n*n) نیست، قبل از ضرب باید ماتریس وزن را به یک ماتریس قطری W_{n*n} تبدیل نمود. (وزن‌ها روی قطر اصلی)

۴-گا م سوم: تعیین راه حل آرمانی و راه حل آرمانی منفی

دو گزینه‌ی مجازی A^+ و A^- به‌صورت‌های زیر تعریف می‌شوند که دو گزینه‌ی مجازی ایجاد شده، در واقع بدترین و بهترین راه حل هستند.

$$A^+ = \{(maxv_{ij}|j \in J)\&(minv_{ij}|j \in J')\ i = 1,2,3,\dots m\} = \{v_1^+, v_2^+, v_3^+, \dots v_n^+\}$$
$$A^- = \{(minv_{ij}|j \in J)\&(maxv_{ij}|j \in J')\ i = 1,2,3,\dots m\} = \{v_1^-, v_2^-, v_3^-, \dots v_n^-\}$$

۵-گام چهارم: به دست آوردن اندازه‌ی فاصله‌ها

فاصله‌ی بین هر گزینه‌ی n بعدی، از روش اقلیدسی سنجیده می‌شود. یعنی فاصله‌ی گزینه‌ی i، از گزینه‌های آرمانی مثبت و منفی یافته می‌شود:

$$S_{i+} = \sqrt{\sum_{j=1}^{n}(v_{ij} - v_j^+)^2} \qquad i = 1,2,3,\dots m$$

$$S_{i-} = \sqrt{\sum_{j=1}^{n}(v_{ij} - v_j^-)^2} \qquad i = 1,2,3,\dots m$$

۶-گام پنجم: محاسبه‌ی نزدیکی نسبی به راه حل آرمانی

۷-گام ششم: رتبه‌بندی گزینه‌ها: هر گزینه‌ای که CI یا ضریب نزدیکی آن بزرگ‌تر باشد، بهتر است. به عبارت دیگر، مقدار CI در دامنه‌ی صفر تا یک متغیر است (0<CI<1)، که هرچه مقدار CI گزینه‌ای به یک نزدیک‌تر باشد، آن گزینه از اولویت بالاتری برخوردار خواهد بود.

جهت رتبه‌بندی محدوده‌ی مطالعاتی استان فارس، ماتریس تصمیم‌گیری در برگیرنده ۴۹ گزینه (m) (۴۹ محدوده‌ی مطالعاتی) و دو شاخص (n) (دو فراسنجه نرخ افت سالانه‌ی تراز آب زیرزمینی بر حسب درصد (n_L)، و نرخ تغییرات هدایت الکتریکی (n_{EC})) طی دوره‌ی اندازه‌گیری، با اندازه بردارهای متفاوتی تشکیل شد، که در فرایند انجام تصمیم‌گیری چندمعیاره با کاربرد روش TOPSIS، بهنجار شدند. جهت وزن‌دهی به دو فراسنجه مورد استفاده، از نظر کارشناسان متخصص آب زیرزمینی شاغل در مراکز شش‌گانه مطالعات پایه‌ی منابع آب در سطح استان فارس استفاده شد، که نتایج در جدول ۲ آورده شده‌اند.

در ادامه، نقطه‌ی آرمانی و ضد آرمانی یا نقطه‌ی آرمانی مثبت و منفی فراسنجه تغییرات تراز آب زیرزمینی و هدایت الکتریکی محاسبه شد که به ترتیب برای تغییرات تراز آب زیرزمینی (ΔL)، ۰.۰۰۳- و ۰.۳۳۵- و برای تغییرات هدایت الکتریکی (ΔEC)، ۰.۰۱۶ و ۰.۳۹۵- به دست آمد. به عبارت دیگر، نقاط آرمانی و ضدآرمانی هر فراسنجه، در اصل، کمینه و بیشینه نمره‌ی مربوط به گزینه‌های (m) هر فراسنجه می‌باشد. نقطه آرمانی و ضدآرمانی تغییرات تراز آب زیرزمینی (ΔL) به ترتیب نمره‌ی گزینه‌های محدوده‌ی آباده ـ اقلید و جهرم بوده و برای تغییرات هدایت الکتریکی (ΔEC)، به ترتیب نمره‌ی محدوده‌ی قیروکارزین و فراشبند است:

$$\Delta(L) = \begin{cases} A^+ = -0.003, A^+ : Abadeh - Eghleed \\ A^- = -0.335, A^- : Jahrom \end{cases}$$
$$\Delta(EC) = \begin{cases} A^+ = +0.016, A^+ : Gheer - Karzin \\ A^- = -0.395, A^- : Farrashband \end{cases}$$

در ادامه، گام‌های بعدی روش TOPSIS انجام گرفت و میزان CI یا میزان نزدیکی نسبی به راه حل آرمانی هر یک از محدوده‌های مطالعاتی محاسبه شد. در جدول ۲ نتیجه‌ی پایانی رتبه‌بندی محدوده‌های مطالعاتی بر اساس AGWVI و برحسب شاخص CI آورده شده است. همان‌طور که در جدول ۲ مشاهده می‌شود، در مجموع، در دوره‌ی زمانی ۱۳۹۲-۱۳۸۲، محدوده‌ی مطالعات آب زیرزمینی فراشبند، جهرم و ارسنجان بیشترین آسیب‌پذیری منابع آب را ناشی از فعالیت‌های کشاورزی به لحاظ دو بعد کمی و کیفی نرخ تغییرات تراز آب زیرزمینی و هدایت الکتریکی داشته و محدوده‌های مطالعاتی صادق‌آباد ـ رجب‌آباد آباده، آباده ـ اقلید، دشت نمدان اقلید، خفر جهرم و دشت آسپاس اقلید، به ترتیب کمترین آسیب به آنها وارد شده است.

در مجموع، CI یا ضریب نزدیکی محدوده‌ی فراشبند کمتر از ۰/۴ (آسیب‌پذیری خیلی زیاد)، سه محدوده‌ی جهرم، ارسنجان و نیریز در دامنه ۰/۵ تا ۰/۷ (آسیب‌پذیری

زیاد)، شش محدوده‌ی مطالعاتی قره‌بلاغ، باشدو و کرمستج لارستان، دراکویه داراب، سعادت‌آباد پاسارگاد، مبارک‌آباد باروس قیروکارزین و قطب‌آباد جهرم در دامنه‌ی ۰/۷ تا ۰/۸ (آسیب‌پذیری متوسط) و از ۳۹ محدوده‌ی باقیمانده، ۲۱ محدوده، CI آنها در دامنه‌ی ۰/۸ تا ۰/۹ (آسیب‌پذیری کم) و ۱۸ محدوده در دامنه‌ی بالاتر از ۰/۹ (آسیب‌پذیری خیلی کم) بدست آمد (جدول ۲).

به عنوان نتیجه‌ی کلی، محدوده‌ی مطالعات آب زیرزمینی فراشبند در کران بالای آسیب‌پذیری، محدوده‌ی داریان شهرستان شیراز در میانه و محدوده‌ی صادق‌آباد شهرستان آباده در کران پایین آسیب‌پذیری ناشی از فعالیت‌های کشاورزی قرار گرفتند.

جدول ۲ نتایج رتبه‌بندی محدوده‌های مطالعاتی برحسب میزان آسیب‌پذیری بر مبنای فن topsis

محدوده مطالعاتی	وزن L	وزن EC	CI TOPSIS
فراشبند	۰.۵	۰.۵	۰.۳۶۵
جهرم	۰.۸	۰.۲	۰.۵۳
ارسنجان	۰.۶	۰.۴	۰.۵۷
نیریز	۰.۵	۰.۵	۰.۵۹
قره بلاغ	۰.۹	۰.۱	۰.۷۰
باشدو کرمستج	۰.۴۵	۰.۵۵	۰.۷۱
دراکویه	۰.۸	۰.۲	۰.۷۷
سعادت‌آباد	۰.۷	۰.۳	۰.۷۷
مبارک آبادباروس	۰.۶	۰.۴	۰.۷۷
قطب‌آباد	۰.۶	۰.۴	۰.۷۹
خشت ـ کمارج	۰.۵	۰.۵	۰.۸۰
میمندشبانکاره	۰.۷	۰.۳	۰.۸۱
استهبان	۰.۸	۰.۲	۰.۸۲
خیر	۰.۴	۰.۶	۰.۸۲
کوار مهارلو	۰.۶	۰.۴	۰.۸۳
میان جنگل	۰.۷	۰.۳	۰.۸۳
دشت افزر	۰.۶	۰.۴	۰.۸۴
زاهدون	۰.۶	۰.۴	۰.۸۴
فیروزآباد	۰.۷	۰.۳	۰.۸۴
برم	۰.۶	۰.۴	۰.۸۵
ایچ	۰.۸	۰.۲	۰.۸۵
داراب	۰.۸	۰.۲	۰.۸۶
دارنجان	۰.۷	۰.۳	۰.۸۷
رونیز	۰.۷	۰.۳	۰.۸۷
داریان	۰.۴	۰.۶	۰.۸۷
فسا	۰.۷	۰.۳	۰.۸۸
گراش	۰.۷	۰.۳	۰.۸۸
گله‌دار	۰.۶	۰.۴	۰.۸۸
قادرآباد ـ مادرسلیمان	۰.۲۵	۰.۷۵	۰.۸۸
توابع ارسنجان	۰.۴	۰.۶	۰.۸۹
دریاچه پریشان	۰.۶	۰.۴	۰.۸۹
حسن آباد ـ قوری	۰.۶	۰.۴	۰.۹۰
کوار	۰.۵	۰.۵	۰.۹۰
سیدان ـ فاروق	۰.۶	۰.۴	۰.۹۰
سروستان	۰.۳	۰.۷	۰.۹۱
نورآبادممسنی	۰.۷	۰.۳	۰.۹۱
قره باغ	۰.۵	۰.۵	۰.۹۱
کازرون	۰.۶	۰.۴	۰.۹۲
نوبندگان	۰.۸	۰.۲	۰.۹۲
ده بید	۰.۲۵	۰.۷۵	۰.۹۳
لار	۰.۴	۰.۶	۰.۹۳
شیراز	۰.۴	۰.۶	۰.۹۴
سرچاهان	۰.۲۵	۰.۷۵	۰.۹۴
قیرکارزین	۰.۵	۰.۵	۰.۹۶
آسپاس	۰.۲	۰.۸	۰.۹۶
خفر	۰.۷	۰.۳	۰.۹۷
دشت نمدان	۰.۲	۰.۸	۰.۹۷
آباده ـ اقلید	۰.۳	۰.۷	۰.۹۷
صادق‌آباد ـ رجب‌آباد	۰.۲۵	۰.۷۵	۰.۹۸

(منبع: یافته‌های پژوهش)

نتیجه‌گیری

این مطالعه با هدف ارزیابی آسیب‌پذیری محدوده‌های مطالعاتی آب زیرزمینی استان فارس در مقیاس میانی و منطقه‌ای و از نوع روش‌های آماری آسیب‌پذیری انجام شد. بدین منظور، ابتدا با بررسی معادلات و شاخص‌های آسیب‌پذیری موجود و تحلیل آن‌ها، شاخص تلفیقی با الگوگیری از معادله‌ی آسیب‌پذیری میز (۲۰۱۳) مبتنی بر ویژگی‌های کمی و کیفی آب زیرزمینی طراحی، و محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی بر مبنای آن ارزیابی شدند. در ادامه، با استفاده از روش TOPSIS تصمیم‌گیری چندمعیاره، محدوده‌های مطالعاتی بر اساس میزان آسیب وارد شده ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، رتبه‌بندی شدند.

نتایج ارزیابی بر اساس AGWVI نشان دادند که دامنه‌ی آسیب متفاوتی بر آبخوان‌های واقع در محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی استان فارس وارد شده است. بیشترین آسیب‌پذیری آبخوان‌ها، ناشی از تغییرات کمی آب زیرزمینی بوده، و منفی بودن نرخ افت سالانه تراز آب زیرزمینی در تمامی محدوده‌های مطالعاتی، در تایید این موضوع است. براساس قانون برنولی، این مساله، به‌عنوان یکی از دلایل اصلی، زمینه‌ی تغییرات هدایت الکتریکی آب مصرفی در بخش کشاورزی و پیشروی شوری را نیز فراهم کرده است. بر مبنای این نتیجه، سیاست‌های تخصیص از منابع آب زیرزمینی در تمامی محدوده‌های مطالعاتی استان فارس، باید دچار دگرگونی اساسی گردد. در این راستا، کاربرد قوانین انتخاب اجتماعی (Social Choice Rules) به منظور مدیریت و بهره‌وری بهینه منابع آب زیرزمینی به‌عنوان یک راهبرد، پیشنهاد می‌گردد.

با توجه به درجه‌ی متفاوت آسیب‌پذیری آب زیرزمینی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی در محدوده‌های مطالعاتی آب زیرزمینی در مقیاس میانی و حوضه‌های آبخیز در مقیاس کلان‌تر، از عوامل زمینه‌ای این موضوع، می‌توان به حق برداشت بدون محدودیت‌های قانونی و فنی آب زیرزمینی از آبخوان‌ها، نرخ قابل توجه چاه‌های غیرمجاز، نبود نظارت بر نوع و سطح کشت محصولات، عدم آمایش سرزمین دشت‌های واقع در هر یک از محدوده‌ها، تدوین و ترویج الگوهای کشت آب‌بر، سیاست‌های قیمت‌گذاری آب کشاورزی به ویژه آب زیرزمینی، پایین بودن قیمت آب زیرزمینی به عنوان یک نهاده‌ی کشاورزی و منفعل عمل‌کردن نهادهای مسئول در اطلاع‌رسانی در مورد وضعیت جاری و آتی و تراز آب زیرزمینی اشاره کرد. از این رو، با توجه به تنوع اقلیمی، زیست‌محیطی و به خصوص ویژگی‌های فرهنگی‌ـاجتماعی بهره‌برداران آب زیرزمینی هر یک از محدوده‌های مطالعاتی استان، ضروری است آب و زمین‌شناسی و علوم اجتماعی، آن طور که سیدال و بارثل (۲۰۱۶)، سیواپلان و همکاران (۲۰۱۲)، لوند (۲۰۱۵)، ووگل و همکاران (۲۰۱۵) و بلر و بای‌تیرت (۲۰۱۵) تاکید کرده‌اند به طور یکپارچه مدنظر قرار گیرند. همچنین، یک الگوی روانشناختی‌ـاجتماعی در جهت بهبود رفتار پایداری بهره‌برداران آب زیرزمینی کشاورزی در هر حوضه‌ی آبخیز یا محدوده‌ی مطالعاتی برآورد و طراحی گردد (صالحی و همکاران، ۱۳۹۶ و ۲۰۱۸).

از آنجا که ویژگی‌های روانشناختی، اجتماعی، فرهنگی و اقتصادی در کنار ویژگی‌های فنی و اقلیمی، واقعیت‌های جاری محدوده‌های مطالعاتی به شمار می‌روند، با توجه به مقیاس ارزیابی پژوهش، که در سطح میانی و مقیاس منطقه‌ای انجام شد، این امکان میسّر گردید که ضمن فراهم شدن شناخت از وضع موجود محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی در مقایسه با یکدیگر، زمینه‌ی برنامه‌ریزی جامع و نظام‌مند مبتنی بر ابعاد زمانی برنامه‌ریزی (کوتاه، میان و بلندمدت) فراهم گردد. همچنین این امکان فراهم شد تا سایر دانش‌ها به ویژه علوم اجتماعی، پژوهش‌های مقایسه‌ای را براساس درجه آسیب‌پذیری محدوده‌های مطالعاتی، جهت شناخت ویژگی‌های روانشناختی‌ـاجتماعی موثر بر وضعیت محیط‌زیست و منابع آب زیرزمینی، استوار نمایند، و در هر مورد، راهکارهای ویژه، ارائه گردد. در محدوده‌ی مطالعاتی صادق‌آباد شهرستان آباده، به‌علت مدیریت میزان برداشت‌ها از سوی آب‌بران و به ویژه جلوگیری از حفر چاه‌های غیرمجاز، تراز آب زیرزمینی در سال‌های گذشته روند رو به مثبتی به خود گرفته است. در محدوده‌ی مطالعاتی فراشبند با اضافه برداشت‌ها از آب زیرزمینی و بر هم خورد تعادل آب زیرزمینی و تغییر شیب هیدرولیکی از یک طرف و وجود گنبد نمکی باچون در این منطقه و تداوم خشکسالی از طرف دیگر، شدت شوری به طور میانگین، طی دوره‌ی مورد مطالعه، سالانه حدود ۷۰۰ میلی موس بر سانتی‌متر افزایش داشته و باعث حرکت جبهه شوری به سمت چاه‌های کشاورزی شده است، که این نتایج، همسو با نتایج مطالعات رئیسی (۱۳۷۶)، بوستانی و همکاران

(۱۳۸۷)، نشاط و زین الدینی (۱۳۹۲) و رنودول و همکاران (۲۰۰۰) می‌باشد. بر پایه‌ی این نتیجه، تاثیر رفتار بهره‌برداران کشاورزی بر پایداری و آسیب‌پذیری آبخوان‌ها کاملا تایید می‌گردد. از آنجا که سفره‌های آب زیرزمینی یک منبع مشترک بین تعدادی از بهره‌برداران بوده و زمینه‌ی "تضاد آب زیرزمینی" (groundwater conflict) و در نتیجه، ناپایدارسازی و "غم‌نامه منابع مشترک" آب زیرزمینی در بین آنها به‌علت برداشت‌های بی‌رویه و غیرمجاز وجود دارد آنچنان که بیژنی و حیاتی (۱۳۹۲) تایید نموده‌اند، از این رو پیشنهاد می‌گردد با توجه به محوریت ارتباط کشاورزان (آب‌بران) و منابع آب زیرزمینی، مبتنی بر روانشناسی محیط‌زیست (environmental psychology) نسبت به طراحی یک شاخص فراگیر پایداری آب زیرزمینی کشاورزی (agricultural groundwater sustainability index) اقدام گردد. همچنین پیشنهاد می‌شود که با اتکا بر مشارکت آب‌بران آب زیرزمینی، و تشکیل تشکل‌های آب‌بران در محدوده‌های مطالعاتی استان فارس، و همچنین تجهیز چاه‌ها به آب‌شمارهای هوشمند حجمی، اقدامات پیشگیرانه در قبال محدوده‌هایی که از وضعیت مناسبی برخوردارند و اقدامات درمان‌کننده در مورد محدوده‌هایی که دچار آسیب شده‌اند، در جهت پایداری آب زیرزمینی از سوی متولیان مدیریت منابع آب صورت پذیرد. از طرفی، نظر به اینکه در برخی از محدوده‌های مطالعات آب زیرزمینی استان مانند فیروزآباد، مرودشت-خرامه، دشت آسپاس اقلید، کوار مهارلو، کوار قره‌آغاج، قیروکارزین و دشت افزر قیر، عملا از آب سطحی علاوه بر آب زیرزمینی، جهت فعالیت‌های کشاورزی استفاده می‌گردد، ضروری است مدیریت یکپارچه‌ی منابع آب سطحی و زیرزمینی (IWRM) مستقر و عملیاتی گردد.

منابع

۱) ابریشمچی، ا.، طاهری شهرآئینی، ح.، و تجریشی، م. ۱۳۹۱. آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی از آفت‌کش‌ها و رتبه‌بندی و دسته‌بندی آنها (مطالعه موردی). آب و فاضلاب ۳: ۲۷-۱۶.

۲) اصغرپور، م. ج. ۱۳۸۵. تصمیم‌گیری‌های چند معیاره. تهران: موسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران.

۳) بابائیان، ف.، باقری، ع.، و رفیعیان، م. ۱۳۹۵. تحلیل آسیب‌پذیری سامانه منابع آب نسبت به کم آبی با استفاده از چارچوب حسابداری آب (مطالعه موردی :محدوده‌ی مطالعاتی رفسنجان). فصلنامه تحقیقات منابع آب ۱۲(۱): ۱۷-۱.

۴) بوستانی، س.، کمپانی زارع، م.، و نوشادی، م. ۱۳۸۷. بررسی اثر گنبدهای نمکی بر روی منابع آب در منطقه دهرم استان فارس. جنگل و مرتع ۷۸: ۹۳-۸۴.

۵) بیـژنی، م.، و حیاتی، د. ۱۳۹۲. کاربرد نگرش‌های ارزشی زیست‌محیطی در واکاوی تضاد آب: مورد مطالعه شبکه‌ی آبیاری سد درودزن. مجله علوم ترویج و آموزش کشاورزی ایران ۹(۱): ۱۰۸ـ ۱۰۱.

۶) تاد، د. ک.، و میز، ل. د. ۱۳۹۴. مهندسی منابع آبهای زیرزمینی (ترجمه و تکمیل مهرداد راهنمایی). شیراز: انتشارات دانشگاه آزاد اسلامی واحد شیراز.

۷) رئیسی، ع. ۱۳۷۶. اثر گنبدهای نمکی گزطویله برروی آب‌های کارستی و آبرفتی مجاور. اولین همایش سـالانه انجمن زمین شناسی ایران.

۸) زنگنه‌اسدی، م. ع.، بقایی‌نژاد، ن.، غلامپور، ش.، و بهشتی قله‌زو، ع. ۱۳۹۴. تهیه‌ی نقشه آسیب‌پذیری آلودگی آبخوان بقیع خراسان رضوی با کاربرد دو روش COP و PRIK، استفاده از سنجش از دور و GIS. مجله مهندسی منابع آب ۸: ۵۰-۴۳.

۹) سرچشمه، ب. و شاه‌محمدی کلالق، ش. ۱۳۹۵. ارزیابی آسیبپذیری آلودگی آبخوان دشت سلماس با مدل دراستیک و سیستم اطلاعات جغرافیایی. نشریه دانش آب و خاک ۲۶: ۶۷-۵۵.

۱۰) شرکت سهامی آب منطقه‌ای فارس. ۱۳۹۲. بررسی اجمالی وضعیت منابع آب زیرزمینی استان فارس (سال آبی: ۹۲-۹۱) (گزارش منتشر نشده).

۱۱) شفیعی‌جو، م.، ابریشمچی، ا.، و صلوی‌تبار، ع. ۱۳۹۲. ارزیابی طرح‌های توسعه منابع آب در سامانه چندمخزنه زیرحوضه دره‌رود با استفاده از شاخص‌های عملکردی. آب و فاضلاب ۳: ۳۲-۲۲.

۱۲) شهبازیان، م. ر.، و باقری، ع. ۱۳۹۵. تحلیل سیستمی آسیب‌پذیری دشت سیستان به کاهش منابع آب: ارائه‌ی گزینه‌های سیاستی با رویکرد برگشت‌پذیری. فصلنامه تحقیقات منابع آب ۱۲(۱): ۵۵-۴۰.

۱۳) صالحی، س. ۱۳۹۵. تحلیل روانشناسی محیط‌زیستی کنشگران تأثیرگذار در رفتار پایداری منابع آب زیرزمینی در استان فارس. رساله‌ی دکتری، دانشگاه تربیت مدرس (منتشر نشده).

۱۴) صالحی، س.، چیذری، م.، صدیقی، ح.، و بیژنی، م. ۱۳۹۶. تأثیر باورهای زیست‌محیطی بر رفتار پایدار کشاورزان استان فارس در بهره‌برداری از منابع آب زیرزمینی. مجله علوم ترویج و آموزش کشاورزی ایران ۱۳(۱): ۱۹۳-۱۷۵.

۱۵) صداقت، م. ۱۳۸۶. زمین و منابع آب (آب‌های زیرزمینی). تهران: انتشارات دانشگاه پیام نور.

۱۶) صفوی، ح. ر.، و گل‌محمدی، م. ح. ۱۳۹۵. ارزیابی عملکرد سیستم‌های منابع آب با استفاده از معیارهای اطمینان‌پذیری، برگشت‌پذیری و آسیب‌پذیری فازی. فصلنامه تحقیقات منابع آب ۱۲(۱): ۸۳-۶۸.

۱۷) علیزاده، م. ر.، نیکو، م. ر.، رخشنده رو، غ. ر. و طالب بیدختی، ن. ۱۳۹۴. کاربرد قوانین انتخاب اجتماعی (SCR) در مدیریت و بهره‌وری بهینه از منابع آبی. مجله‌ی مهندسی منابع آب ۸: ۸۶-۷۳.

۱۸) کلانتری، ن.، فاریابی، م.، و رحیمی، م. ح. ۱۳۸۶. بررسی پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی دشت باغملک با استفاده از روش AVI و مدل‌های GOD و DRASTIC در محیط GIS. نشریه زمین‌شناسی مهندسی ۲: ۴۵۰-۴۳۱.

۱۹) گنجی، آ.، خلیلی، د. و همایونفر، م. ۱۳۸۵. تاثیر عدم اطمینان بر معیارهای مخاطره در مدیریت مخزن. تحقیقات منابع آب ۲(۳): ۲۶-۱۳.

۲۰) محتشمی، ع.، و طیبی، س. ۱۳۹۰. مدلی جهت محاسبه میزان پرداخت‌های انگیزشی به کارکنان با استفاده از تصمیم‌گیری‌های چند معیاره. فصلنامه علمی ـ پژوهشی مطالعات مدیریت صنعتی ۲۰: ۱۲۸-۱۰۱.

۲۱) مرادی، ا. م.، و اخترکاوان، م. ۱۳۸۸. روش‌شناسی مدل‌های تحلیل تصمیم‌گیری چندمعیاره. آرمانشهر ۲، ۱۲۵-۱۱۳.

۲۲) معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی ریاست جمهوری. ۱۳۹۱. دستورالعمل تقسیم‌بندی و کدگذاری حوضه‌های آبریز و محدوده‌های مطالعاتی در سطح کشور (نشریه شماره ۳۱۰).

۲۳) معروفی، ص.، سلیمانی، س.، قبادی، م. ح.، رحیمی، ق.، و معروفی، ح. ۱۳۹۱. ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت ملایر با استفاده از مدل‌های DRASTIC، SI و SINTACS. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک ۱۹: ۱۶۶-۱۴۱.

۲۴) مقیمی، هـ ۱۳۹۴. ارزیابی زمین‌شیمیایی منابع آب زیرزمینی آبخوان دشت ساری ـ قائمشهر از نظر شرب و کشاورزی. مجله مهندسی منابع آب ۸: ۶۸-۵۱.

۲۵) نشاط، ع.، و زین‌الدینی، ع. ۱۳۹۲. بررسی اثر پیشروی آب شور بر کیفیت آب آبیاری و خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک تحت کشت پسته منطقه سیرجان. علوم و تکنولوژی محیط زیست ۱۵(۲): ۲۲-۱۳.

۲۶) وزارت نیرو. ۱۳۹۲. بررسی وضعیت منابع آب زیرزمینی کشور تا پایان سال آبی ۹۱-۱۳۹۰ (گزارش منتشر نشده).

27) Alessa, L., Kliskey, A., Lammers, R., White, D., Arp, C., Hinzman, L. and Busey, B. 2009. The Arctic Water Resources Vulnerability Index (AWRVI). Available at: http://www.alaska.edu/files/epscor/living-on-earth/LilAlessa.pptx

28) Beardsley, T. 1993. Never give a sucker an even break. Scientific American 269(4): 22-22.

29) Blair, P., and Buytaert, W. 2015. Modelling socio-hydrological systems: a review of concepts, approaches and applications. Hydrology and Earth System Sciences 12: 8761–8851.

30) Brown, L. R. and Flavin, C. 1999. A new economy for a new century. In L. Starke (Ed.), State of the World. A World Watch Institute Report on Progress toward a Sustainable Society. New York: W.W. Norton & Company.

31) Burby, R. J. 1998. Cooperating with Nature. Joseph Henry, Washington, DC.

32) Chamine, H. I. 2015. Water resources meet sustainability: new trends in environmental hydrogeology and groundwater engineering. Environmental Earth Sciences 73: 2513–2520.

33) Dosi, C. 2001. Agricultural Use of Groundwater: Towards Integration between Agricultural Policy and Water Resources Management (Paperback). Springer.

34) FAO. 2014. FAO statistical yearbook. Rom: FAO Publication.

35) FAO. 2015. FAO statistical yearbook. Rom: FAO Publication.

36) Ferreira, J. P. L. and Oliveira, M. M. 2004. Groundwater vulnerability assessment in Portugal. Geofísica Internacional 43(4): 541-550.

37) Fussel, H. (2007). Vulnerability: A generally applicable conceptual framework for CC research. Global Environmental Change 17(2): 155–167.

38) Gleeson, T., Alley, W. M., Allen, D. M., Sophocleous, M. A., Zhou, Y., Taniguchi, M. and VanderSteen, J. 2012. Towards sustainable groundwater use: setting long-term goals, backcasting, and managing adaptively. Ground Water 50(1): 19–26.
39) Gogu, R. C. and Dassargues, A. 2000. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. Environmental Geology 39(6): 549–559.
40) Harter, T. 2001. Assessing Vulnerability of Groundwater. California Department of Health Services.
41) Hashimoto, T., Stedinger, J. R. and Loucks, D. P. 1982. Reliability, Resiliency, and Vulnerability Criteria for Water Resource system Performance Evaluation. Water Resources Research 18(1): 14-20.
42) Howley, P., Yadav, L., Hynes. S., Donoghue, C. O. and Neill, S. O. 2014.Contrasting the attitudes of farmers and the general public regarding the 'multifunctional' role of the agricultural sector. Land Use Policy 38: 248–256.
43) Hwang, C. L. and Yoon, K. 1981. Multiple attribute decision making: methods and applications. New York: Springer-Verlag.
44) Kumar, P., Bansod, B. K. S., Debnath, S. K., Kumar, P. and Ghanshyam, C. 2015. Index-based groundwater vulnerability mapping models using hydrogeological settings: A critical evaluation. Environmental Impact Assessment Review 51: 38–49.
45) Kurz, T. 2002. The Psychology of Environmentally Sustainable Behavior: Fitting Together Pieces of the Puzzle. Analyses of Social Issues and Public Policy 2(1): 257-278.
46) Loucks, D. P. 1997. Quantifying trends in system sustainability. Hydrological Sciences Journal 42(4): 513-530.
47) Loucks, D. P. and Gladwell, J. S. 1999. Sustainability criteria for water resource systems, Cambridge University Press, Cambridge.
48) Loucks, D. P., Stakhiv, E. Z. and Martin, L. R. 2000. Sustainable water resources management. Journal of Water Resources Planning and Management 126(2): 43-47.
49) Lund, J. R. 2015. Integrating social and physical sciences in water management. Water Resource Research 51: 5905-5918.
50) Mays, L. W. 2013. Groundwater Resources Sustainability: Past, Present, and Future. Water Resources Management 27(13): 4409-4424.
51) Moret, W. 2014. Vulnerability Assessment Methodologies: A Review of the Literature. Washington: USAID.
52) Moy, W. S., Cohon, J. L. and Revelle, C. S. 1986. A programming model for analysis of reliability, resilience and vulnerability of a water-supply reservoir. Water Resource Research 22(4): 489-498.
53) Murthy, C. S., Laxman, B. and Sesha Sai, M. V. R. 2015. Geospatial analysis of agricultural drought vulnerability using a composite index based on exposure, sensitivity and adaptive capacity. International Journal of Disaster Risk Reduction 12: 63–171.
54) Narasimhan, T. N. 2009. Groundwater: from mystery to management. Environmental Research Letters 4(3): 035002.
55) Nic, M., Simms, A., Thompson, S. and Abdallah, S. 2006. The Happy Planet Index: An index of human well-being and environmental impact. London: New Economics Foundation.
56) Pathak, D. R. and Hiratsuka, A. 2011. An integrated GIS based fuzzy pattern recognition model to compute groundwater vulnerability index for decision making. Journal of Hydro-Environment Research 5: 63-77.
57) Quental, N., JuLourenco, L. M. and Nunes da Silva, F. 2011. Sustainability: characteristics and scientific roots. Environ Dev Sustain 13: 257–276.
58) Renodol, P. U., Pernik-molly, R. B. and Garaz, R. G. 2000. Water supply potential of the Florida aquifer, Beaufort and gasper countries South Carolina: U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 61: 4285-4287.
59) Sadat-Noori, M. and Ebrahimi, K. 2016. Groundwater vulnerability assessment in agricultural areas using a modified DRASTIC model. Environmental Monitoring and Assessment, 188: 1-18.
60) Sahoo1, S., Dhar, A., Kar, A. and Chakraborty, D. 2016. Index-based groundwater vulnerability mapping using quantitative parameters. Environmental Earth Sciences 75, 522–535.
61) Salehi, S., Chizari, M., Sadighi, H. and Bijani, M. 2018. Assessment of agricultural groundwater users in Iran: a cultural environmental bias. Hydrogeology Journal 26(1): 285-295.
62) Sandoval-Solis, S., McKinney, D. and Loucks, D. 2011. Sustainability Index for Water Resources Planning and Management. Journal of Water Resources Planning and Management 137(5): 381-390.
63) Seidl, R. and Barthel, R. 2016. How to integrate social sciences in hydrological research? Geophysical Research Abstracts 18-18.
64) Shiklomanov, I. A. and Rodda, J. C. 2004. World water resources at the beginning of the twenty-first century. NY: Cambridge University Press.
65) Siebert, S., Burke, J., Faures, J. M., Frenken, K., Hoogeveen, J., Doll, P. and Portmann, F. T. 2010. Groundwater use for irrigation – a global inventory. Hydrology and Earth System Sciences 14: 1863–1880.
66) Sivapalan, M., Savenije, H. H. G. and Bloschl, G. 2012. Socio-hydrology: A new science of people and water. Hydrol Process 26(8): 1270-1276.

67) Sulemana, I. and James Jr, H. S. 2014. Farmer identity, ethical attitudes and environmental practices. Ecological 98: 49–61.
68) Taniguchi, M. 2014. Groundwater as a Key of Adaptation to Climate Change. In M. Taniguchi and T. Hiyama (Eds). Groundwater as a Key for Adaptation to Changing Climate and Society. 17-27. Japan: Springer.
69) Tesoriero, A. J., Inkpen, E. L. and Voss, F. D. 1998. Assessing ground-water vulnerability using logistic regression. Proceedings for the Source Water Assessment and Protection 98 Conference, Dallas, TX, 157– 165.
70) Turner, B. L. 2010. Vulnerability and resilience: Coalescing or paralleling approaches for sustainability science? Global Environmental Change 20(4): 570-576.
71) Turner, B. L., Kasperson, R. E., Matson, P., McCarthy, J. J., Corell, R. W., Christensen, L., Eckley, N., Kasperson, J. X., Luers, A., Martello, M. L., Polsky, C., Pulsipher, A. and Schiller, A. 2003. Framework for vulnerability analysis in sustainability science. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 100, 8074–8079.
72) Vogel, R. M., Lall, U., Cai, X., Rajagopalan, B., Weiskel, P. K., Hooper, R. P. and Matalas, N. C. 2015. Hydrology: The interdisciplinary science of water. Water Resource Research 51: 4409-4430.
73) Vrba, J. and Zoporozec, A. 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH International Contribution for Hydrogeology, 16. Hannover Heise, 131.
74) Zektser, I. S. and Everett, L. G. 2006. Groundwater resources of the world and their use. National Ground Water Association Press, Westerville.
75) Zhang, C. and Liu, X. 2013. A hybrid ANP-DEA approach for vulnerability assessment in water supply system. Proceedings of the Institute of Industrial Engineers Asian Conference 1395-1403.